

(Foreløpig utgave)

Norges offentlige utredninger
NOU 2009: 16

Globale miljøutfordringer – norsk politikk

*Hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i
offentlige beslutningsprosesser*

**Utredning fra et utvalg oppnevnt av Finansdepartementet 30. mai 2008
Avgitt 22. juni 2009**

Departementenes Servicesenter
OSLO 2009

Til Finansdepartementet

Finansdepartementet oppnevnte 30. mai 2008 et utvalg for å utrede hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser.

Utvalget legger med dette fram sin utredning.

Oslo 22. juni 2009

Øystein Olsen
Leder

Olav Bolland

Per Botolf Maurseth

Joakim Sonnegård

Bente Christiansen

Karine Nyborg

Ingeborg Rasmussen

Michael Hoel

Gunn Paulsen

Geir Åvitsland
Åse Bøe
Mads Greaker
Herbert Kristoffersen
Øyvind Lone
Bent Arne Sæther

Kapittel 1 Utvalgets oppnevning, bakgrunn og arbeidsmåte

1.1 Oppnevning, mandat og arbeid

Bakgrunn og oppnevning

Finansdepartementet satte ved kgl. res av 30. mai 2008 ned et utvalg for å vurdere hvordan bærekraftig utvikling bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser.

Utvalget har hatt følgende medlemmer:

- Administrerende direktør Øystein Olsen, Bærum (leder)
- Professor Olav Bolland, Trondheim
- Fylkesmiljøvernssjef Bente Christiansen, Vadsø
- Professor Michael Hoel, Oslo
- Forsker Per Botolf Maurseth, Oslo
- Professor Karine Nyborg, Bærum
- Seksjonssjef Gunn Paulsen, Trondheim
- Kanslichef Joakim Sonnegård, Stockholm
- Daglig leder Ingeborg Rasmussen, Bærum

Utvalgets sekretariat har bestått av seniorrådgiver Åse Bøe (Finansdepartementet), forskningsleder Mads Greaker (Statistisk sentralbyrå), seniorrådgiver Herbert Kristoffersen (Finansdepartementet), seniorrådgiver Øyvind Lone (Miljøverndepartementet), seniorrådgiver Bent Arne Sæther (Miljøverndepartementet) og avdelingsdirektør Geir Åvitsland (Finansdepartementet)

Utvalgets mandat

Utvalget har hatt følgende mandat:

”Bærekraftig utvikling er satt på dagsorden fordi det er vedvarende fattigdom i mange utviklingsland samtidig som presset på jordens økosystemer øker. Klimaendringer, overbeskatning av naturressurser og tap av biologisk mangfold er synlige tegn på dette. Det er Regjeringens syn at Norge skal bli et foregangsland i arbeidet for en bærekraftig utvikling. Økonomiske, sosiale og miljømessige hensyn må ses i sammenheng på tvers av sektorer og beslutningsnivåer. Hensynet til bærekraftig utvikling må ivaretas på alle politikkområder.

En systematisk ivaretagelse av bærekraftig utvikling i offentlige beslutningsprosesser reiser en rekke krevende spørsmål:

- Hvilke prosesser og metoder kan brukes eller må utvikles for å håndtere langsiktige hensyn i løpende beslutninger?

- Hvordan kan en på en metodisk og forsvarlig måte veie framtidige, usikre og dels ukjente og kanskje irreversible skadevirkninger på miljø, helse og naturens mangfold, produktivitet og vitale økosystemtjenester for samfunnet, mot kjente og økonomisk kvantifiserbare kostnader og gevinster?
- Hvilke hindringer eksisterer for en effektiv innføring av ny og mer bærekraftig og miljøvennlig teknologi? Hvordan kan myndighetene ta hensyn til eventuelle slike hindringer i sine beslutninger?
- Utvalget skal på denne bakgrunn vurdere om eksisterende regler og retningslinjer for offentlige beslutningsprosesser er tilstrekkelige til å ivareta miljø- og bærekraftshensynene. Videre skal utvalget vurdere og komme med forslag til endringer og forbedringer i slike retningslinjer, og om de bør suppleres med faglige retningslinjer for håndtering av sentrale bærekraftproblemstillinger. Utvalget skal ta utgangspunkt i Norges strategi for bærekraftig utvikling som ble lagt fram i Nasjonalbudsjettet 2008.

Utvalget skal blant annet drøfte hvordan verdsettingsspørsmål knyttet til langsiktige bærekraftsproblemstillinger, særlig knyttet til blant annet klimaendring, tap av naturens mangfold og global spredning av miljøgifter, skal tas hensyn til ved nytte-kostnadsanalyser i offentlig sektor. Det må tas hensyn til at slike problemstillinger ofte kan innebære gradvis tilgang på informasjon og ulike grader av irreversibilitet. Spesielt skal utvalget vurdere valg av kalkulasjonsrente i slike tilfeller.

Sternrapporten peker på at det er viktig for samfunnet med gode anslag på framtidige priser på klimagassutslipp. Tidsutviklingen for slike priser er usikker, og en bør ta høyde for at ikke alle utslipp av klimagasser nødvendigvis er omfattet av en internasjonal klimaavtale. I lys av dette skal utvalget vurdere hensiktsmessige metoder for å anslå den framtidige utviklingen i priser på utslipp av klimagasser og hvordan slik prisinformasjon bør brukes i samfunnsøkonomiske lønnsomhetsanalyser. Utvalget må videre vurdere hvordan avvik mellom privatøkonomiske og samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderinger best kan håndteres.

Utvalgets arbeid bør bl.a. bygge på det faglige arbeidet som er gjort i Norge og internasjonalt, bl.a. NOU 1996: 9 Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting (Grønn skattekomisjon), NOU 1997: 27 og NOU 1998: 16 om Nytte-kostnadsanalyser, NOU 2000: 1 Et kvotesystem for klimagasser (Kvoteutvalget) og NOU 2007: 8 En vurdering av særavgiftene (Særavgiftsutvalget). Stern-utvalgets rapport vil også være sentral for utvalgets arbeid. NOU 2006: 18 Et klimavennlig Norge (Lavutslippsutvalget) inneholder også relevant materiale for utvalgets arbeid. Utvalget skal redegjøre for de økonomiske og administrative konsekvensene av sine forslag.

Utvalget skal selv vurdere behovet for å trekke inn ytterligere ekspertise, for eksempel i form av utredninger og seminarer. Utvalget bør underveis i arbeidet arrangere et seminar med bredere deltakelse for drøfting av problemstillinger som er relevante i utvalgets arbeid.

Utvalget skal avgi sin innstilling til finansministeren innen 1. juni 2009.”

Utvalgets arbeid

Utvalget har hatt 15 heldagsmøter fra juni 2008 til juni 2009

Utvalget har hatt eksterne innledere til flere møter, og har i tillegg hatt et bredt seminar i samsvar med mandatet. Videre har professor Michael Hoel skrevet en utredning om klimapolitikk for en liten økonomi (vedlegg 1 i rapporten), og forskerne Brita Bye, Taran Fæhn, Tom-Reiel Heggedal og Liv Marie Hatlem i Statistisk sentralbyrå har skrevet utredningen "Teknologiutvikling, klima og virkemiddelbruk" (vedlegg 2 i rapporten).

1.2 Mandattolkning og disposisjon for rapporten

Utvalget har konsentrert sin diskusjon om de tre temaene klimautfordringer, biologisk mangfold og miljøgifter. Alle de tre temaene er karakterisert ved at mulige skader på naturen er alvorlige, langsiktige og til dels irreversible, og at det hersker usikkerhet om virkningene på lang sikt av den politikken som føres i dag. De tre temaene er videre preget av at kunnskapen på området er under sterk utvikling, men at usikkerheten om viktige sammenhenger fortsatt er stor. Disse forholdene gjør at de tre temaene fremstår som særlig sentrale for å vurdere hvordan hensynet til bærekraftig utvikling skal ivaretas i offentlige beslutningsprosesser.

Internasjonale forhold er svært viktige for de tre hovedtemaene utvalget behandler. Norge må derfor forholde seg til internasjonalt regelverk på alle tre områder. Utvalget har konsentrert sitt arbeid om regler og retningslinjer *gitt* et internasjonalt regelverk, og har i mindre grad gått inn på hvordan internasjonalt regelverk (f.eks. knyttet til internasjonale klimaforhandlinger) vil og bør utvikle seg. I tråd med dette har utvalget heller ikke vurdert hvilke krav som må stilles til en bærekraftig utvikling, men har konsentrert seg om hvorvidt offentlige beslutningsprosesser er utformet på en måte som tilrettelegger for at norske myndigheters overordnede målsettinger med hensyn til klima, biologisk mangfold og miljøgifter blir ivaretatt. Denne avgrensningen og tolkningen av mandatet har vært en nødvendig prioritering innenfor et stort fagområde og med en begrenset tidsramme. Det vises for øvrig til den oversikten over rapportens innhold og anbefalinger som gis i kapittel 13.

Rapporten består av 13 kapitler. Kapitlene 2-6 gir en bakgrunn for de tilrådingene utvalget kommer med i senere kapitler. Kapittel 2 beskriver det overordnede begrepet bærekraftig utvikling, kapittel 3 gir en oversikt over norske regler og beslutningsprosesser knyttet til miljøspørsmål, mens kapitlene 4 - 6 behandler de tre sentrale miljøområdene klima (kapittel 4), biologisk mangfold (kapittel 5) og miljøgifter (kapittel 6).

I kapitlene 7 og 8 drøfter utvalget hhv. nytte-kostnadsanalyser og økonomiske virkemidler, og usikkerhet og diskontering. Disse to kapitlene gir dermed en metodemessig bakgrunn for utvalgets tilrådinge.

Kapitlene 9 - 12 inneholder utvalgets vurderinger og tilrådinge på de tre sentrale miljøområdene klima (kapittel 9), biologisk mangfold (kapittel 11) og miljøgifter (kapittel 12), samt teknologiutvikling knyttet til miljø (kapittel 10).

Utvalgets sentrale tilrådinger er gjengitt i kapittel 13 sammen med mulige implikasjoner for regelverk mv. (administrative konsekvenser) og økonomiske konsekvenser. I dette kapitlet drøftes også hvordan ulike kjennetegn ved de tre områdene klima, biologisk mangfold og miljøgifter har ført fram til ulike typer tilrådinger. Kapittel 13 fungerer dermed som en oppsummering av utvalgets rapport.

Kapittel 2 Bærekraftig utvikling

2.1 Om begrepet bærekraftig utvikling

Begrepet bærekraftig utvikling ble definert slik av Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (Brundtlandkommisjonen) i sluttrapporten: *”En bærekraftig utvikling er en utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få tilfredsstille sine behov”* (Verdenskommisjonen, 1987).

Begrepet bærekraftig utvikling er nedfelt i en rekke sentrale dokumenter og i flere sentrale miljøkonvensjoner, med konkrete forpliktelser, innenfor rammen av FN-systemet.

Rapporten fra Verdenskommisjonen ble fulgt opp av FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio de Janeiro i Brasil i 1992. Denne konferansen resulterte i Rio-erklæringen om miljø og utvikling, handlingsplanen Agenda 21, Klimakonvensjonen (UN Framework Convention on Climate Change) og Biomangfoldkonvensjonen (UN Convention on Biological Diversity), samt en erklæring om bærekraftig bruk av verdens skoger. De to konvensjonene er siden fulgt opp med mer konkrete og forpliktende protokoller, som Kyoto-protokollen under Klimakonvensjonen og Cartagena-protokollen under Biomangfoldkonvensjonen.

Rio-konferansen ble igjen fulgt opp av Verdenstoppmøtet om bærekraftig utvikling i Johannesburg i Sør-Afrika i 2002, som blant annet resulterte i Johannesburg-erklæringen og i en handlingsplan for å følge opp Agenda 21 og FNs Tusenårsmål fra 2000. Under toppmøtet i Johannesburg i 2002 var landene enige om å ta et samlet ansvar for å videreutvikle og styrke de uavhengige og gjensidig støttende pilarene for bærekraftig utvikling – økonomisk utvikling, sosial utvikling og ivaretagelse av miljø – på lokalt, nasjonalt, regionalt og globalt nivå (jf. Johannesburg-erklæringens pkt. 5).

Utgangspunktet for Verdenskommisjonens mandat og arbeid var å forene fattige lands rett til en rask økonomisk og sosial utvikling med en løsning av jordas miljøproblemer. Begrepet bærekraftig utvikling, slik det presenteres av Verdenskommisjonen, handler først om å dekke spesielt grunnleggende behov, og peker på at dette må skje innenfor økologisk opprettholdbare rammer. Bærekraftig utvikling inkluderer dermed et normativt element, et krav om solidaritet både mellom generasjoner og i forholdet til utviklingslandene.

Et sentralt tema i denne sammenheng er mulighetene for å frakoble eller bryte forbindelsen mellom økonomisk vekst og økte miljøbelastninger. Slik frakobling er sentral i handlingsplanen fra Johannesburg, og er et hovedelement både i Norges, Nordisk ministerråds og EUs bærekraft- og miljøstrategier. På Rio-konferansen la utviklingslandene stor vekt på behovet for å endre industrilandenes produksjons- og forbruksmønstre. Dette temaet følges opp etter Johannesburg gjennom den såkalte Marrakesh-prosessen for å utvikle et rammeverk for handlingsplaner for bærekraftig produksjon og forbruk.

I en bærekraftig sammenheng står de miljømessige utfordringene i en særstilling på grunn av disse problemenes irreversible karakter. Miljøutfordringer utgjør også et hovedfokus i utvalgets analyser og vurderinger, med utgangspunkt i mandatet som er gitt. I de bærekraftstrategiene som er presentert i Nasjonalbudsjettet for 2004 og for 2008, er klimaendring, biologisk mangfold og helse- og miljøfarlige kjemikalier ansett som særlig kritiske, fordi de er globale og langsiktige i sin karakter og kan medføre irreversible endringer i naturmiljøet.

Vurderingene av disse miljøtruslene som de mest kritiske bygger både på internasjonale prioriteringer i FN og OECD (jf. OECD Environmental Strategy 2001 og OECD Environmental Outlook to 2030, 2008), og er også i tråd med drøftingen av bærekraftig utvikling i St.meld. nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.

Bærekraftig utvikling er som nevnt et *normativt* begrep. Derfor vil det ikke nødvendigvis være enighet om begrepsbruken i alle sammenhenger, og det finnes ulike definisjoner som gir forskjellige normative implikasjoner. Begrepet kan oppfattes som en moralsk rettesnor for hvilke hensyn som bør tas overfor menneskelige aktiviteter med innvirkninger på mulighetene til både andre nålevende og framtidige generasjoner forbruk og livsutfoldelse. Det finnes imidlertid ikke en klar definisjon eller avgrensning av hva som er forsvarlig eller god utnyttelse av og belastning på natur- og miljøressurser. Det finnes heller ikke noen generell enighet om hva behovene for nålevende generasjoner er, og i enda mindre grad hvordan framtidige generasjoner vil formulere sine behov. Begrepet må i stedet ses som et utgangspunkt for drøftingen av hvilke prinsipper som bør legges til grunn i avveiningen mellom ulike hensyn. I enkelte tilfeller er likevel begrepet i noen grad operasjonalisert, bl.a. i konvensjonen om biologisk mangfold, jf. omtale i kapittel 5.

Bærekraftig utvikling kan også knyttes til hvilke krav som bør gjelde for utnyttelse av betinget fornybare (biologiske) naturressurser:

- Innen skogbruk og fiskeri har en lenge søkt å praktisere regler om at ressursuttaket ikke bør overstige visse kvantitative grenser knyttet til ressursens naturlige tilvekst. Slike begreper og mål kan i mange sammenhenger være nyttige i praktisk ressursforvaltning, forutsatt at en ser flere arter eller bestander i sammenheng. Bærekraftshensyn tilsier imidlertid at en må ta hensyn til hele økosystemet. Dette er ofte svært krevende, jf. kapittel 5 om biologisk mangfold.
- For miljøressurser, som vann- og luftkvalitet, har en tilsvarende begreper og kriterier for hvor mye miljøet (resipienten) kan absorbere uten å bli overbelastet, for eksempel gjennom tilførsel av næringssalter eller andre menneskeskapt materialstrømmer. Begrepet "naturens tålegrenser" er et felles, generelt uttrykk for en slik naturvitenskapelig tilnærming til ressursuttak og miljøbelastninger.
- For ikke-fornybare ressurser vil ethvert nivå på uttaket medføre at ressursen på lang sikt blir brukt opp. I prinsippet gjelder dette selv om materialressurser kan gjenvinnes, nye forekomster oppdages, og andre råstoffer og materialer kan erstatte de som uttømmes. Utnyttelsen av ikke-fornybare ressurser kan likevel sies å være bærekraftig hvis samfunnets uttak av naturressursen motsvares av en minst like stor økning i verdien av andre ressurser, som for eksempel realkapital eller menne-

skelig kapital. Dette er relatert til spørsmålet om substitusjon eller erstatning av naturressurser med andre typer ressurser eller kapital. Spørsmålet om substitusjon mot andre ressurser kan også reises for betinget fornybare ressurser, som det (økonomisk sett) også er fullt mulig å overutnytte for å investere overskuddet i andre former for kapital.

Det kan gis en lang rekke forskjellige begrunnelser for å bevare naturen ut fra den betydningen den har for menneskesamfunnet. Mennesket er imidlertid avhengig av at naturen er i stand til å levere mange produkter og tjenester og mange livsviktige regulerende tjenester. Dette er sterke og tilstrekkelige grunner til å sette krav til og mål for bevaring av arter, økosystemer og naturprosesser. I tillegg til dette ser mange også en verdi i å bevare natur ut fra et etisk-moralsk ansvar for andre arter og for naturen generelt. Jo større vekt en legger på dette, jo sterkere vil en betone behovet for å bevare naturen, uavhengig av om naturens tjenester i økonomisk forstand kan erstattes av menneskeskaptede produkter og prosesser.

Fra en økonomisk synsvinkel kan bærekraftig utvikling ses som et krav om ikke-avtakende nytte (målt per innbygger). Dette innebærer at samfunnets samlede ressurser som et minimum holdes konstant, eller at strømmen av samfunnets inntekter og utgifter, i vid forstand, ikke reduseres. I denne sammenheng benyttes også begrepene "svak bærekraft", med full eller høy grad av substitusjon mellom ulike komponenter av nasjonalformuen, og "sterk bærekraft", med mindre substitusjon eller sterkere krav om ikke-avtagende verdi også av enkelte formueskomponenter, som natur- og miljøressurser.

Et slikt begrepsmessig utgangspunkt ble brukt av ekspertutvalget som i 2005 presenterte det første settet av indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge (NOU 2005: 5). Utvalget tok utgangspunkt i nasjonalformuen, som begrepsmessig kan sies å bestå av fysisk (skapt) realkapital, natur- og miljøkapital, menneskelig kapital og finanskapital (et lands netto fordringer på utlandet). Som en praktisk tilnærming valgte utvalget å bruke en rekke dels fysiske, dels biologiske og dels økonomiske indikatorer for å belyse status og utviklingstrekk i den samlede beholdningen av landets ressurser.

En sentral begrunnelse for å bruke flere indikatorer (og ikke én samlet indeks for nasjonalformuen), er imidlertid at det både globalt og nasjonalt allerede er satt en lang rekke miljømål, blant annet med sterke internasjonale forpliktelser. Dette innebærer at det er gjort politiske valg som betyr at en rekke miljøgoder ikke anses som fullt ut substituerbare (sterk bærekraft), men har kritiske tålegrenser som ikke må overskrides.

Et sentralt prinsipp for bærekraftig utvikling, som er mye brukt og drøftet siden Rio-konferansen i 1992, er føre-var prinsippet: "Ved fare for alvorlig eller uopprettelig skade bør ikke mangel på vitenskapelig sikkerhet brukes som grunn til å gjennomføre et naturinngrep eller utsette miljøvernpolitiske tiltak". Det representerer en erkjennelse av at sammenhengene i naturmiljøet ofte er så kompliserte at det i praksis ikke er mulig å ha fullstendig kunnskap om alle virkninger av et prosjekt både nå i framtiden. Dette henger sammen med at mange natur- og miljøressurser står i en særstilling ved at noen skader ikke kan rettes opp. En plante- eller dyreart som er utryddet, kan ikke skaffes tilbake.

2.2 Er den nåværende utviklingen bærekraftig?

Gjennom det siste århundret har Norge og mange andre land hatt en sterk vekst i verdien av realkapital og menneskelig kapital. Det er svært vanskelig å si noe sikkert om utviklingen i verdien av naturkapitalen i Norge i denne perioden. Globalt, men også i Norge, har det skjedd en reduksjon i naturmangfoldet. Antall plante- og dyrearter som dør ut hvert år, er nå mange ganger høyere enn før menneskenes aktivitet begynte å påvirke naturen i sterk grad. I Environmental Outlook to 2030 anslår OECD at naturmangfoldet vil falle med 15 pst. fra 2000 til 2050. Dette vil bidra til en vesentlig reduksjon i økosystemtjenester fra naturen i perioden. Det er også fare for sammenbrudd i store økosystemer.

Økonomisk vekst og presset på naturressurser

Avhengig av utviklingsnivået kan det ofte være en sammenheng mellom produksjon og forbruk på den ene siden og miljøbelastningene på den andre. Teknologiske endringer har skapt grunnlag for nye nivåer for velstand og velferd i mange land. Sammen med høy befolkningsvekst har dette økt menneskenes samlede belastning på miljøressursene. Internasjonalt er fattigdommen på vei ned i de fleste deler av verden som følge av høy økonomisk vekst i mange folkerike utviklingsland. Den økonomiske utviklingen har vært særlig sterk i Kina og andre land i Asia, mens Afrika sør for Sahara henger igjen med meget liten nedgang i tallet på fattige. En rekke land har hatt bred sosial framgang og sterk økning i forventet levealder. Den økonomiske veksten bidrar samtidig til økt press på det globale miljøet. Det er derfor avgjørende å redusere miljøbelastningene som følge av økt økonomisk aktivitet.

Globale utfordringer

Etter andre verdenskrig har erkjennelsen om at stadig flere miljø- og ressursproblemer er langsiktige og globale, økt internasjonalt. Oppmerksomheten rundt globale utfordringer har også blitt forsterket av at flere lokale problemer i de mest utviklede land i betydelig grad er løst. Erkjennelsen knyttet til internasjonale miljøutfordringer har medført et stort behov for økt internasjonalt samarbeid.

Klimaendringer, tap av biologisk mangfold og spredning av miljøgifter anses av FN og i Norges bærekraftstrategi (Nasjonalbudsjettene 2004 til 2008) å være de tre største globale miljøutfordringene. Felles for disse problemstillingene er at de er karakterisert ved følgende forhold:

- Klimagasser akkumuleres i atmosfæren, tap av biologisk mangfold er irreversibelt, og miljøgifter hopper seg opp i naturen.
- Effektene kan være av svært langvarig karakter
- Det hersker til dels meget stor usikkerhet om virkningene på naturen og menneskers helse på lang sikt
- Det er fare for at (en del av) skadene er irreversible
- Miljøproblemene er karakterisert ved eksterne effekter, dvs. at skadene rammer andre enn de som forårsaker skadene
- Utfordringene er globale

I tråd med mandatet har utvalget vurdert hvordan myndighetene i Norge bør forholde seg til de nevnte globale miljøutfordringene. Globale, langsiktige og alvorlige

virksomheter gjør at det må særskilt vurderes hvordan bærekraftensyn kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser.

Kapittel 3 Beskrivelse av norske regler og beslutningsprosesser

3.1 Innledning

Ansvar for bærekraftig utvikling er plassert i Finansdepartementet. Miljøverndepartementet har et overordnet ansvar i miljøpolitikken, men forvaltningsansvaret for miljørelaterte virkemidler er spredd mellom forvaltningsnivåer og sektorer. En fullstendig beskrivelse av regler, ansvarsforhold og beslutningsprosesser vil bli tilsvarende omfattende. I dette kapittelet omtales vektleggingen av bærekraftig utvikling i lovverk og beslutningsprosesser, generelle bestemmelser for utforming av politikk, sentralt lovverk, institusjoner med fagansvar, beslutningsprosesser og utforming av virkemidler. Dette omfatter ikke bare de elementene som eksplisitt inngår i miljøpolitikken, men også lovverk, dokumenter og prosesser utenom miljøvernforvaltningen med stor betydning for bærekraftig utvikling.

Dette kapittelet vil konsentrere seg om generelle og overordnede forhold, med vekt på de sentrale reglene og prosessene. I kapittel 4-6 vil vi gå nærmere inn på de sidene som er særlig relevante for henholdsvis klima, biologisk mangfold og miljøgifter. Utvalgets vurderinger og forslag vil oppsummeres i kapittel 13.

3.2 Bærekraftig utvikling i norsk lovverk og beslutningsprosesser

Som skrevet i kapittel 2, er begrepet ”bærekraftig utvikling” kommet i vanlig bruk etter Verdenskommisjonens rapport fra 1987. St.meld. nr. 46 (1988-89) Miljø og utvikling førte for alvor begrepet inn i norsk språkbruk.

3.2.1 Bærekraftig utvikling i norsk lovverk

I løpet av de siste tiårene har begrepet kommet inn i deler av norsk lovverk, fortrinnsvis i tekst som beskriver lovenes formål. Et eksempel er kommuneloven, der § 1 sier: ”Formålet med denne lov er å legge forholdene til rette for et funksjonsdyktig kommunalt og fylkeskommunalt folkestyre, og for en rasjonell og effektiv forvaltning av de kommunale og fylkeskommunale fellesinteresser innenfor rammen av det nasjonale fellesskap og med sikte på en bærekraftig utvikling.” Et annet eksempel er barnehagelovens § 2, som sier at barnehagene skal ”... fremme forståelse for bærekraftig utvikling.” Videre finner vi formuleringer av denne typen i bl.a. genteknologiloven, reindriftsloven, deltakerloven (fiskeriene), finnmarksloven, akvakulturloven og plan- og bygningsloven.

Noen steder, som i genteknologiloven, er disse hensynene konkretisert videre: ”Utsetting av genmodifiserte organismer kan bare godkjennes når det ikke foreligger fare for miljø- og helsemessige skadevirkninger. Ved avgjørelsen skal det dessuten

legges vesentlig vekt på om utsettingen har samfunnsmessig nytteverdi og er egnet til å fremme en bærekraftig utvikling.” (§ 10, annet ledd).

3.2.2 Strategien for bærekraftig utvikling

I Nasjonalbudsjettet for 2008 la Regjeringen fram *en ny og oppdatert strategi for bærekraftig utvikling*.

Bakgrunnen for denne strategien finnes, historisk sett, i handlingsplanen Agenda 21. Dette omfattende dokumentet ble vedtatt på FN's første toppmøte om miljø og utvikling, i Rio de Janeiro i 1992. Her ble landene enige om å utarbeide nasjonale strategier for bærekraftig utvikling, med bredest mulig deltakelse. Alle lokale myndigheter oppfordres til å lage sin ”lokale Agenda 21”. Agenda 21 inneholder 40 kapitler, fordelt på fire hovedområder: Sosiale og økonomiske dimensjoner, natur- og miljøressurser, viktige samfunnsgrupper og iverksetting. Agenda 21 inneholder også et punkt om at landene skal utvikle indikatorer for en bærekraftig utvikling.

Den første norske bærekraftstrategien ble lagt fram av regjeringen Bondevik II i august 2002. Året i forveien ble det vedtatt en nordisk strategi: ”Bærekraftig utvikling – en ny kurs for Norden”. I Nasjonalbudsjettet for 2004 ble det så lagt fram en Nasjonal Agenda 21 – en nasjonal handlingsplan for bærekraftig utvikling, som en oppfølging av den nasjonale strategien for bærekraftig utvikling. Regjeringen uttalte at: ”Gjennom handlingsplanen vil Regjeringen bidra til å gi bærekraftig utvikling en fast plass på det politiske sakskartet.” Og videre: ”Mange land har lagt opp arbeidet med bærekraftig utvikling som en egen prosess skilt fra ordinære politikkprosesser, eller lagt et hovedansvar til enkelte fagdepartementer. Regjeringens syn er at det er avgjørende at arbeidet med bærekraftig utvikling blir integrert i den ordinære politiske virksomheten og i budsjettprosessen hvor mange av de viktigste prioriteringene skjer (...) i tråd med tankegangen om å integrere hensynet til bærekraftig utvikling i forvaltningens ordinære virksomhet vil departementene følge opp handlingsplanen på sine områder.”

Handlingsplanen inneholdt et foreløpig sett med indikatorer for bærekraftig utvikling. Høsten 2003 ble det nedsatt et offentlig utvalg for å videreutvikle arbeidet med indikatorene, NOU 2005: 5 Enkle signaler i en kompleks verden.

I 2006 bestilte regjeringen Stoltenberg en ”peer review” (kollegial vurdering) av Norges arbeid med bærekraftig utvikling. Denne ble utført av en gruppe på fem eksperter fra Sverige og én fra Uganda. Rapporten, ”En peer-review av Norges politik for hållbar utveckling”, ble lagt fram i mars 2007. Rapporten tok bl.a. opp utformingen av bærekraftstrategien, samt klima, biologisk mangfold og handel og bistand. En kortversjon av anbefalingene om bærekraftstrategien er gjengitt i boks 3.1.

Boks 3.1 Peer review av Norges arbeid med bærekraftig utvikling: Sammendrag av anbefalinger om bærekraftstrategiens utforming

Når det gjelder strategiens generelle utforming, gav ekspertene i alt åtte anbefalinger.

Den første var å overveie nøye planen om å gå fra en handlingsplan til en kortfattet strategi. Det var viktig at den nye strategien ikke ble alt for generell i formen, den trenger ”konkretisering med tydelige mål og tiltak.”

Ekspertene mente videre at kapitaltilnærmingen er en styrke, men at det ikke alltid er tydelig hvordan tilnærmingen tillempes i praksis. Den sosiale dimensjonen burde styrkes, og en burde finne sektorovergrepene samarbeidsområder slik at strategien kan utvikle synergier.

Ekspertene mente at den europeiske dimensjonen burde styrkes. Norge bør kontinuerlig og aktivt sammenlikne sin strategi og politikk med EUs, for å sikre at Norge hører med blant de mest ambisiøse i Europa. På visse områder ser det ut til at EUs politikk ligger foran.

Kostnadseffektivitet burde framheves som et veiledende prinsipp for bærekraftarbeidet. Debatten om virkemidler burde utvikles. Konsekvensanalyser burde brukes systematisk som horisontalt virkemiddel.

De norske prinsippene for bærekraftig utvikling burde gjennomgås for å sikre at de tilsvarer de prinsippene som faktisk anvendes. EUs prinsipper kan gi veiledning.

Det er en styrke at samordningen av bærekraftpolitikken er lagt til Finansdepartementet. Mer burde gjøres for å utnytte fordelene ved dette, særskilt ved å knytte bærekraftarbeidet til budsjettprosessen.

Bærekraftig utvikling har ingen særlig sterk institusjonell forankring utenfor regjeringsapparatet, noe som gir følsomhet for politiske omprioriteringer. Et råd eller en kommisjon kan gi bedre medvirkning fra aktører utenfor regjeringen, og bør overveies. Både uavhengighet av og tilknytning til regjeringen er mulige modeller.

Til slutt mente ekspertene at Norges arbeid med indikatorer er ambisiøst. Kapitaltilnærmingen bør bevares. Det bør finnes indikatorer som knyttes tydelig til politiske mål. I dag er det vanskelig å se hvor effektiv oppfølgingen er.

(Kilde: ”En peer-review av Norges politik för hållbar utveckling”, mars 2007.)

I Nasjonalbudsjettet for 2008 la Regjeringen fram den reviderte bærekraftstrategien. Klima, biologisk mangfold og helse- og miljøfarlige kjemikalier (herunder miljøgifter) er sentrale temaområder i strategien. Andre deltemaer er ozonlaget og langtransporterte luftforurensninger, kulturminner og naturressurser. Dessuten er det egne temaområder for internasjonalt samarbeid for bærekraftig utvikling og bekjempelse av fattigdom, bærekraftig økonomisk og sosial utvikling, og for samiske perspektiver i miljø- og ressursforvaltningen.

Ifølge strategien må politikk for en bærekraftig utvikling bygge på følgende prinsipper:

- *Rettferdig fordeling*, både mellom de som lever i dag og mellom nåværende og framtidige generasjoner.
- *Internasjonal solidaritet*, dvs. kamp mot fattigdom og for økonomisk og sosial utvikling, demokrati og menneskerettigheter.
- *Føre-var-prinsippet*, dvs. at tvilen skal komme naturen til gode der det er vitenskapelig usikkerhet.
- *Prinsippet om at forurenseren betaler* (de reelle kostnadene ved skade på mennesker og miljø som de forvolder).
- *Felles innsats*, dvs. at bærekraftig utvikling angår ikke bare myndighetene, men alle i samfunnet.

Internasjonalt samarbeid er avgjørende for å nå globale bærekraftsmål. Nasjonalt vil Regjeringen bruke både økonomiske og administrative virkemidler, forskning og utvikling, offentlige innkjøp, konsekvensutredninger og konsesjonsbehandling, tilrettelegging og informasjon. Lengre ute i dette kapittelet er det omtaler av nasjonale og internasjonale virkemidler, og i kapittel 4-6 er det særskilte omtaler av eksisterende virkemidler for å fremme mål på de tre miljøområdene klima, biologisk mangfold og miljøgifter.

For å belyse om utviklingen i samfunnet går i bærekraftig retning, er det utarbeidet *et sett med 18 indikatorer*, som omfatter alle temaområdene i strategien. Statistisk sentralbyrå rapporterer årlig om utviklingen i indikatorene, sist i ”Rapporter 2008/25 *Et bærekraftig samfunn?* ”

Boks 3.2 Indikatorene for bærekraftig utvikling

Nedenfor presenteres indikatorene etter temaområde i Regjeringens bærekraftstrategi.

Internasjonalt samarbeid for en bærekraftig utvikling og bekjempelse av fattigdom

1. Offisiell norsk bistand, nivå og prosent av brutto nasjonalinntekt
2. Handel med minst utviklede land og utviklingsland samlet

Klima, ozonlaget og langtransporterte luftforurensninger

3. Norske utslipp av klimagasser relatert til Kyotomålet
4. Utslipp av langtransporterte luftforurensninger og utslippsforpliktelser under Gøteborgprotokollen

Biologisk mangfold og kulturminner

5. Bestandsutviklingen for hekkende fugl i økosystemer på land
6. Andel av vannforekomster med god eller svært god økologisk status, ferskvann
7. Andel av vannforekomster med god eller svært god økologisk status, kystvann
8. Tilstandsgraden for fredete bygninger

Naturressurser

9. Samlet energibruk per enhet brutto nasjonalprodukt
10. Beregnet gytebestand for nordøstarktisk torsk og for norsk vårgytende sild sammenlignet med føre-vår-grenseverdier
11. Irreversibel avgang av produktivt areal

Helse- og miljøfarlige kjemikalier

12. Potensiell eksponering for helse- og miljøfarlige stoffer

Bærekraftig økonomisk og sosial utvikling

13. Netto nasjonalinntekt per innbygger fordelt på kilder (dvs. avkastning av menneskelig kapital, miljøkapital og produsert kapital, ressursrente og nettoinntekt fra utlandet)
14. Utvikling i inntektsfordeling
15. Generasjonsregnskapet: innstrammingsbehov i offentlige finanser som prosent av BNP
16. Befolkningen fordelt etter høyeste utdanning
17. Langtidsledige og mottakere av uføreytelser som andel av befolkningen i aldersgruppen 18–66 år
18. Forventet levealder ved fødselen

Kilde: Finansdepartementet.

3.3 Økonomisk politikk og miljøvirkninger

En grunnleggende utfordring i arbeidet med miljøpolitikk og bærekraftig utvikling er at den underliggende økonomiske veksten fører til økt belastning på viktige miljøressurser, økosystemer og kretsløp. På en del områder har en vært i stand til å bryte sammenhengen mellom økonomisk vekst og miljøbelastning. Utslippet av ozonnedbrytende stoffer er ett eksempel, sur nedbør i Europa er et annet. Mange punktforurensninger av vann, jord og luft er langt på vei eliminert i vår del av verden. Men det som kjennetegner klima, naturmangfold og delvis miljøgifter, er at miljøbelastningene gjennomgående vokser. Redusert utslippsintensitet for klimagasser – stadig lavere utslipp av klimagasser relativt til BNP – har for eksempel ikke kunnet oppveie effekten av BNP-veksten. Miljøpolitikkenes rolle blir dermed å søke å nøytralisere en produksjons- og forbruksvekst som gir verden stadig høyere materiell levestandard, men som også gradvis svekker det naturgitte grunnlaget for menneskenes velferd.

3.3.1 Bruk av økonomiske makromodeller

I dag gjøres det rutinemessig framskrivinger av utslipp av klimagasser, svovel, NOx og flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC), ved hjelp av utslippsmoduler i de norske makroøkonomiske modellene MODAG (kort-mellomlang sikt) og MSG (langsiktig likevektsmodell). Det er knyttet usikkerhet til forutsetningene og til modellsammenhengene, og dermed også til utslippsframskrivningene.

Slike beregninger kan gjøre det mulig for beslutningstakerne å ta hensyn til sentrale utslipp til luft også i utformingen av den årlige budsjettpolitikken. Men i praksis er det de mer langsiktige utslippsberegningene som blir brukt som grunnlag for politisk debatt og beslutninger. I Nasjonalbudsjettet for 2007 ble det presentert MSG-framskrivinger for norsk økonomi til 2020, inkludert utslipp av klimagasser. Referansebanen i Nasjonalbudsjettet – en framskrivning uten nye klimatiltak – spilte en sentral rolle i formuleringen av nasjonale utslippsmål i 2020, både i Klimameldingen fra 2007 og i klimaforliket mellom Regjeringen og opposisjonen (med unntak av FrP) i 2008. (For en videre omtale av klimapolitikken, se kapittel 4.)

Disse modellene kan også brukes til å analysere hvor sterke virkemidler som må brukes for å nå angitte nasjonale utslippsmål.

Når det gjelder andre typer av miljøbelastninger, har det vært gjort framskrivinger av avfallsmengder, men dette skjer ikke rutinemessig. Det har også vært gjort framskrivinger av miljøgiftutslipp, både til luft og vann. Men bruk og utslipp av miljøgifter er oftest knyttet til helt bestemte sektorer og anvendelser, og makroanalyser må derfor uansett suppleres med analyser der en utnytter spesifikk sektorkunnskap.

Utenlands er det gjort forsøk på å kople biologisk mangfold til makroøkonomiske modeller. Da OECD i 2008 la fram sin *Environmental Outlook to 2030*, inneholdt rapporten et modellbasert anslag for økninger i presset på det biologiske mangfoldet i

2030. Dette anslaget bygger på ganske grove sammenhenger mellom økonomisk utvikling og omdanning av naturområder til bolig-, jordbruks-, infrastruktur- og andre formål.

3.3.2 Perspektivmeldingen 2009

Til erstatning for Langtidsprogrammet, som ble lagt fram hvert fjerde år i etterkrigstiden, har skiftende regjeringer de siste årene gått over til å presentere perspektivmeldinger med samme hyppighet. St.meld. nr. 9 (2008-2009) Perspektivmeldingen 2009 ble lagt fram 9. januar 2009, og ”.. omhandler rammer og utfordringer for en bærekraftig politikk, og hvilke valgmuligheter vi har i møte med de langsiktige utfordringene knyttet til de globale miljøproblemene, en aldrende befolkning og økt globalisering.” Perspektivmeldingene skal bedre grunnlaget for beslutninger om langsiktige veivalg, og er derfor prinsipielt av betydning for en bærekraftig utvikling.

Perspektivmeldingen 2009 inneholder et kapittel 3 Bærekraftig utvikling, med en omtale av de tre miljøutfordringene som er nevnt i ekspertutvalgets mandat. I kapittel 7 Langsiktige perspektiver blir det presentert makroøkonomiske framskrivninger til 2060. Beregningene inkluderer miljøskadelige utslipp til luft, dvs. utslipp av klimagasser og av nitrogenoksider (NO_x), svoveldioksider (SO₂), ammoniakk (NH₃) og flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC). Framskrevne utslipp kan sammenliknes med norske nasjonale mål og internasjonale forpliktelser.

3.4 Hovedtrekk i norsk miljøpolitikk

3.4.1 Et kort historisk tilbakeblikk

Norge var ett av de første landene i verden til å opprette et eget miljøverndepartement, i 1972. Dette innebar også starten på en periode med etablering av et helhetlig miljølovverk og oppbyggingen av en moderne miljøforvaltning. De sentrale lovene som er beskrevet i avsnitt 3.4.4, og etatene som er beskrevet i avsnitt 3.4.2, kan for en stor del føres tilbake til 1970- og 1980-tallet, selv om det har vært gjort endringer siden.

Forurensningspolitikken hadde fra 1970-tallet fokus på synlige og alvorlige forurensninger, så som industriutslipp til luft og vann, kommunal kloakk og punktutslipp fra landbruket. Virkemidlene overfor næringslivet var preget av at myndighetene ikke bare regulerte miljøproblemene, men også anviste teknologiske løsninger. En viktig endring i norsk forurensningspolitikk har vært overgangen fra spesifikke teknologikrav til økt bruk av mer teknologinøytrale utslippstillatelser, bl.a. i takt med en vekst i kompetansen i næringslivet. Fra omtrent 1990 har en også tatt i bruk miljøavgifter i tillegg til de direkte reguleringene. Avtaler mellom myndighetene og bedrifter har fått en viss utbredelse. Virkemiddelbruken er i dag atskillig bredere enn for tre tiår siden, i takt med at nye miljøutfordringer har klatret på dagsordenen. De viktigste forurensningsproblemene vi står overfor i dag har mange kilder, og mange av dem er grenseoverskridende og globale. Klimaproblemet er et godt

eksempel. Miljøgifter som krysser landegrensene i vann- og luftstrømmer og i produkter, er et annet.

I tråd med dette har også betydningen av det internasjonale miljør Samarbeidet vokst. Den sure nedbøren i Europa, som var et stort og prioritert problem på 1970- og 1980-tallet, er nå i ferd med å minske. Dette skyldes dels nedbyggingen av forurensende tungindustri i mange europeiske land, men også et systematisk arbeid for stadig mer ambisiøse og effektive avtaler mellom europeiske land. Også bruk og utslipp av ozonnedbrytende stoffer er i dag nærmest opphørt i utviklede land, og et omfattende internasjonalt samarbeid bidrar til å redde ozonlaget.

Naturvernpolitikken har røtter langt tilbake i tid. Bøkeskogen i Larvik ble fredet i 1884. Den første lov om naturfredning kom i 1910. Den første nasjonalparken i Norge, Rondane, ble opprettet i 1962. Vern av fjellområder og truede arter har gradvis veket plassen for en politikk som også omfatter vernetiltak som griper inn i områder med stor økonomisk interesse. Norge har en spesiell og svært variert vassdragsnatur. Fra 1960-tallet kom stadig sterkere protester mot vassdragsutbygginger, og på 1980-tallet fikk vi en samlet plan for norske vassdrag og en verneplan for vassdrag. De senere årene har det vært lagt økende vekt på å verne produktiv skog, som rommer et stort arts mangfold, men som også skaper konflikter. Rovdyrpolitikken er også et ganske ferskt eksempel på at en konkret del av arts mangfoldet tas hensyn til i konflikt med næringsinteresser.

3.4.2 Miljøvernforvaltningen i dag

Miljøverndepartementet har fem underliggende etater: Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT), Statens kartverk (SK), Norsk polarinstitutt (NP) og Riksantikvaren (RA). I tillegg inngår fylkesmennenes miljøvern avdelinger, som skal bidra til å gjennomføre den nasjonale miljøvern politikken etter oppdrag fra departementet, SFT og DN. Veiledning og oppfølging av kommunene er en viktig del av fylkesmennenes oppgaver.

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har det faglige ansvaret for forvaltning av natur i Norge. Det vil blant annet si at direktoratet rapporterer om miljøtilstand og gir departementet råd om behovet for nye mål og virkemidler. DN håndhever lovverket for naturforvaltning og friluftsliv. Direktoratet har instruksjonsmyndighet overfor fylkesmennene når det gjelder naturforvaltning og friluftsliv.

Statens forurensningstilsyn (SFT) iverksetter forurensningspolitikken i Norge, overvåker og rapporterer om miljøtilstanden, gir råd til Miljøverndepartementet og formidler miljøkunnskap bl.a. gjennom nettstedet Miljøstatus i Norge. SFT styrer også fylkesmennenes arbeid på forurensningsområdet.

Det er særlig disse to direktoratene som er viktige for utforming og utøvelse av politikk på klima- og miljøgiftområdet (SFT) og naturmangfoldområdet (DN).

Norsk Polarinstitutt (NP) er Norges sentrale institusjon for forskning, miljøovervåking og kartlegging i polarområdene. Det betyr at NP har viktige

oppgaver i forhold til både klimaendringer, naturforvaltning og miljøgifter i polarområdene.

Statens kartverk (SK) er Norges nasjonale kartinstitusjon og ivaretar landets behov for landsdekkende geografisk informasjon. Dette er viktige funksjoner i forhold til all form for arealbasert samfunnsplanlegging.

Riksantikvaren (RA) er direktoratet for kulturminneforvaltning.

Sjøfartsdirektoratet (Sd) ligger administrativt under NHD, men forvalter også regelverk for miljøkrav til skip som ligger under MD, og rapporterer til MD i miljø saker.

3.4.3 Miljøverndepartementets ansvar – og sektordepartementenes.

Miljøverndepartementet har et overordnet ansvar for å utforme miljøpolitikken i Norge. Prinsippene for departementets rolle og ansvar har i hovedsak vært de samme siden St.meld. nr. 46 (1988-89) *Miljø og utvikling*. Departementet skal:

- Samordne regjeringens arbeid med å fastsette miljømål.
- Sikre egnede systemer for overvåking av miljøtilstanden.
- Samarbeide med sektorene om resultatrapporteringen.

Gjennomføringen av tiltak skal skje i regi av de ansvarlige sektormyndighetene.

Dette gir Miljøverndepartementet ansvar for å vurdere om utviklingen på et område av miljøpolitikken er tilfredsstillende, eller om utviklingen i miljøtilstand tilsier sterkere virkemiddelbruk og eventuelt nye miljøpolitiske mål. Disse målene skal legges fram for regjeringen og vedtas der. Det betyr at flere departementer er involvert i utforming og utførelse av miljøpolitikken, og tilsvarende er det et felles ansvar at målene nås. Miljøvernmyndighetene sitter med ansvaret for mange virkemidler, men langt fra alle. På viktige områder – som samferdselssektoren – ligger de sentrale virkemidlene i andre departementer.

Denne modellen innebærer at miljøpolitikken både skal være sektorovergripende og innebære et sektoransvar.

At miljøpolitikken er sektorovergripende vil si at politikken overfor en bestemt miljøutfordring skal utformes for alle sektorer, utslippskilder og andre påvirkningsfaktorer samlet. Ofte bruker en stortingsmeldinger til utvikling eller omfattende revisjon av politikken på et felt. Om klimapolitikk er det utarbeidet flere stortingsmeldinger etter 1990, den siste i 2007. Den siste meldingen om miljøgiftpolitikken (kjemikaliemeldingen) kom i 2006. Når det gjelder naturmangfoldet, kom den siste heldekkende stortingsmeldingen i 2001, med bl.a. departementsvise planer for oppfølging av FNs konvensjon om biologisk mangfold. Meldinger kan også omfatte deler av et miljøpolitisk resultatområde. For eksempel kom det en egen stortingsmelding om rovdyrpolitikken i 2003.

Oppfølgingen av stortingsmeldingene skjer i utformingen av sektorpolitikken, og ikke minst i de årlige budsjettene. Departementene rapporterer om miljøprofilen i sitt budsjett i egne avsnitt i budsjettproposisjonene, delvis også om ikke-budsjettrelaterte tiltak.

De første sektorvise miljøhandlingsplanene ble laget i 1994. I årene 1998-2002 utarbeidet alle departementer slike planer, der de gjennomgikk miljøutfordringer på eget område, formulerte arbeidsmål med utgangspunkt i nasjonale resultatmål for miljøpolitikken, og viste hvordan departementene kunne bruke sine virkemidler i regjeringens felles miljøarbeid. Ordningen ble evaluert av Statskonsult i 2003. Blant annet på grunnlag av denne evalueringen konkluderte regjeringen at de sektorvise miljøhandlingsplanene ikke skulle videreføres som en fast ordning. Noen departementer har imidlertid på eget initiativ revidert og videreført sine planer (LMD, FD).

For øvrig skjer det en systematisk rapportering gjennom stortingsmeldingen "Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand", som er utgitt med to års mellomrom siden 1999. Den foreløpig siste ble presentert i juni 2007. Denne stortingsmeldingen kan brukes til å legge fram ny politikk på et miljøområde, og dermed erstatte egne meldinger. I den første meldingen i denne rekken ble det for eksempel gjort en særlig gjennomgang av avfallspolitikken.

3.4.4 Lovverket på miljøsektoren

Dette kapitlet nevner kort lovverket som miljøvernforvaltningen håndhever på forurensnings- og naturvernområdet, samt for arealplanlegging. I kapitlene 4-6 blir det gitt en nærmere omtale av lovverket som er mest aktuelt på klimaområdet, for biologisk mangfold og for miljøgifter. I tillegg håndhever miljøforvaltningen lovverk på kulturminnefeltet.

Statens forurensningstilsyn håndhever de viktigste lovene på forurensningsfeltet, nemlig *forurensningsloven* av 1981 (sist endret i 2007) og *produktkontrollloven* av 1976 (sist endret i 2005). En videre omtale av disse lovene, og relevante forskrifter, er gitt i kapittel 6 om miljøgifter. SFT håndhever også *klimakvoteloven* av 2005 (endret i 2008). Denne loven etablerte det nasjonale kvotesystemet for klimagasser, som er nærmere omtalt i kapittel 4.

Direktoratet for naturforvaltning håndhever en rekke lover som er viktige for vern av naturområder og det biologiske mangfoldet. En ny *lov om naturmangfold* ble vedtatt av Stortinget i juni 2009. Denne loven vil erstatte *naturvernloven* av 1970 (sist endret i 2008), som inntil nå har vært den sentrale loven for vern av viktige områder med naturmangfold. Den vil også erstatte deler av *viltloven* og *lakse- og innlandsfiskeloven*. Statens naturoppsyn er opprettet i en forskrift etter *lov om statlig naturoppsyn*, og fører kontroll med bestemmelsene i de lovene som er nevnt over. Miljøverndepartementet regulerer utsetting av genmodifiserte organismer med hjemmel i *genteknologiloven*. Disse lovene er nærmere omtalt i avsnitt 5.6.

Plan- og bygningsloven av 1985 ble revidert i 2008. Miljøverndepartementet håndhever "plandelen" av loven, som regulerer arealplanleggingen i kommuner og fylkeskommuner. Formålsparagrafen slår fast at loven skal fremme bærekraftig utvikling til beste for den enkelte, samfunnet og kommende generasjoner. Loven utgjør en sentral del av grunnlaget for kommunenes miljøarbeid, og er nærmere omtalt i avsnitt 3.10.

En lov med betydning for alt miljøarbeid, inkludert de tre hovedområdene utvalget ser nærmere på, er *miljøinformasjonsloven*. Denne loven ble vedtatt i 2003, som en norsk oppfølging av Århuskonvensjonen (se avsnitt 3.8), og en konkretisering av Grunnlovens bestemmelse fra 1992 om innbyggernes rett til miljøinformasjon. Loven skal sikre allmennheten tilgang til miljøinformasjon, slik at det blir lettere å beskytte seg selv mot helse- og miljøskade, og mulig å påvirke beslutninger. Private virksomheter og det offentlige plikter å ha kunnskap om miljøforhold i egen virksomhet, og har plikt til å gjøre denne kunnskapen tilgjengelig etter nærmere regler. Dernest gir loven allmennheten en rett til å delta i beslutningsprosesser av betydning for miljøet, bl.a. gjennom krav til høringer.

3.5 Prosesser og regelverk utenom miljøforvaltningen

3.5.1 Lovgrunnlaget for miljørelaterte skatter og avgifter

Ansvar for skatter og avgifter til statskassen ligger i Finansdepartementet. Skatte- og avgiftsopplegget blir forberedt som del av statsbudsjettet. Skatte- og avgiftsforslag blir vanligvis fremmet for Stortinget i en egen proposisjon (*Skatte-, avgifts- og tollvedtak*), og vedtak fattes som en del av budsjettopplegget for det etterfølgende året.

Norge har lang erfaring med avgifter i miljøpolitikken. Avgifter er innført for å redusere miljøskadelige utslipp til luft og til vann. Den første avgiften som hadde et uttalt miljøformål, var avgiften på svovel i mineralolje som ble innført i 1971. Først på slutten av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet ble bruken mer utstrakt, og Norge var tidlig ute da vi i 1991 innførte CO₂-avgift på bensin, autodieselolje, mineralolje og petroleumsutvinning. Av andre miljøavgifter spesielt rettet mot utslipp av klimagasser og miljøgifter kan nevnes avgiften på avfall levert til deponering og til forbrenning som ble innført i 1999. Avgiften har som formål å prise miljøkostnadene ved avfallsbehandlingen, slik som utslipp av klimagassen metan, utslipp av CO₂ og utslipp av en rekke miljøgifter. Det ble innført avgift på de helse- og miljøfarlige kjemikalierne trikloreten (TRI) og tetrakloreten (PER) i 2000. Fra samme år har det også vært et avgiftssystem for plantevernmidler, der satsene blir fastsatt etter potensiell helse- og miljørisiko. I 2003 ble det innført avgift på klimagassene HFK og PFK. I dag spiller miljøavgifter en viktig rolle for å gi incentiver til mindre utslipp og mer miljøvennlige løsninger.

De fleste miljørelaterte avgiftene er hjemlet i *Lov om særavgifter* fra 1933, med senere endringer. Det gjelder også CO₂-avgiftene, unntatt i petroleumssektoren der avgiften har hjemmel i *Lov om avgift på utslipp av CO₂ i petroleumsvirksomhet på kontinentalsokkelen* fra 1990. Kjøps- og årsavgifter på biler er hjemlet i en egen *Lov om avgifter vedrørende motorkjøretøyer og båter*, opprinnelig fra 1959. Merverdiavgiften er hjemlet i *Merverdiavgiftsloven* 1969.

Gebyrer

Kommunale vann-, avløps- og avfallsavgifter er gebyrer, altså betaling for tjenester. Størrelsen på disse gebyrene er regulert i egne lovverk. Kommunene kan ikke kreve

inn avgifter som er større enn at de dekker utgiftene knyttet til tjenestene. De kan imidlertid differensiere avgiftene slik at de kan gi økonomiske incentiver til slikt som vannøkonomisering, kildesortering og avfallsreduksjon.

3.5.2 Kort om annet miljørelevant lovverk

Også annet lovverk danner grunnlag for beslutninger med betydelige miljøvirkninger.

Energiloven av 1990 omfatter all produksjon, overføring, omsetning og fordeling av energi til lands, og skal sikre at slik virksomhet, samt bruk av energi, foregår på en ”samfunnsmessig rasjonell måte”. Loven inneholder regler om konsesjonssøknader og konsesjonsbehandling, og gir bl.a. kommunene visse oppgaver (jf. avsnitt 3.10.2). Loven forvaltes av Olje- og energidepartementet (OED). OED har også ansvaret for *petroleumsloven* og lover innen vassdragsforvaltningen.

Også Samferdselsdepartementet (SD) forvalter lover som er viktige i en miljøsammenheng. Det gjelder blant annet *veitrafikkloven* fra 1965, med den tilhørende *kjøretøyforskriften* av 1994. Miljøkrav til nye kjøretøy blir gitt etter denne forskriften. Loven er også grunnlag for en *forskrift om kjøring med motorvogn i terrenget*.

SD har for øvrig ansvaret for utarbeidelsen av *Nasjonal transportplan (NTP)*, som er et sentralt dokument i den langsiktige planleggingen av transportstrukturen i Norge. St.meld. nr. 16 (2008-2009) - Nasjonal transportplan 2010-2019, ble lagt fram av Regjeringen i mars 2009. NTP presenterer hovedtrekkene i Regjeringens transportpolitikk, og ”legger grunnlaget for helhetlige politiske vurderinger, effektiv virkemiddelbruk og styrking av samspillet mellom transportformene”. NTP inneholder samfunnsøkonomiske analyser av prosjekter innen transportsektoren.

Kommunal- og regionaldepartementet (KRD) har ansvaret for ”byggesaksdelen” av plan- og bygningsloven, som ellers ligger under Miljøverndepartementet. Energikrav til nye bygg, og hovedombygginger av bygg, er gitt i en teknisk forskrift til denne loven.

Landbruks- og matdepartementet (LMD) forvalter *jordlova*, som har vern av dyrket og dyrkbar jord til formål. Loven gjelder all slik jord i Norge, men loven inneholder avgrensninger i forhold til plan- og bygningsloven. *Skogbrukslova* gjelder all skog og skogmark. Ellers forvalter LMD ulike beitelover, bl.a. for reinsdyr.

Fiskeri- og kystdepartementet (FKD) forvalter den nylig vedtatte *havressurslova* (2008), som erstatter den tidligere saltvannsfiske_loven. Loven utgjør grunnlaget for kvantitative og andre reguleringer av saltvannsfiskeriene og for forvaltningen av sjøpattedyr. *Deltakerloven* av 1999 regulerer adgangen til fisket. FKD har videre ansvaret for *akvakulturloven*, som inneholder konsesjonsregler for fiskeoppdrett, miljøkrav m.m. og for de delene av *matloven* som omhandler sykdom hos viltlevende og oppdrettet fisk. Kystdirektoratet (Kd), som er underlagt FKD, har ansvaret for akutt forurensning til sjøs.

3.6 Generelle regler for offentlige beslutningsprosesser

Utredningsinstruksen forvaltes av Fornyings- og administrasjonsdepartementet (FAD) og skal sikre god forståelse av og styring med offentlige reformer, regelendringer og andre tiltak. Den gir regler for samarbeid og koordinering i saksbehandlingen, og tar særlig sikte på at økonomiske, administrative og andre vesentlige konsekvenser av reformer og tiltak blir kartlagt. Instruksen gjelder for departementene og deres underliggende etater. Vurderingen av de økonomiske konsekvensene skal ikke begrenses til konsekvensene for offentlig sektor, men gjelde alle berørte parter. Også andre vesentlige konsekvenser skal utredes.

Instruksen er miljøpolitisk viktig på to måter. For det første stiller den krav til vurdering av kostnader og nytte av aktuelle forslag til miljøpolitikk, inkludert krav om utredning av alternative former for virkemidler.

For det andre er miljømessige konsekvenser konkret nevnt blant de andre vesentlige konsekvensene som skal utredes. Dette skal sikre at ingen sektormyndighet kan fremme forslag til reformer og andre tiltak, inkludert utbyggingsprosjekter, uten at miljøkonsekvensene er vurdert. Hvis en vurdering tilsier at miljøkonsekvensene av et forslag kan være vesentlige, skal saken forhåndsforelegges Miljøverndepartementet. Departementet har utgitt en egen veileder i miljøutredninger etter utredningsinstruksen (T-1349).

Ifølge utredningsinstruksen skal det i nødvendig utstrekning gjennomføres grundige og realistiske samfunnsøkonomiske analyser. Det foreligger en egen veileder for gjennomføring av slike analyser (Veileder i samfunnsøkonomiske analyser, Finansdepartementet 2005). For en gjennomgang av slike analyser, se kapitlene 7-8.

Mange lovverk inneholder krav om miljøvurderinger. Det gjelder bl.a. plan- og bygningsloven og forurensningsloven, men også sektorlover, som for eksempel petroleumsloven.

3.7 Noen grunnleggende prinsipper i miljøpolitikken

3.7.1 Prinsipper for fastsetting av miljøpolitiske mål

Som nevnt i kapittel 3.4.1 er det Miljøverndepartementet som samordner regjeringens arbeid med målfastsetting, med utgangspunkt i en vurdering av miljøtilstanden. Miljøpolitiske mål er av ulik karakter og fastsettes på ulik måte avhengig av hvilken type miljøproblem en står overfor. Gjennomgangen i St.meld. nr. 58 (1996-1997) *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling* er til nå den grundigste drøftingen av prinsipper for fastsetting av mål i et offentlig styringsdokument.

I kapittel 1.4 står det: ”Målet om en bærekraftig utvikling stiller derfor *særlige krav til forvaltningen av økosystemene og de økologiske kretsløpene som vi har felles med dem som lever i dag og med alle som kommer etter oss, nasjonalt og globalt.* (...) Stilt overfor farene for alvorlig og ugjenkallelig skade på miljøressursene, legger Regjeringen to viktige prinsipper til grunn når miljøvernpolitiske mål skal fastsettes:

- *Vi må ikke overskride nivåene for kritiske belastninger av økosystemer (naturens tålegrense). (...)*
- *Vi må være føre var. (...)*

Disse prinsippene kommer særlig til anvendelse overfor ”..miljøkvalitet som er nødvendige for å sikre livsgrunnlaget for menneskene.” Eksemplene som nevnes er ”reduksjon av det biologiske mangfoldet, den økte konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren, opphopingen av miljøgifter i miljøet og nedbryting av ozonlaget. I deler av verden framstår manglende tilgang på rent vann som den største direkte trusselen mot befolkningenes livsgrunnlag.” Det blir påpekt at disse miljøutfordringene for en stor del er grenseoverskridende, slik at miljømål bør settes gjennom forpliktende internasjonale avtaler.

Dernest omtales ”andre miljøkvaliteter som kan gå ugjenkallelig tapt” – så som kulturminner, kulturlandskap og tilgang til rimelig uberørt natur i menneskers nærmiljøer. Tap av slike ressurser truer ikke menneskehetens eller befolkningers mulighet til å overleve på et rimelig materielt nivå, ”...men er likevel sentrale elementer i menneskenes velferd.” I slike tilfeller ”må den framtidige verdien av disse ressursene vurderes opp mot kostnadene for samfunnet ved å bevare dem. Kravet til bærekraftig utvikling tilsier at den framtidige verdien av slike miljøkvaliteter vil veie svært tungt når bevaring av disse kommer i konflikt med andre hensyn.”

Når det gjelder ”andre miljøkvaliteter som kan påvirke velferden”, blir det sagt at nytte-kostnadsvurderinger vil være retningsgivende for forvaltningen av miljøressursen. Eksempler er støy og slik forurensning som ikke hoper seg varig opp i kretsløpet, det vil si at tap av miljøkvalitet er reversible.

Det blir understreket at dette er en prinsipiell kategorisering, og at overgangene mellom kategoriene kan være flytende. ”Framstillingen belyser likevel hvilken prinsipiell holdning Regjeringen har ved valg av ambisjonsnivå og mål i forhold til de ulike kategoriene,...

Disse vurderingene viser hvordan tålegrense-/føre var-betraktninger og nytte-kostnadsvurderinger inngår i grunnlaget for målfastsettelsen, i ulike blandingsforhold etter miljøproblemets karakter. Men selv i situasjoner der miljøtrusselen tilsier rask og absolutt utfasing av et farlig stoff, vil regelverket kreve at det gjennomføres en analyse av de samfunnsøkonomiske kostnadene et slikt mål vil medføre.

I mange tilfeller vil internasjonale avtaler og EU-regelverk påvirke norsk miljøpolitikk. Når nye reguleringer blir del av norsk lovverk i henhold til EØS-avtalen (jf. avsnitt 3.8.2), begrenses våre valgmuligheter. Også i slike tilfeller skal konsekvensene utredes. Internasjonale avtaler kan føre til forpliktelser, noen ganger kvantitative (jf. Kyotoprotokollen) og andre ganger kvalitative (jf. konvensjonen om biologisk mangfold). Det vil fortsatt være aktuelt å fastsette nasjonale mål, jf. klimapolitikken (kapittel 4 og 9).

3.7.2 Prinsipper og hensyn ved valg av virkemidler

Et poeng med å gjøre miljøpolitikken sektorovergripende er å få en helhetlig bruk av virkemidler som ulike myndigheter rår over. Det kan være fornuftig å dele virkemidlene i tre grupper:

- De virkemidlene som miljøvernmyndighetene rår over.
- De virkemidlene som andre sektormyndigheter rår over.
- Skatter og avgifter, som er Finansdepartementets ansvar.

Den relative betydningen varierer mellom miljøområdene. I klimapolitikken ligger veldig mye av virkemidlene utenfor Miljøverndepartementet. Når det gjelder naturmangfold og miljøgifter er situasjonen en annen. Mye av lovverket ligger i miljøvernforvaltningen. Men uansett vil virkemiddelprosessene involvere de berørte sektormyndighetene, og målene og retningslinjene for politikken på området skal være forankret i dokumenter som hele regjeringen står bak.

Uansett valg av mål har det under skiftende regjeringer utkrystallisert seg en del sentrale prinsipper for valg av virkemidler. Kostnads- og styringseffektivitet er to slike prinsipper, eller kriterier, som kan anvendes på enkeltvirkemidler eller på samlet virkemiddelbruk.

Styringseffektivitet vil si at virkemidlene er innrettet mot oppfyllelsen av et tallfestet mål. *Kostnadseffektivitet* vil si at en søker å nå målene til en lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad, eller ”..at de miljøbetingede tilpasningene i samfunnet kommer i minst mulig konflikt med andre samfunns mål” (St.meld. nr. 58 (1996-97))

Ofte har debatten om kostnads- og styringseffektivitet dreid seg om bruk av økonomiske virkemidler i forhold til direkte reguleringer. En gjennomgående miljøavgift har den egenskapen at den kan stille alle aktører i økonomien overfor like sterke prisincentiver, og dermed føre til at marginalkostnadene ved miljøtiltak blir de samme over alt. Dette er et viktig poeng hvis miljøkostnadene også er like, slik som ved klimagassutslipp der oppvarmingseffekten av ett tonn karbon er den samme uansett kilde. Hvis miljøkostnaden ved en aktivitet varierer sterkt, for eksempel geografisk, blir situasjonen en annen. Støy og partikkelforurensning er eksempler. Går vi til naturmangfold, vil nedbygging av arealer ha ulik virkning på naturmangfoldet avhengig av hva slags areal som forsvinner. Slike forhold spiller en stor rolle i valget av virkemidler.

Tallet på berørte aktører kan være en viktig faktor. Hvis én eller noen få aktører står bak en miljøskade, er det lettere å tenke seg en direkte, spesifikk regulering. Når hundretusener av aktører skal påvirkes, trekker det i retning av generelle, økonomiske virkemidler – eventuelt generelle forskrifter som ikke forutsetter behandling av enkeltreguleringer. En må også ta hensyn til at ulike virkemidler kan medføre ulike administrative kostnader.

Selv om styringseffektivitet er et generelt kriterium, er det visse situasjoner der det blir satt særlig på spissen. Det vil kunne gjelde overfor miljøgifter som vi ønsker å få raskt ut av bruk. Det vil også kunne gjelde i situasjoner der Norge har påtatt seg bindende internasjonale forpliktelser, som vi vil være sikre på blir innfridd. Forpliktelsen kan være slik utformet at den låser vår nasjonale virkemiddelbruk, jf. EU-utslippskrav til nye personbiler. I andre tilfeller kan det være mer rom for prøving og feiling.

I St.meld. nr. 58 (1996-97) heter det: ”Det er ingen generell motstrid mellom disse to kriteriene. I prinsippet er det mulig å finne fram til virkemidler som ivaretar begge kriteriene. På den annen side ivaretar kriteriene ulike hensyn, og virkemiddelbruken kan derfor bli forskjellig ettersom hvilket kriterium det blir lagt størst vekt på i den enkelte situasjonen.”

Kostnads- og styringseffektivitet er ikke de eneste kriteriene i valget av virkemidler. Beslutningstakerne trekker også inn andre hensyn. Selv når faglige hensyn taler for å bruke miljøavgifter, kan andre hensyn, spesielt til fordelingsvirkninger, føre til at en velger andre løsninger. Det vises også til anvendelsen av nytte-kostnadsanalyser i kapittel 7.

I noen situasjoner brukes det flere virkemidler overfor én og samme kilde til miljøskader. Dette kan være fornuftig, hvis en direkte regulering angir en minstestandard, mens en avgift gir incentiver til forbedringer utover denne standarden. I blant blir tilskudd brukt i tillegg til et påbud eller forbud, for å gjøre påbudet/forbudet akseptabelt. Men en søker å begrense dobbeltreguleringer dersom ikke særskilte grunner kommer inn.

Diskusjonen om riktig virkemiddelbruk er naturligvis langt mer oversiktlig i forhold til ett konkret farlig stoff, som kanskje inngår i noen få anvendelser, eller beskyttelse av en utrydningstruet art, enn overfor et sammensatt problem som reduksjon i norske klimagassutslipp eller bevaring av økosystemers funksjonalitet. Klimavirkemidler er spredd over mange sektorer, de virker i svært ulike tidsperspektiv og de fastsettes i mange ulike og i utgangspunktet ukoordinerte prosesser. Klimaavgifter – og energiavgifter mer generelt – ligger til Finansdepartementet, og blir fastsatt årlig i budsjettprosessen. Virkemidler for utvikling av klimateknologi, så som karbonfangst og -lagring, ligger i Olje- og energidepartementet. Krav til energieffektivitet i nye bygninger står i forskrifter utviklet og forvaltet av Kommunal- og regionaldepartementet. Kjøretøykrav – og ikke minst Norsk Transportplan – ligger til Samferdselsdepartementet.

3.7.3 Offentlige virkemiddelutredninger

På 1990-tallet kom det tre offentlige utredninger om virkemidler i miljøpolitikken, hvorav to om grønne skatter: Miljøavgiftsutvalget (1992) og Grønn skattekommisjon (1996). Virkemiddelutvalget (1995) vurderte bruken av direkte reguleringer i forureningspolitikken. Se boks 3.3 for en nærmere omtale.

De tre utredningene inneholdt også en rekke avgiftsforslag som siden er vurdert og delvis gjennomført. For øvrig er utredning av virkemidler en sentral del av alle styringsdokumenter om politikken på de enkelte områdene av miljøpolitikken.

Boks 3.3 Offentlige utredninger om virkemiddelbruk i miljøpolitikken

Miljøavgiftsutvalget ble oppnevnt i 1989, som en del av oppfølgingen av St.meld. nr. 46 (1988-89), og avgav sin sluttrapport i februar 1992 NOU 1992:3 Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene. En foreløpig rapport i 1990 ble avgitt internt og var del av grunnlaget for at Norge innførte en CO₂-avgift fra 1991. Utvalget gikk gjennom de faglige argumentene for økt bruk av grønne skatter, fremmet en del konkrete forslag og presenterte i tillegg en makroøkonomisk analyse av virkningene av en norsk CO₂-avgift med og uten en internasjonal klimaavtale.

Virkemiddelutvalget ble oppnevnt i 1992, og leverte sin rapport i februar 1995 som NOU 1995:4 Virkemidler i miljøpolitikken. Mandatet bad utvalget å vurdere direkte reguleringer i miljøpolitikken, avgrenset til forurensningsfeltet, for å finne ut om de tjener til at miljømål oppnås på en effektiv måte. Utvalgets evaluering av eksisterende virkemiddelbruk var gjennomgående positiv, men utvalget kom også med forslag til videreutvikling av reguleringene. Ett forslag gjaldt å gjøre utslippstillatelser omsettelige i situasjoner der lokaliseringen av utslippet er uten betydning for miljøvirkningene. Et annet var økt bruk av miljørelaterte produktavgifter, og dessuten mer systematisk evaluering av virkemidler.

Grønn skattekommisjon ble oppnevnt i 1994 og leverte NOU 1996:3 Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting i juni 1996. Mandatet gjentok mye av mandatet til Miljøavgiftsutvalget, men søkelyset ble spesielt rettet mot sysselsettingseffektene av et provenynøytralt grønt skatteskipt. Kommisjonen ble også bedt om å ta i betraktning Norges rolle som stor energi eksportør, og ønsket om å være en pådriver i internasjonal miljøsam arbeid. I et tilleggsmandat ble kommisjonen bedt om å evaluere den norske CO₂-avgiften. I evalueringen av CO₂-avgiften delte kommisjonen seg. Et flertall foreslo en lav CO₂-avgift på alle områder som til da var unntatt. Kommisjonen kom også med en rekke andre konkrete forslag til grønne skatter.

3.8 Internasjonale forpliktelser

3.8.1 Internasjonale miljøavtaler

Internasjonalt miljøsam arbeid er blitt stadig viktigere etter hvert som en del lokale miljøproblemer er kommet mer under kontroll, mens mange av de gjenstående utfordringene er grenseoverskridende og dels globale. For Norge er det et tilleggsmoment at vi, på grunn av vår beliggenhet, er mottaker av luft- og havforurensning fra andre land.

Under FN's første toppmøte om miljø og utvikling, i Rio de Janeiro i 1992, ble det vedtatt tre viktige miljøkonvensjoner. Det var klimakonvensjonen, konvensjonen om biologisk mangfold og forørkningskonvensjonen.

Klimakonvensjonen er grunnlaget for det internasjonale samarbeidet for å redusere klimagassutslipp. I 1997 ble *Kyotoprotokollen* forhandlet fram. En forhandlingsprosess under FN's klimakonvensjon er planlagt å lede fram til et nytt

avtaleverk under partsmøtet i København i desember 2009. En videre omtale av konvensjonen og protokollen er gitt i avsnitt 4.8.

Konvensjonen om biologisk mangfold skal tjene til bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold, og en rimelig og likeverdig fordeling av fordelene som følger av utnyttelsen av genressurser. Under denne konvensjonen ligger *Cartagenaprotokollen*, som gjelder genmodifiserte organismer. Andre viktige avtaler på dette miljøområdet er *Bernkonvensjonen* (om vern av ville europeiske planter og dyr og deres leveområder), *Ramsarkonvensjonen* (om våtmarksområder) og *CITES-konvensjonen* (om internasjonal handel med truede arter). Disse og andre avtaler som gjelder biologisk mangfold, er omtalt i avsnitt 5.5.

Viktige internasjonale avtaler på miljøgiftområdet er *Stockholmskonvensjonen* (om persistente organiske miljøgifter), *Londonkonvensjonen* (om havforurensning) og *Baselkonvensjonen* (om transport av farlig avfall), *OSPAR* (om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhav), *UN ECE-konvensjonen* (om langtransporterte luftforurensninger), samt *IMO-konvensjonene* om forurensning fra skip. En videre omtale av avtalene på dette området er gitt i avsnitt 6.5.

Ellers er det grunn til å nevne *Århuskonvensjonen*, som ble vedtatt i 1998 og ratifisert av Norge i 2003. Denne konvensjonen omhandler folks rett til miljøinformasjon, allmennhetens deltakelse i beslutningsprosesser, samt adgang til klage og domstolsprøving på miljøområdet. Denne konvensjonen er del av bakgrunnen for miljøinformasjonsloven av 2005 (se avsnitt 3.4.4).

Utover de globale og regionale miljøavtalene har Norge et samarbeid i sine nærområder, bl.a. gjennom Arktisk Råd, Barentssamarbeidet og det bilaterale samarbeidet med Russland. Norges viktigste samarbeidspartner i Europa er EU, og mye norsk regelverk har opphav der (jf. avsnitt 3.8.2). Globalt jobber Norge gjennom FN, spesielt gjennom FNs miljøprogram (UNEP) og Kommisjonen for bærekraftig utvikling (CBD). Også arbeid i Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD) og Verdens handelsorganisasjon (WTO) er viktig i miljørammen. Norge driver også et utstrakt bilateralt og multilateralt utviklingssamarbeid. Regjeringen la i 2006 fram en Handlingsplan for miljørettet utviklingssamarbeid.

Det vil kunne være et gjensidig påvirkningsforhold mellom norsk lovverk og internasjonale avtaleforpliktelser. I noen tilfeller er det norske regelverket allerede på plass, og har kanskje påvirket innretningen av avtalen. I andre tilfeller vil inngåelse av en internasjonal avtale kreve endringer og tillempninger i norsk lovverk. Internasjonale avtaleforhandlinger skjer ofte via blokker av land (EU, G-77, i-land/u-land). Norge er ofte enig med EU, men har en uavhengig rolle i forhandlingene.

Den nasjonale prosessen knyttet til forhandlingene ledes av ansvarlig departement eller direktorat.

3.8.2 EØS, EU og norsk regelverk

Særlig på forurensningsfeltet kommer mye av det norske miljøregelverket nå fra EU-systemet. Bakgrunnen er EØS-avtalen, som trådte i kraft i 1995 og knyttet EØS/EFTA-landene til EUs indre marked. Store deler av EF-retten ble ved

undertegnelsen innlemmet i EØS-avtalen. Forvaltningen av naturressurser og naturvernpolitikken er holdt utenom avtalen. Norsk regelverk er imidlertid langt på vei i overensstemmelse med EUs regelverk også på dette området. I tillegg er avtalen grunnlag for samarbeid på mange felt, inkludert bl.a. miljøvern og forskning, og deltaking i EU-byråer (inkludert EEA, det europeiske miljøbyrået).

Hver enkelt statsråd er ansvarlig for arbeidet med saksforberedelse, utforming av norske posisjoner og gjennomføring av beslutninger på sitt saksfelt. Utenriksdepartementet har et særlig ansvar for samordning av norske synspunkter, og Finansdepartementets koordineringsansvar for budsjett og økonomi gjelder også for EU- og EØS-saker. Det er nedsatt koordinerings- og spesialutvalg for å ivareta behovet for samordning i saker som berører flere enn ett departement.

EØS-avtalen forplikter oss til en aktiv innarbeiding av EUs regelverk i nasjonal lovgiving. EU-initiert regelverk kan være svært detaljert, og dermed avvike fra tradisjonell norsk fullmaktslovgiving. Mye av ressursinnsatsen i norsk forvaltning er knyttet til gjennomføringsarbeidet.

EU-delegasjonen i Brussel har en sentral rolle i å formidle norske synspunkter overfor EUs institusjoner, og rapportere hjem om utviklingen i EU. Ekspertgrupper forbereder nye rettsakter for Kommisjonen, og er kilder til tidlig informasjon og tidlig påvirkning fra norsk side. Komitologikomiteene assisterer Kommisjonen i arbeidet med gjennomføringsbestemmelser (utfyllende regelverk).

Arbeidet med EUs kjemikaliedirektiv, REACH, kan være et eksempel på hvor langvarig en prosess kan være, og hvor omfattende det norske engasjementet kan være. Arbeidet med direktivet varte fra 1997 til vedtaket i 2006. Direktivet trådte i kraft i juli 2007, og fra 1. juli 2008 også i Norge. Underveis var det et omfattende norsk engasjement, på forvaltningsnivå og politisk nivå. En nærmere omtale av direktivet er gitt i kapittel 6.5. Av andre EU-direktiv med stor betydning for norsk miljøpolitikk kan en nevne Vannrammedirektivet (se omtale i kapittel 5.5) og Fornybardirektivet.

3.9 Offentlige innkjøp

Offentlig sektor kjøper årlig inn varer og tjenester for over 300 milliarder kroner. Av dette står statsforvaltningen for vel én tredel. Det er derfor et potensial for å redusere miljøbelastningene ved bevisste innkjøp og bruk, jf. at dette nevnes eksplisitt som virkemiddel i bærekraftstrategien (se avsnitt 3.2). Regjeringen la i juni 2007 fram en handlingsplan for miljø- og samfunnsansvar i offentlige anskaffelser. Planen gjelder for perioden 2007-2010.

Planen inneholder en egen miljøpolitikk for statlige innkjøp, med konkrete krav knyttet til innkjøp innen prioriterte produktgrupper. Miljøkriterier for de prioriterte produktgruppene er under utarbeidelse.

Miljøledelse i statlige virksomheter er en del av handlingsplanen. Statlige virksomheter med betydelige miljøkonsekvenser bes om å innføre tredjepartssertifiserte miljøledelsessystemer, så som ISO 14001 eller EMAS.

Direktoratet for forvaltning og IKT (DFI) har ansvaret for å følge opp handlingsplanen på nasjonalt nivå.

3.10 Kommunesektorens rolle

Kommunene er både tjenesteprodusenter, myndighetsutøvere og demokratiske organer med ansvar for samfunnsutviklingen. De har et hovedansvar for forvaltningen av arealer etter plan- og bygningsloven (se under). Ellers har kommunene ansvaret for flere oppgaver som berører muligheten for en bærekraftig utvikling, så som energiforsyning, avfallshåndtering, avløpsrensing, lokal luftforurensning og viltforvaltning.

De 430 kommunene er til sammen en stor kjøper av varer og tjenester. Deres valg av alternativ kan derfor ha miljøvirkninger, enten det gjelder transportmidler og transporttjenester eller oppføring, vedlikehold og drift av bygninger. Regjeringen samarbeider med KS (kommunesektorens interesse- og arbeidsgiverorganisasjon) om økt vekt på miljø- og samfunnsansvar i kommunale innkjøp, i forbindelse med handlingsplanen som er omtalt i avsnitt 3.9.

3.10.1 Plan- og bygningsloven

Plan- og bygningsloven bygger på grunnprinsipper om folkevalgt styring, desentralisering av planbeslutninger, samarbeid mellom planmyndigheter og medvirkning fra publikum.

Stortinget vedtok ny plandel av plan- og bygningsloven 5. juni 2008. Den trer i kraft 1. juli 2009. Som nevnt i kapittel 3.4.4 gir den nye plan- og bygningsloven kommunene både strengere krav om, og større rom for, å fremme miljøhensyn og bærekraftig utvikling i sin planlegging.

Grunnelementet er kommunenes ansvar for å ha en planlegging som samordner den fysiske, økonomiske, sosiale, estetiske og kulturelle utviklingen. Arealbruken som fastsettes med rettsvirkninger i den kommunale planleggingen blir bestemmende for hvilke bygge- og anleggstiltak og hvilken virksomhet som er tillatt på de forskjellige arealene. Loven omfatter 86 pst. av landarealet i Norge, eller i praksis alt landareal som ikke er vernet etter lovverk i naturvernet. Dessuten gjelder den sjøområdet ut til én nautisk mil utenfor grunnlinjene.

Kommunestyrene har plikt til å utarbeide en planstrategi det første året etter hvert kommunevalg, som skal ta stilling til hvilke utfordringer kommunen skal ta opp i sin planlegging.

Kommuneplanen er en obligatorisk plan, som omfatter en samfunnsdel med handlingsdel og en arealdel. Planen vedtas av kommunestyret. Kommuneplanen skal

bl.a. angi hva som er byggeområder, hva som er landbruks-, natur og landbruksområder og bruk til annet formål.

Med utgangspunkt i kommuneplanen lages det *reguleringsplaner*, som er arealplaner på et mer detaljert nivå. Slike planer er påkrevd i områder der det skal gjennomføres større bygge- og anleggsarbeider. Konkret utbygging forutsetter uansett at det sendes inn en *byggesøknad*. Loven fastsetter regler for saksgangen på de ulike nivåene, blant annet med tidsfrister og regler for hvem som skal høres, og regler for klageadgang.

Kommunen kan gi *dispensasjon* fra sine egne planer, permanent eller midlertidig, hvis hensynene bak bestemmelsen det dispenseres fra ikke blir vesentlig tilsidesatt. Loven gir også regler om hvem som kan komme med *innsigelser* til planer. Planer med innsigelse avgjøres av departementet.

Hvert fjerde år skal Kongen utarbeide et dokument med nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging. Dessuten kan regjeringen gi *statlige planretningslinjer*. Eksempler er retningslinjene for planlegging i kyst- og sjøområder i Oslofjordregionen (T-4/93) og de rikspolitiske bestemmelsene for kjøpesentre. Sentrale er også rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging (T-5/93). Dessuten inneholder PBL *et forbud mot bygging i 100-metersbeltet langs sjøen*.

Staten kan for øvrig utarbeide reguleringsplaner når nasjonale hensyn tilsier det. Dette ble blant annet gjort i forbindelse med planleggingen av Oslos nye hovedflyplass på Gardermoen.

Loven inneholder krav om *konsekvensutredninger*. Bestemmelsene gjelder både regionale planer (fylkesplaner og fylkesdelplaner) og kommuneplaner, og for reguleringsplaner som ”kan få vesentlige virkninger for naturressurser eller samfunn”. Verneområder over en viss størrelse krever konsekvensutredning, det samme gjelder en rekke utbygginger som er beskrevet i vedlegg til forskrift til bestemmelsene om konsekvensutredninger. Dette gjelder også utbygginger som behandles etter annet lovverk, som forurensningsloven, energiloven og vassdragsreguleringsloven. Et eksempel på det siste er demninger over en viss størrelse.

Planarbeidet skal starte med et forslag til *planprogram*, som beskriver rammene for planarbeidet og hva som skal utredes. Det skal redegjøres for konsekvensene når planforslaget blir lagt ut til offentlig ettersyn. Ved behandling og vedtak skal det redegjøres for hvordan konsekvensutredningen og uttalelsene er vurdert og tatt hensyn til.

3.10.2 Kommunenes rolle etter annet miljørelatert lovverk

Kommunene er gitt en god del oppgaver på miljøområdet, enten direkte i lovverket eller gjennom delegering.

Kommunene har betydelige oppgaver på forurensningsområdet. I *forurensningsloven* er de gitt myndighet på avfallsfeltet, inkludert ansvaret for å samle inn og behandle

husholdningsavfall og bestemme gebyrer. Kommunene har også oppgaver i vannforsyning og avløp, og håndhever regelverket for lokal luftkvalitet og støy.

På naturvernområdet er ansvaret mer avgrenset. Kommunene har ingen bestemte oppgaver etter *naturvernloven*, men om lag 50 kommuner er etter søknad delegert ansvaret for å forvalte naturreservater, naturminner og landskapsvernområder. I et prøveprosjekt er en del kommuner også delegert forvaltningsmyndighet for nasjonalparkområder.

Etter *friluftsløven* kan kommunene regulere ferdsel i visse friluftsområder, og de har adgang til å kreve en rimelig avgift for adgang til friluftsområde. Etter *motorferdselloven* kan de regulere ferdsel med barmarkskjøretøy, snøskuter m.v. i utmark.

Etter *energiløven* skal kommunene ha alle utbygginger av elektriske anlegg (kraftledninger, jordkabler, transformatorstasjoner, fjernvarmeanlegg m.m.) til behandling. De skal da vurdere tiltaket og behandlingsformen ut fra plan- og bygningslovens regler.

3.10.3 Miljøprosjekter m.v.

Utover krav og styringsmuligheter i planloven søker sentralmyndighetene å påvirke kommunene gjennom støtteordninger og samarbeidsprosjekter, gjerne i samarbeid med KS. Stiftelsen Enova har for eksempel et eget program som gir støtte til kommunal energi- og klimaplanlegging. I 2006 fikk 62 kommuner støtte, og per juni 2009 forelå det nær 300 søknader. I forlengelsen av energiplanlegging kan det søkes støtte hos Enova om investeringsmidler, for eksempel til fjernvarmeprosjekter.

I perioden 2006-2010 samarbeider Miljøverndepartementet med KS om programmet Livskraftige kommuner – kommunenettverk for miljø og samfunnsutvikling, som bl.a. skal styrke kommunenes miljøkompetanse. Et ledd i dette er programmet Grønne energikommuner, med særlig fokus på kommunenes klima- og energitutfordringer. I 2008 startet prosjektet "Framtidens byer", som omfatter de tretten største bykommunene. Prosjektet vil særlig ha fokus på reduksjon av klimagassutslipp, og omfatter dessuten tilpasning til klimaendringer og et bedre bymiljø.

Nytt miljølovverk legger nye oppgaver på kommunene, og regjeringen vurderer hvordan miljøkompetansen best kan styrkes. Etter MiK-reformen ("Miljøvern i kommunene"), som varte fra 1992 til 1996, var det miljøvernlederstillinger i omtrent alle kommuner i landet. Disse ble finansiert av et øremerket tilskudd. Fra 1997 ble MiK-tilskuddet integrert i det kommunale inntektssystemet, og kommunene følgelig stilt fritt til hvordan pengene skulle brukes. En følge av dette var at det etter hvert bare varde større kommunene som beholdt en egen miljøvernlederstilling. Hos de fleste kommunene er ansvaret for miljøvernoppgaver en del av porteføljen for medarbeidere med ansvar også for andre oppgaver.

Kapittel 4 Klimautfordringen

4.1 Innledning

Klimautfordringen refererer seg til økningen av den globale gjennomsnittstemperaturen som er registrert i løpet av 1900-tallet (IPCC, 2007A). Den rådende oppfatning blant klimaforskere er at oppvarmingen som vi for tiden observerer, langt på vei er menneskeskapt, og at den skyldes det stadig økende utslipp av klimagasser hvor karbondioksid (CO₂) er den viktigste (IPCC, 2007A).¹ Klimautfordringen er en av de største miljøutfordringene menneskeheten står overfor. Økningen i utslipp av klimagassene er nært knyttet til menneskelige aktiviteter, som bruk av fossilt brensel, industriaktivitet, transport, jordbruksaktiviteter og arealbruksendringer, og er dermed knyttet til flere sentrale deler av den moderne økonomien. Det finnes dermed ikke én type renseteknologi som kan fjerne alle utslipp. En omfattende reduksjon av utslippene vil kreve omstilling i en rekke sektorer og innføring av mange nye teknologier (IPCC, 2007C).

Det enkelte lands utslipp av klimagasser varierer mye, men utgjør kun en mindre del av de totale utslippene. De to største utslippslandene, USA og Kina, står hver for omtrent 20 pst. av de globale utslippene av klimagasser, mens andre land står for rundt 5 pst. eller langt mindre hver (World Resources Institute, 2005). Det betyr at hvert enkelt land i liten grad kan påvirke de globale utslippene av klimagasser på egen hånd. For å oppnå en vesentlig reduksjon i utslippene må et stort antall land iverksette tiltak. Slik koordinert handling er krevende å få til så lenge landene finner det kostbart å begrense utslippene. Det enkelte land vil kunne ha et incentiv til å være gratispassasjer, det vil si, la andre land redusere sine utslipp, men selv ikke gjøre noe. Landet vil da kunne dra nytte av utslippreduksjonene som gjennomføres i andre land, uten å bære tilsvarende kostnader selv.

Klimautfordringen et globalt miljøproblem. Uansett hvilket land utslippene kommer fra, så får utslippene den samme virkningen på klimaet. FNs Klimakonvensjon slår derfor fast at utslippsreduksjonene bør finne sted der hvor de koster minst å gjennomføre (kostnadseffektivitet). Samtidig vil konsekvensene av en temperaturstigning variere mellom regioner og land. Den siste hoverapporten fra FNs klimapanel konkluderer med at klimapolitikk må inkludere både utslippsreducerende tiltak og tilpasningstiltak.

I kapittel 9 i denne rapporten drøfter utvalget retningslinjer for norsk klimapolitikk, gitt de utfordringene verden står overfor og internasjonale avtaler på klimaområdet. Utvalget er bedt om å vurdere hvordan klimahensyn best mulig skal ivaretas i offentlige beslutningsprosesser. Utvalget har ikke vurdert hva som er en fornuftig eller optimal internasjonal avtale. Utvalget har heller ikke vurdert hva Norges

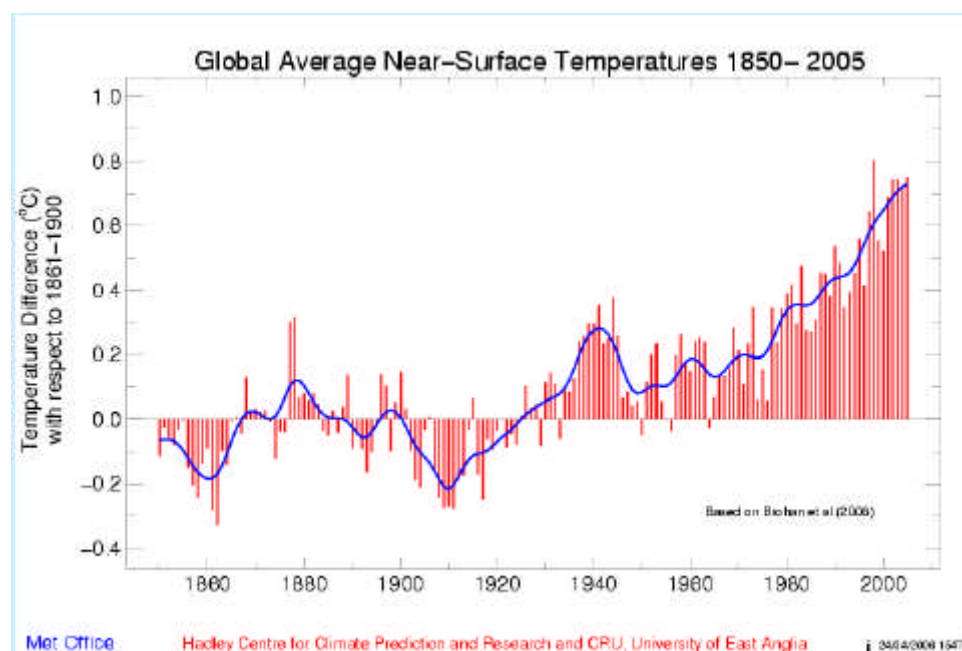
¹ Klimagasser er en samlebetegnelse på de seks gassene som omfattes av Kyoto-protokollen: Karbondioksid (CO₂), metan (CH₄), lystgass (N₂O) og de tre fluorholdige gasstypene HFK-er, PFK-er og svovelheksafluorid (SF₆). For Norges del utgjorde CO₂ i 2007 nær 82 pst. av de samlede klimagassutslippene, mens metan og lystgass sto for til sammen 16 pst. målt i tonn CO₂-ekvivalenter. De fluorholdige gassene sto for knappe 3 pst. av utslippene i 2007 (SSB, 2008).

forpliktelse bør være. Utvalget har ikke diskutert tiltak for å tilpasse seg klimaendringene, og viser til et eget offentlig utvalg for å utrede samfunnets sårbarhet og behov for tilpasning til konsekvensene av klimaendringene som ble oppnevnt 5. desember 2008.

4.2 Naturvitenskapelig bakgrunn

Klimagasser har den egenskapen at de slipper gjennom inngående solstråling relativt uhindret, mens de absorberer utgående varmestråling fra jorda. Dermed bidrar klimagassene til at mer av varmen bevares i jordas atmosfære, mens mindre forsvinner ut i verdensrommet igjen. Dette omtales gjerne som *drivhuseffekten*.

Det eksisterer en naturlig drivhuseffekt som holder jordens middeltemperatur ca. 34 °C høyere enn den ville ha vært uten denne effekten. I dag er middeltemperaturen om lag 15 °C, og uten den naturlige drivhuseffekten ville den globale middeltemperaturen altså vært -19 °C. Siden førindustriell tid (omkring 1750) har imidlertid konsentrasjonen av CO₂ økt med rundt 35 pst., konsentrasjonen av metan (CH₄) har økt med rundt 148 pst., og konsentrasjonen av lystgass (N₂O) har økt med rundt 18 pst. Økningene skyldes i all hovedsak menneskeskapte utslipp, og har gitt en *forsterket* drivhuseffekt (IPCC, 2007A). Figur 4.1 gir en illustrasjon av økningene i den globale gjennomsnittstemperaturen fra 1850 til 2005.



Figur 4.1 Global gjennomsnittstemperatur 1850-2005

Kilde: Carbon Dioxide Information Analysis Center.

De forskjellige klimagassene har ulik virkning på klimaet. Per vektenhet har CO₂ for eksempel en forholdsvis svak, men langvarig, virkning på den globale middeltemperaturen, mens metan har en langt kraftigere, men kortvarig, virkning. Det er derfor utarbeidet en felles skala slik at de ulike gassene kan sammenlignes. Ved hjelp av de såkalte GWP-verdiene (Global Warming Potential) kan utslipp av

klimagasser regnes om til såkalte CO₂-ekvivalenter.² Vi kan derfor gå ut fra at å redusere utslippene med ett tonn CO₂ har samme virkning som å redusere utslippene med ett tonn CO₂-ekvivalenter av en hvilken som helst annen klimagass.

Det er konsentrasjonen, dvs. beholdningen, av klimagasser i atmosfæren som gir temperaturøkning. Gassenes lange levetid i atmosfæren gjør at utslippsreducerende tiltak ikke får vesentlig umiddelbar effekt på konsentrasjonen, og virkningen av tiltak kommer på et senere tidspunkt. En økt beholdning av klimagasser i atmosfæren vil medføre temperaturstigning i flere tiår fremover selv om beholdningen stabiliseres, samtidig som det å redusere beholdningen er en meget langsom prosess som også vil måtte pågå over flere tiår.

Konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren måles i antall ppm CO₂-ekvivalenter (ppm = "parts per million" = antall CO₂-partikler per million partikler i luft). I førindustriell tid var denne på 280 ppm, og i dag ligger konsentrasjonen på 430 ppm, hvorav ca. 380 ppm er CO₂ (IPCC, 2007A). En omfattende forskning har forsøkt å anslå hvilken temperaturstigning som vil følge fra en stabilisering av konsentrasjonen på ulike nivå. *Klimafølsomheten* uttrykker hvor mye temperaturen vil stige på lang sikt ved dobling av konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren. Det er betydelig usikkerhet knyttet til klimafølsomheten. IPCC (2007A) angir klimafølsomheten til mest sannsynlig å ligge i intervallet 2-4,5 °C med en forventningsverdi på 3 °C. Selv om vi klarte å stabilisere konsentrasjonen på dagens nivå, kan vi altså forvente at den globale gjennomsnittstemperaturen på lenger sikt, dvs. utover dette århundret, stiger med ca. 2 °C fra førindustrielt nivå.

Den globale middeltemperaturen har økt med om lag 0,74 °C over de siste 100 år. IPCC (2007A) regner med at gjennomsnittstemperaturen vil stige med mellom 1,1 og 6,4 °C som følge av menneskelig påvirkning i tidsrommet 1990-2100. Forskjellen mellom det høyeste og det laveste tallet skyldes delvis usikkerhet om hvordan det globale klimasystemet virker, men først og fremst skyldes det usikkerhet om hvor store utslippene blir.

4.3 De samfunnsmessige konsekvenser av global oppvarming

IPCC, 2007B oppsummerer effektene av global oppvarming. Selv temperaturstigninger i intervallet 1,5 til 2,5 °C vil ifølge IPCC kunne gi dramatiske effekter:

- Mellom 20 og 30 pst. av jordens plante- og dyrearter vil kunne utryddes, som en direkte effekt av den globale oppvarmingen
- Forsterkning av nedbørsmønstre, dvs. tørre områder blir tørrere og våte områder våtere. Det fører til at virksomheter som er avhengige av vann og bosetting, må flyttes.
- Isbreer, som i dag sørger for jevn vanntilførsel for en betydelig del av jordens befolkning, vil forsvinne.
- Forverret helse gjennom hyppigere hetebølger, flommer, stormer og skogbranner
- Mer ekstremvær gir flere materielle skader.

² GWP-verdiene avhenger av hvilken tidsperiode man legger til grunn. Ved de fleste beregninger er det valgt en periode på 100 år.

- Hyppigere oversvømmelse av kystnære, lavtliggende områder med til dels stor befolkingskonsentrasjon i dag.
- Tapt areal grunnet havnivåstigning.

Alle disse effektene vil altså forekomme allerede ved en temperaturstigning på 1,5 til 2,5 °C, men i økende grad dersom middeltemperaturen stiger utover 2,5 °C. Ved mer enn 3 °C temperaturstigning vil det finne sted en nedgang i verdens matvareproduksjon.

Det forventes at årlig middeltemperatur i Norge vil øke de neste 100 år. Det ventes betydelig økning i nedbør og mer ustabil vær. Norge vil trolig være blant de landene der de negative effektene av klimaendringer i utgangspunktet vil være moderate. Økt omfang av flom og skred, endrete vindforhold og økt havnivå kan likevel kreve endringer i arealbruk og bygge- og anleggsstandarder. Mer nedbør kan gi økt tilsig til norske vannkraftverk, og høyere temperaturer vil føre til lavere etterspørsel etter elektrisitet til oppvarming.

IPCC (2007B) understreker at det er svært vanskelig å estimere de økonomiske kostnadene av den globale oppvarmingen. Kostnadene vil variere fra region til region, og være større for utviklingsland enn for typiske OECD-land. Basert på litteraturstudier oppgir IPCC et økonomisk tap per år på fra 1 til 5 pst. av verdens bruttonasjonalprodukt som sannsynlig dersom utslippene får pågå uten inn gripen, og vi får en temperaturstigning på 4 °C i dette århundret. IPCC (2007B) understreker både den store usikkerheten rundt slike beregninger, og at mange negative effekter, slik som tap av biologisk mangfold, ikke er med fordi det er svært vanskelig å verdsette slike effekter i pengeverdier. Usikkerheten øker jo sterkere den forventede oppvarmingen blir.

Det finnes analyser som forsøker å beregne kostnadene ved temperaturstigninger utover 5 °C. Et tidlig bidrag var Cline (1992), og et senere bidrag er Nordhaus (2008). I slike analyser gjøres for eksempel anslag på byggekostnader for diker, og tap av land ved havnivåstigning ut fra anslag på tomtepriser. Cline (1992) fant for USA at en 10 °C temperaturstigning på usikkert grunnlag kan anslås å gi et årlig tap på 6 pst. av bruttonasjonalproduktet, men da er flere viktige effekter utelatt som f.eks. tap av biologisk mangfold. Nordhaus (2008) finner at en 5,3 °C global temperaturstigning kan anslås å gi et årlig tap på 8 pst. av globalt bruttonasjonalprodukt i år 2200.

Som nevnt er det usikkerhet knyttet til klimafølsomheten, dvs. den forventede temperaturstigningen som følger av en dobling av klimagasskonsentrasjonen i atmosfæren. Mest sannsynlig ligger den i intervallet 2-4,5 °C, men ifølge IPCC 2007A kan den tenkes å være større. Årsaken til usikkerheten er manglende kunnskap om tilbakekoblingsmekanismer mellom global oppvarming og frigjøring av klimagasser. F.eks. vet vi ikke i hvilken grad oppvarming vil lede til frigjøring av metangass som er bundet til permafrosten. Weitzman (2009) drøfter hvordan en liten, men positiv, sannsynlighet for svært høye temperaturøkninger kan påvirke de samfunnsøkonomiske kostnadene av klimagassutslipp i dag, og argumenterer for at dagens globale tiltak er utilstrekkelige.³

³ Argumentasjonen til Weitzman er bl.a. drøftet i Aldy m.fl. (2009) som også gir et sammendrag av andre sentrale spørsmål knyttet til klimapolitikk.

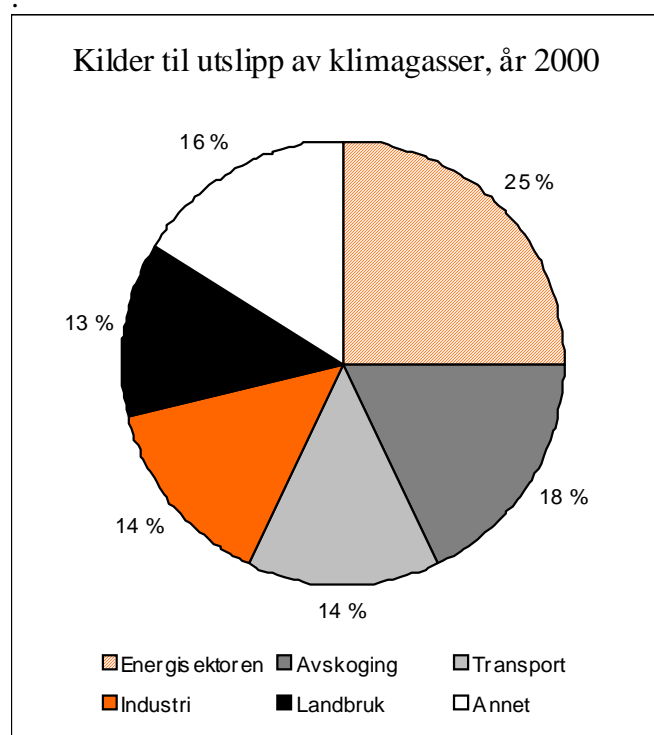
4.4 Potensialet for å begrense utslippene av klimagasser

De globale utslippene av klimagasser økte med 70 pst. i perioden fra 1970 til 2004 (IPCC, 2007C). Utslippene fra energisektoren vokste mest i perioden med en økning på 145 pst. Deretter følger transportsektoren med en økning på 120 pst. Dersom ingen tiltak iverksettes, forventer IPCC en videre økning på mellom 25 og 90 pst. fram mot år 2030.

De viktigste drivkreftene bak veksten i utslipp av klimagasser i verden er økt økonomisk aktivitet og økningen i verdens befolkning. Økt økonomisk aktivitet bidrar til økt energiforbruk, noe som igjen medfører økte utslipp. Mer effektiv energiutnyttelse bidrar riktignok til å dempe utslippsveksten, men ikke nok til å motvirke effekten av økt økonomisk aktivitet. Vi kan illustrere denne utviklingen ved å se på hva som skjedde i perioden 1992-2002. I denne tiårsperioden var veksten i BNP per innbygger i verden på 1,9 pst. Utslippene av CO₂ per BNP-enhet gikk ned med 1,9 pst. i denne perioden, hovedsakelig pga. økt energieffektivitet. I samme periode økte imidlertid verdens befolkning med 1,4 pst. per år. Den samlede virkningen av disse faktorene bidro til at utslippene av CO₂ i perioden økte med 1,4 pst. per år.

Den kraftige økningen i de globale utslippene av klimagasser må ses på bakgrunn av at det i de fleste land ikke er forbundet noen kostnader med å slippe ut klimagasser. Flere steder er i tillegg aktiviteter med store utslipp subsidiert. For å redusere utslippene må både sammensetningen av produksjonen og produksjonsteknologien endres.

På verdensbasis stammer klimagassutslippene fra følgende kilder, jf. figur 4.2.



Figur 4.2 Kilder til utslipp av klimagasser. (Pst.)
Verden: Kilder til utslipp av klimagasser, år 2000
Kilde: World Resource Institute.

Utslippene fra energiproduksjon, avskoging, transport og industri er i all hovedsak CO₂, mens utslippene fra landbruket i all hovedsak er metan og lystgass. Utslippene i transportsektoren fordeler seg på vei med 10 pst. og på sektorene luftfart og skipstransport som begge står for 2 pst. av de globale utslippene av klimagasser.

For Norge er fordelingen av klimagassutslippene på hovedgrupper av sektorer som følger:⁴

1. Transport 32 pst.
2. Industri (prosessutslipp og energiforbruk) 27 pst.
3. Landbruk 8 pst.
4. Olje- og gassutvinning 26 pst.
5. Annet 7 pst.

Som vi ser er fordelingen på kilder for utslipp annerledes i Norge enn globalt. Det kommer både av at Norge produserer all sin elektrisitet fra vannkraft, og av at Norge har en stor petroleumssektor. Norges spesielle situasjon og næringssammensetning gjør også at det relativt sett er kostbart å redusere utslippene.

Både i Norge og i verden for øvrig utgjør klimagassen CO₂ mer enn 3/4 av utslippene (regnet i CO₂-ekvivalenter). Det satses derfor særlig på tiltak for å få ned CO₂-utslippene. For de fleste kildene til CO₂-utslipp finnes det i dag forslag til løsninger som vil begrense utslippene av CO₂ per enhet vesentlig (IPCC, 2007C). Det er grunn til å tro at flere av disse tiltakene vil realiseres med en tilstrekkelig høy pris på utslipp av CO₂. For mange av enkelttiltakene er imidlertid dagens priser på utslipp for lav til at tiltak og teknologier realiseres.

Sammensetning av verdens utslipp viser at det er et stort potensial for utslippsreduksjoner dersom man kan redusere avskogning globalt. Undersøkelser tyder også på at de tapte inntektene ved å la skogen stå i mange tilfeller er relativt små (Grieg-Gran, 2006). Redusert avskogning framstår derfor som et billig utslippsreducerende tiltak.

Utslipp fra produksjon av elektrisk kraft kan reduseres gjennom energisparing, overgang til fornybare energikilder som vind, sol og biobrensler og ved karbonfangst og lagring (CCS). Den siste teknologien kan også brukes overfor fossilt energibruk og prosessutslipp i industrien (IPCC, 2005). På transportområdet virker det i dag vanskeligere å komme fram til teknologiske tiltak som drastisk vil redusere utslippene (IEA, 2008A).

4.5 Anslag på kostnadene ved utslippsreduksjoner

FNs klimapanel (IPCC, 2007A) utelukker ikke at dersom konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren når et visst nivå, kan det settes i gang irreversible prosesser

⁴ Naturressurser og miljø (2008), Statistisk sentralbyrå.

med mulige akselererende temperaturøkninger, med store samfunnsøkonomiske kostnader og fare for katastrofale utfall. FNs Klimakonvensjon slår fast at man skal unngå farlige antropogene endringer i klimasystemet. På denne bakgrunn har det vært argumentert for mål om en maksimal konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren. EU har foreslått et mål om maks 2 °C global temperaturstigning. Norge har gjennom St. meld. nr. 34 (2006-2007) Norsk klimapolitikk sluttet seg til samme målet. Med en klimafølsomhet på 3 °C innbærer Norges og EUs mål en stabilisering av konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren på omtrent dagens nivå, dvs. 430 ppm CO₂-ekvivalenter.

Kostnadene ved å nå ulike mål for konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren har blitt beregnet både i økonomiske makromodeller og i mikromodeller, dvs. modeller som bygger på detaljert informasjon fra sektorer med høye utslipp. Gitt et konsentrasjonsmål, anslår modellene den billigste måten å nå målet på over en periode. Et hovedresultat fra slike beregninger er at kravene til utslippsreduksjoner skal være lavest i starten av perioden, for så å tilta ettersom man nærmer seg det endelige konsentrasjonsmålet. Prisen på utslipp, som kreves for å nå målsettingene, skal dermed også være stigende. Størrelsen på diskonteringsfaktoren har stor betydning for fastsettelsen av et slikt tidsforløp på rensiltakene. Er diskonteringsrenten høy, vil det være lønnsomt å gjøre en liten del av utslippsreduksjonene i dag, og en relativt stor del av utslippsreduksjonene i fremtiden. En lav diskonteringsrente vil, alt annet likt, gjøre det lønnsomt å foreta større utslippsreduksjoner i dag.

Dersom man også har anslag for kostnadene ved klimaendringer, er det mulig å beregne hvilke utslippsreduksjoner som gir de laveste kostnadene totalt sett. Dette gjøres i såkalte "Integrated Assessment" modeller, som innebærer en type nytte-kostnadsanalyse hvor kostnader og gevinster av rensiltak oppstår på ulike tidspunkt. Videre må beregningene ta hensyn til at kostnadene ved tiltak oppstår som følge av begrensninger i utslipp av klimagasser i den enkelte periode, mens gevinstene ved tiltak kommer som følge av redusert konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren i fremtidige perioder. Det vises til en nærmere drøfting av samfunnsøkonomiske analyser i kapittel 7 og 8.

Nedenfor har vi oppsummert noen av studiene i en egen tabell. Studiene er for øvrig langt mer utfyllende beskrevet i Hoel m.fl. (2009).

Studie	Kriterie	Konsentrasjon 2100 ref. bane	Kvotepris initialt	Kvotepris 2050	Kvotepris 2100	Rense- kostnad ⁵
IPCC, 2007	445-535 ppm CO ₂ - ek.	855-1130 ppm CO ₂ -ek.				< -5.5 pst.
IPCC, 2007	535-590 ppm CO ₂ - ek.	- " " -	US \$ 20-80 (år 2030)	US \$ 30-150		(-4, -0.1) pst.
OECD, Env. Outlook 2008	450 ppm, CO ₂ -ek.	~900 ppm CO ₂ -ek.	US \$ 5 (år 2010)	US \$ 177		-2.5 pst.
OECD, 2008b	550 ppm, CO ₂ -ek.	>900 ppm CO ₂ -ek.	US \$ 5 (år 2013)	US \$ 400		-4.8 pst.

⁵ Målt som prosentavvik fra verdens bruttonasjonalprodukt i referansebanen i 2050. Dersom ikke annet er nevnt, gjelder dette også de andre tallene i denne kolonnen.

IEA, world energy outlook 2008	550 ppm, CO ₂ -ek.	855-1130 ppm CO ₂ -ek.	US \$ 40 (år 2020)	US \$ 90 (år 2030)		
- " " -	450 ppm, CO ₂ -ek.	- " " -		US \$ 180 (år 2030)		
Australia's LPF, Garneau	550 ppm, CO ₂ -ek.	1560 ppm, CO ₂ -ek.	US \$ 20 (år 2010)	US \$ 91		(-3.2, -2.7) pst.
- " " -	450 ppm, CO ₂ -ek.	- " " -	US \$ 34 (år 2010)	US \$ 158		(-4.3, -4.2) pst.
Stern Report	550 ppm, CO ₂ -ek.	> 843 ppm CO ₂ -ek.				-1 prosent
Nordhaus, Dice, 2007	Nytte-kostnads an.	685 ppm, kun CO ₂	US \$ 9 (År 2010)	US \$ 25	US \$ 55	-0,1 pst. ⁶
Nordhaus, Dice, 2007	420 ppm, kun CO ₂	- " " -	US \$ 39 (år 2010)	US \$ 189 (år 2055)	US \$ 208 (år 2105)	(-1.4, -1.2) pst.

De fleste studiene ser på kostnaden ved å stabilisere konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren på et nivå mellom 450 og 550 ppm CO₂-ekvivalenter. Som vi ser av tabellen, avviker studiene en god del mht. både kostnadene ved utslippsreduksjonene og mht. hvilken karbonpris som er nødvendig for å begrense utslippene i tilstrekkelig grad. Studiene gir likevel en pekepinn på hvilke karbonpriser som vil være nødvendig for å nå ulike klimamål. Som vi ser av tabellen, vil EUs og Norges mål med høy sannsynlighet kreve en pris per tonn CO₂-ekvivalenter på nærmere US\$ 200 i 2050, forutsatt at målene gjennomføres på den billigste måten.

⁶ Her er kostnadene og inntektene diskontert tilbake til 2005 (gjelder begge Nordhaus-estimatene).

Boks 4.1 The Stern Review on the Economics of Climate Change

Rapporten "The Stern Review on the Economics of Climate Change" fra oktober 2006 ble utarbeidet av Sir Nicholas Stern på oppdrag fra britiske myndigheter. Rapporten ga en helhetlig og grundig gjennomgang av økonomiske sider av klimautfordringen og fikk svært stor oppmerksomhet.

Stern (2006) regner det som sannsynlig at konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren vil nå 850 ppm i 2100 dersom det ikke blir gjennomført tiltak. Det betyr ifølge Stern at den globale middeltemperaturen med 20 pst. sannsynlighet vil stige mer enn 5 °C. Samtidig anslår Stern (2006) at det vil koste 1 pst. av verdens bruttonasjonalprodukt å stabilisere utslippene på et nivå mellom 500 og 550 ppm CO₂-ekvivalenter. En slik konsentrasjon gir en forventet temperaturøkning på i overkant av 3 °C.

Stern-rapporten anbefaler ikke en stabilisering på 450 ppm, noe som er nødvendig for med mer enn 50 pst. sannsynlig å unngå en temperaturstigning på maksimalt 2 °C. Ifølge rapporten vil et slikt mål være svært dyrt gitt den store veksten i de globale utslippene vi for tiden opplever, og det tilhørende behovet for å begrense utslippene mye i den nærmeste fremtid.

Enkelte av forutsetningene i Stern (2006) er omdiskutert. Flere mener at hans valg av lav diskonteringsrente ikke er begrunnet tilfredsstillende, jf. bl.a. Dasgupta (2007). Andre mener at han systematisk har valgt studier med lave tiltakskostnader og høye skadekostnader, se f.eks. Tol (2006).

I Nordhaus (2007) brukes f.eks. en diskonteringsrente på 4,1 pst. En gevinst på 1 mrd. kroner om 100 år vil med denne diskonteringsrenten være verdt 18 mill. kroner i dag. Stern (2006) på sin side bruker en gjennomsnittlig diskonteringsrente på om lag 1,4 pst. Dermed vil en gevinst på 1 mrd. kroner om 100 år være verdt 249 mill. kroner i dag, dvs. nesten 14 ganger så mye.

Regnet i dagens penger er da også Stern den som kommer fram til høyest gevinst ved å unngå global oppvarming. Han anslår kostnadene dersom man lar utslippene utvikle seg uten inn gripen av noe slag, til å være lik en 5 pst. reduksjon i globalt konsum per capita nå og for alltid. Dette tallet inkluderer ikke kostnader hvor det ikke finnes markedspriser, som direkte miljøeffekter og effekter på helse. Tas disse med, økes anslaget til 11 pst., men usikkerheten øker også tilsvarende. Valg av diskonteringsrente drøftes i kapittel 8.

Stern (2006) peker på følgende tre hovedvirkemidler mot klimaendringer:

- En felles global pris på utslipp av klimagasser
- Støtte til forskning og implementering av lavkarbonteknologier som fornybar energi og energisparetiltak
- Forberede seg på tilpasning til klimaendringer

Stern (2006) fremhever også betydningen av å realisere det store potensialet for billige utslippsreduksjoner knyttet til å begrense global avskoging.

En svakhet ved slike studier basert på makromodeller er at de i liten grad spesifiserer de ulike renseteknologiene. Det råder derfor stor usikkerhet mht. kostnadsanslagene ved store utslippsreduksjoner som ligger langt utenfor datagrunnlaget for modellene. Mikromodeller på sin side er svært detaljerte mht. de ulike renseteknologiene, men tar ikke hensyn til ringvirkningene av tiltak i økonomien. Sentrale virkninger som det ikke tas hensyn til i mikromodellene, kan f.eks. være at økt bruk av biodrivstoff gir økt bruk av arbeidskraft og areal, noe som igjen kan gi knapphet på arbeidskraft i andre sektorer og økte matvarepriser.

En annen effekt som er utelatt fra de fleste modeller, er en mulig negativ tilbakekobling mellom satsing på klimatiltak og den økonomiske veksttakten. Satsing på klimatiltak vil trekke forsknings- og utviklingsressurser til de utslippsintensive sektorene, noe som kan senke produktivitetsfremgangen i resten av økonomien. I den senere tid har modellutviklingen begynt å prøve ut slike mekanismer, f.eks. SSBs nye vekstmodell og Witch-modellen ved Feem-senteret i Italia (Bye m.fl., 2008 og Bosetti m.fl., 2006).

De fleste kostnadsanslagene nevnt over forutsetter en kostnadseffektiv global gjennomføring av utslippsreduksjonene. Vi vet mindre om hva det ville koste hvis en mindre gruppe land skulle gjennomføre endringene alene, slik at ikke de til enhver tid rimeligste rensiltakene globalt sett ble iverksatt.⁷ Det er også belegg for å hevde at kostnadene vil stige, dersom de enkelte landene ikke velger en kostnadseffektiv politikk, f.eks. ved at enkelte sektorer skjermes, og andre sektorer dermed må stå overfor høyere karbonpriser.

Graden av teknologiske utvikling er også viktig. Teknologisk utvikling innenfor klimafeltet vil skje både som respons på forventede fremtidige priser på utslipp og som respons på nåværende og forventede fremtidige subsidier til forskning, utvikling og implementering av ny teknologi. Dette drøftes nærmere i kapittel 10.

4.6 Valg av virkemidler i klimapolitikken

For å redusere utslippene av klimagasser er det nødvendig å iverksette tiltak som fører til at utslippene reduseres. *Kostnadseffektivitet* og *styringseffektivitet* er to kriterier som gjerne blir trukket frem ved valg av virkemidler. Klimaproblemet er et globalt miljøproblem, og det spiller ingen rolle hvor utslippene skjer for størrelsen eller lokaliseringen av skadene som følger av utslippene. Det taler for at en bør tilstrebe å få så store globale utslippreduksjoner som mulig for hver krone som settes av til tiltak. Det er dette som betegnes med begrepet kostnadseffektivitet.

I prinsippet vil både en global skatt på utslipp og et globalt kvotemarked for handel med utslippsrettigheter kunne realisere kriteriet om kostnadseffektivitet, jf. boks 4.2. De to virkemidlene avviker imidlertid med hensyn til styringseffektivitet. Med et globalt kvotemarked vet vi nøyaktig hvor store utslippene blir, men vi vet ikke hva prisen på utslipp blir. Dersom renskostnadene viser seg å være høyere enn forventet,

⁷ Både OECD (2008b) og Nordhaus (2007) forsøker seg på slike beregninger. F.eks. finner Nordhaus at dersom deltakelsen er begrenset slik at bare 50 pst. av utslippene er dekket, så vil kostnadene bli omtrent 3 ganger så høye. Til sammenligning er ca. 33 pst. av utslippene dekket i dagens Kyoto-avtale (Nordhaus, 2007). OECD finner på sin side at dersom bare dagens Annex 1-land gjennomfører utslippskutt, så er selv målet om maks 550 ppm CO₂-ek. Uoppnåelig, jf. også boks 9.5.

for eksempel fordi renseteknologien ikke utvikler seg så gunstig som man trodde, vil prisen bli høyere enn forventet.

Boks 4.2 Avgifter vs. omsettbare kvoter

Utslippene av klimagasser har en uønsket effekt på individer og nasjoner gjennom en forsterket drivhuseffekt som leder til global oppvarming. I det samfunnsøkonomisk fagspråket kalles dette en *negativ ekstern effekt*. Eksistensen av slike effekter er et argument for at myndighetene bør gripe inn i markedets funksjonsmåte på en eller måte. Myndighetene har mange virkemidler å velge mellom, og vi skiller gjerne mellom markedsbaserte indirekte virkemidler og direkte reguleringer. Blant de markedsbaserte virkemidlene finnes omsettbare kvoter og miljøskatter.

En miljøavgift er en skatt som øker prisen ved utslipp. Prisøkningen vil føre til adferdsendringer og et mindre utslippsintensivt forbruk både hos konsumenter og i bedrifter. Tilpasningen vil avhenge av hvor høy avgiftssatsen er. F.eks. vil en middels høy avgift på utslipp antagelig få de fleste nye gass- og kullkraftverk til å investere i karbonfangst og –lagring. Videre vil flere velge biler med lavt drivstofforbruk, og noen vil avstå fra å ha bil, som følge av høyere energipriser. Folk vil generelt bli mer opptatt av energisparing. For å oppnå slike utslag er det imidlertid viktig at alle oppfatter avgiften som permanent. Først da vil aktørene ta hensyn til den i sine langsiktige investeringsbeslutninger, og investorer vil satse på forskning og utvikling av lavutslippsteknologi.

Omsettbare kvoter virker på den måten at hver enkelt aktør får eller må erverve seg et antall utslippsrettigheter. Som for en miljøskatt oppstår det en pris på utslipp: Dersom en bedrift ikke begrenser utslippene, må den kjøpe utslippsrettigheter (eller avstå fra å selge). Myndighetene bestemmer det totale antall utslippsrettigheter, og de samlede utslippene er dermed gitt. Deretter er det opp til aktørene å bestemme hvor mange utslippsrettigheter de har behov for selv, og hvor mange de eventuelt må kjøpe eller kan selge. Nærmere bestemt vil de som har lave renseskostnader, antakelig velge å rense utslippene istedenfor å benytte utslippsrettigheter, mens de som har høye renseskostnader, vil ønske å skaffe seg utslippsrettigheter.

Markedsbaserte virkemidler har den fordelen at de leder til *kostnadseffektivitet*. Med kostnadseffektivitet menes en løsning hvor de samlede utslippsreduksjonene har fremkommet på billigst mulig måte. Dette er ikke nødvendigvis tilfelle med direkte reguleringer. Dersom myndighetene bestemmer hvor mye hver enkelt bedrift eller sektor skal rense, har vi ingen garanti for at ikke en annen fordeling av rensingen ville gitt like store utslippsreduksjoner til en lavere kostnad.

Styringseffektivitet blir gjerne trukket fram som en fordel ved direkte reguleringer. Men *styringseffektivitet* er også en egenskap ved omsettbare kvoter. Som for direkte reguleringer bestemmer myndighetene de totale utslippene. Forskjellen er at med omsettbare kvoter kan aktørene handle seg mellom. Det sikrer at det er aktørene med de laveste renseskostnadene som gjennomfører rensingen.

I Kyoto-avtalen er dette prinsippet søkt overført til land. OECD-landene og overgangsøkonomiene har fått utdelt en viss mengde utslippsrettigheter. Deretter er det opp til de samme landene å handle med disse rettighetene. De resterende landene, dvs. utviklingslandene som har ratifisert Kyotoavtalen, har i prinsippet uendelige utslippsrettigheter, dvs. de har ingen begrensninger på hvor mye de kan slippe ut, og de kan dermed heller ikke delta i handelen med utslippsrettigheter på vanlig måte. I en global avtale vil alle land ha utslippsrettigheter og delta i handelen med rettigheter. Dette innebærer global kostnadseffektivitet.

Innenfor miljøøkonomi finnes det en egen litteratur som sammenligner skatter og omsettbare kvoter gitt ulike typer av usikkerhet. Et av resultatene fra denne litteraturen er at omsettbare kvoter er å foretrekke dersom miljøkostnadene øker kraftigere ettersom utslippene stiger enn renseskostnadene øker ettersom utslippene begrenses, jf. boks 9.3. Mao., dersom det eksisterer terskler hvor miljøkostnadene stiger drastisk, kan det tale for å benytte omsettbare kvoter. Denne litteraturen kan imidlertid ikke overføres direkte til klimaproblemet da det er beholdningen av klimagasser i atmosfæren og ikke de løpende utslippene som betyr noe for skaden. I Hoel og Karp (2002) vises det at en skatt antakelig er best egnet for å løse klimaproblemet selv om renseskostnadene er ukjente for myndighetene, og marginal miljøskade stiger bratt med konsentrasjonen av klimagasser. Klimavirkemidler drøftes nærmere i kapittel 9.

Med en global avgift på utslipp kontrolleres prisen på utslipp, men ikke hva de faktiske utslippene blir, slik at styringseffektiviteten synes å være lavere. I praksis er det ikke nødvendigvis noe problem siden konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren utvikler seg langsomt, og man ville ha god tid til å justere avgiften underveis for unngå at konsentrasjonen blir for høy.

4.7 Norsk klimapolitikk

Norsk klimapolitikk bygger på enigheten regjeringspartiene og tre av opposisjonspartiene kom fram til i januar 2008 under behandlingen av St.meld. nr. 34 (2006-2007) Norsk klimapolitikk ("Klimaforliket").

Boks 4.3 Norges forpliktelser og mål i klimapolitikken

Regjeringen har uttalt at Norge skal være et foregangsland i klimapolitikken og en pådriver for en ny og mer ambisiøs internasjonal klimaavtale, som sikter mot at den globale temperaturøkningen skal holdes under 2 °C sammenliknet med førindustrielt nivå, jf. St.meld. nr. 34 (2006-2007) Norsk klimapolitikk. Dette vil kreve at samlede globale utslipp blir redusert med minst 50 pst. fra dagens nivå innen 2050.

I perioden 2008-2012 er Norge etter Kyoto-avtalen, i likhet med de øvrige Annex-I-landene, forpliktet til å dekke utslippet av klimagasser med en tilsvarende mengde kvoter. Norge er tildelt en årlig utslippsmengde som i gjennomsnitt er 1 pst. høyere enn utslippene i 1990. Det gir en årlig kvotemengde på 50,1 mill. tonn CO₂-ekvivalenter i perioden 2008-2012. Som en del av Kyoto-protokollen har Norge inkludert bidraget fra skogskjøtsel, som er begrenset til 1,5 mill. tonn CO₂ per år. Samlet har dermed Norge en kvotemengde i Kyoto-perioden på 51,6 mill. tonn i gjennomsnitt pr. år.

I St.meld. nr. 9 (2008-2009) Perspektivmeldingen 2009, er Norges samlede utslipp av klimagasser anslått til 57,3 mill. tonn i 2010. Norges kvotemengde under Kyoto-perioden kan anslås til 5,7 mill. tonn lavere enn de framskrevne utslippene av klimagasser dersom anslaget for 2010 representerer et gjennomsnitt for perioden. Ifølge Stortingets klimaforliket er det i tillegg vedtatt at vi skal overoppfylle Kyoto-avtalen med 10 pst., dvs. om lag 5 mill. tonn og med ytterligere 1,5 mill. tonn årlig ved å ikke bruke de kvotene vi tildeles pga. skogtilvekst. Basert på utslippsframskrivningene mangler Norge dermed i utgangspunktet 12,2 mill. tonn kvoter årlig for å sikre Kyoto-forpliktelsen og overoppfyllelsen. Dette kan oppfylles gjennom Norges tilknytning til EUs kvotemarked og statens kjøp av Kyoto-mekanismer (CDM-er).

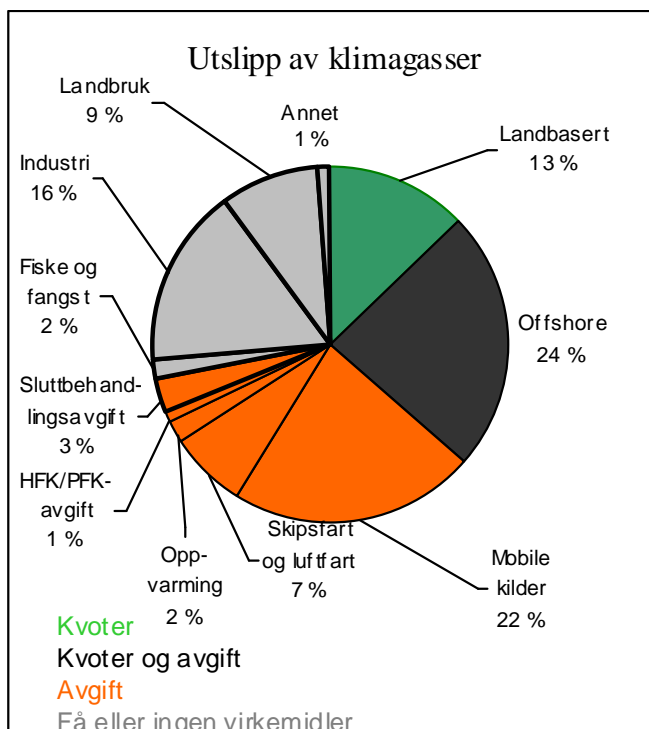
I klimaforliket er det lagt opp til at Norge fram til 2020 skal ta ansvar for å redusere sin del av de globale utslippene med 30 pst. i forhold til 1990. I det samme forliket ble det uttalt at det kan være et realistisk mål å redusere de innenlandske utslippene med 15-17 mill. tonn CO₂-ekvivalenter, inklusive skog, sammenliknet med referansebanen slik den ble presentert i Nasjonalbudsjettet 2007.

Norge har et mål om karbonnøytralitet, som innebærer at myndighetene senest i 2050 skal sørge for globale utslippsreduksjoner som motsvarer våre gjenværende utslipp av klimagasser. For 2030 har Regjeringen erklært at Norge, som en del av en global og ambisiøs avtale der også andre industriland tar på seg store forpliktelser, er villig til å bli karbonnøytralt. Dette innebærer at Norge skal finansiere utslippsreduksjoner utenlands som svarer til resterende innenlandske utslipp i 2030. I klimaforliket er det også lagt opp til en innsats mot avskoging i utviklingsland på om lag 3 mrd. kroner per år.

Boks 4.4 Virkemidler overfor norske klimagassutslipp

Avgifter og kvoter er hovedvirkemidlene i klimapolitikken. Figur 4.3 nedenfor gir en anslagsvis oversikt over virkemidler fordelt på sektorer. I dag er i overkant av 70 pst. av Norges samlede utslipp av klimagasser under Kyoto-protokollen ilagt kvoter eller avgifter. Utslipp som er ilagt bare avgift på karbondioksid (CO₂), utgjør i underkant av 35 pst. av samlede utslipp. Det norske kvotesystemet er en del av EUs kvotesystem. For perioden 2008-2012 utgjør utslipp som er ilagt bare kvoteplikt, om lag 13 pst. I tillegg utgjør utslipp fra petroleumsvirksomheten, som er ilagt både kvoteplikt og CO₂-avgift, i underkant av 25 pst. av samlede utslipp. Avgiften på sluttbehandling av avfall og på klimagassene hydrofluorkarbon (HFK) og perfluorkarbon (PFK) omfatter om lag 4 pst. Det innebærer at drøyt 25 pst. av klimagassutslippene i liten grad er omfattet av virkemidler. Det dreier seg om klimagassutslipp ved bruk av gass som ikke er ilagt kvoteplikt, klimagassutslipp fra fiske og fangst, prosessutslipp i industrien og utslipp av lystgass (N₂O) og CH₄ (metan) i landbruket.

EU har nylig revidert kvotedirektivet fra perioden 2013-2020. Ifølge det reviderte direktivet vil størstedelen av prosessutslippet bli omfattet av kvotesystemet. For Norge vil en slik utvidelse gjøre at ytterligere om lag 15 pst. av de samlede norske utslippene blir ilagt kvoteplikt. Samlet vil da kvoter og avgifter dekke om lag 85 pst. av norske klimagassutslipp.

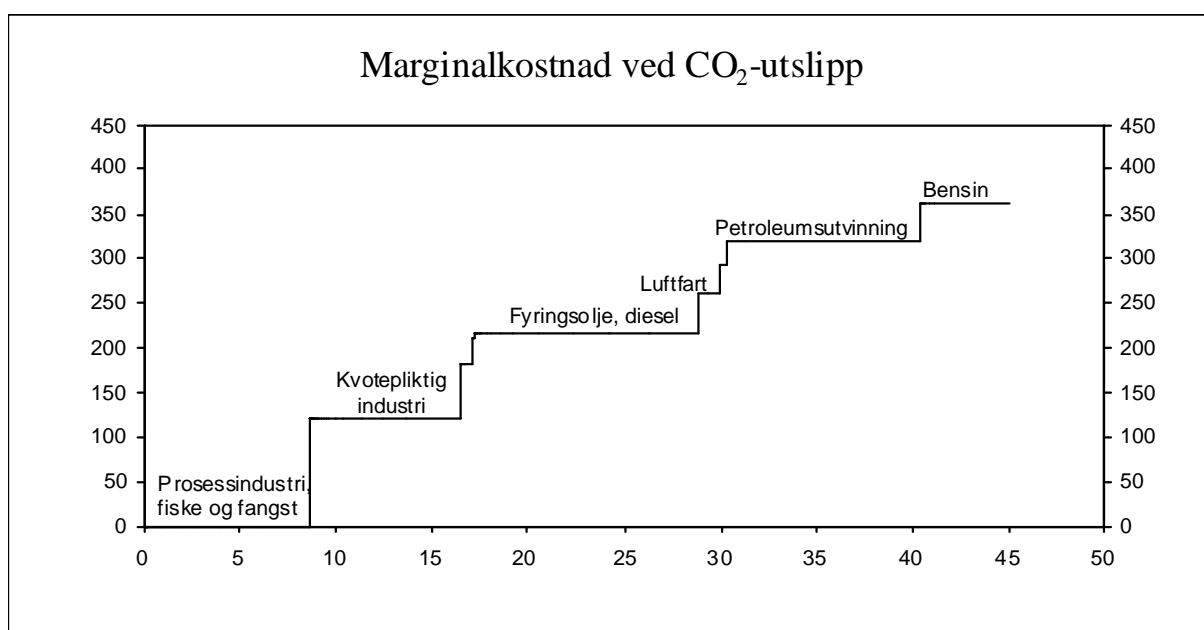


Figur 4.3 Utslipp av klimagasser fordelt på virkemidler og sektorer

Kilde: Statistisk sentralbyrå, Statens forurensningstilsyn, Finansdepartementet.

Etter innføring av CO₂-avgiften i 1991 har andre tiltak blant annet vært rettet mot avfallssektoren, som sluttbehandlingsavgiften, særlig rettet mot utslipp av metan (CH₄). Det har vært inngått avtaler med industrien om reduksjon i utslipp av CO₂, SF₆ (svovelheksafluorid) og PFK (perfluorkarboner), og blitt innført avgifter (med refusjonsordning) på bruk av klimagassene HFK (hydrofluorkarboner) og PFK i andre sektorer. Fra 1990 til 2007 økte utslippene av klimagasser med 11 pst. Men på grunn av disse tiltakene, teknologisk framgang og endringer i næringsstrukturen, økte utslippene langt mindre enn den økonomiske aktiviteten, slik at Norge var ett av landene med størst nedgang i utslippintensiteten. Fra 1990 til 2010 er det anslått, med betydelig usikkerhet, at tiltak i Norge bidrar til å redusere utslippene av klimagasser med mellom 8,5 og 11 mill. tonn CO₂-ekvivalenter, sammenliknet med et forløp uten disse tiltakene.

Dagens bruk av virkemidler gir svært ulike incentiver til utslippsreduksjoner avhengig av hvilken sektor eller energivare utslippene stammer fra. Figur 4.5 viser marginalkostnaden ved CO₂-utslipp i kroner per tonn CO₂ for ulike sektorer og energivarer. Utslipp av CO₂ utgjør drøyt 80 pst. av de samlede klimagassutslippene i Norge. Dette illustrerer at dagens virkemiddelbruk overfor CO₂-utslipp ikke tilfredsstiller kravet til kostnadseffektivitet.



Figur 4.4 CO₂-avgift og kvotepris for ulike typer CO₂-utslipp (mill. tonn CO₂). Kroner per tonn CO₂

Kilde: Statistisk sentralbyrå, Statens forurensningstilsyn, Norges Bank og Finansdepartementet.

4.8 Internasjonalt samarbeid

FNs rammekonvensjon om klimaendringer ble vedtatt i Rio de Janeiro i mai 1992. Denne konvensjonen la det første viktige grunnlaget for en forhandlingsprosess om å styrke og konkretisere forpliktelsene for de industrialiserte landene. Forhandlingene førte til vedtak av en protokoll under Klimakonvensjonen i Kyoto 11. desember 1997. Utslippene i land som har forpliktelser i Kyoto-avtalen, utgjør i underkant av 30 pst.

av verdens totale utslipp, og andelen er avtakende. Land med bindende utslippsforpliktelser blir omtalt som Annex I-landene. Kyoto-protokollen åpner for at Annex I-landene kan bruke Kyoto-mekanismene til å oppfylle utslippsforpliktelsen.

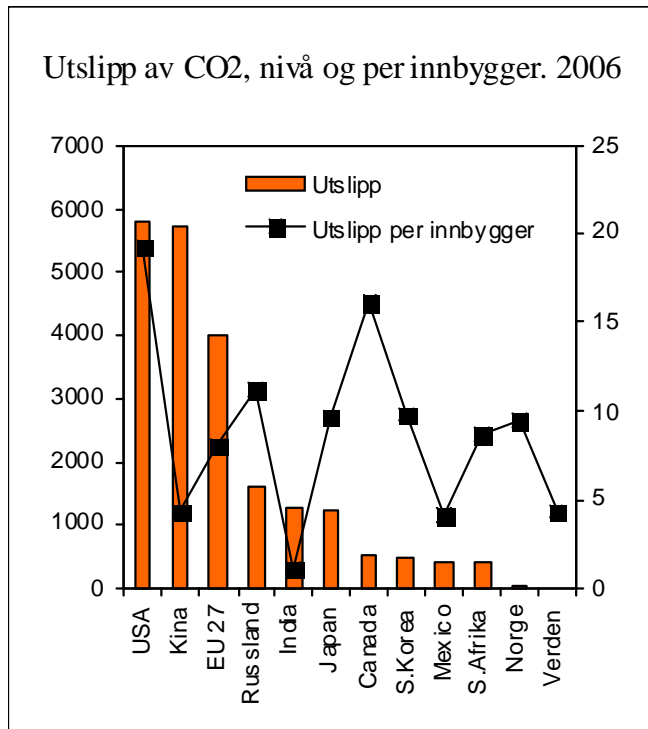
Kyoto-mekanismene innebærer at land med bindende utslippsforpliktelser kan oppnå utslippreduksjoner på fire ulike måter: i) redusere egne utslipp, ii) kjøpe utslippskvoter av andre land med utslippsforpliktelser, iii) gjennomføre prosjektaktiviteter i andre land med utslippsforpliktelser (JI "joint implementation") og iv) gjennomføre prosjektaktiviteter i land uten utslippsforpliktelser (CDM "Clean Development Mechanism"), som f.eks. Kina eller India. Rensetiltakene kan være dyrking av *ny* skog, overgang til mindre forurensende brensel/energikilder eller energieffektivisering. Gjennom CDM kan Annex I-land gjennomføre billigere rens tiltak i andre land, samtidig som disse landene kan få overført ny og mindre forurensende teknologi. CDM omfatter likevel ikke alle tiltak som reduserer utslipp. F.eks. er ikke reduksjon i tropisk avskogning inkludert i CDM, til tross for at tropisk avskogning i dag står for omtrent en femtedel del av verdens utslipp.

En forhandlingsprosess under FNs klimakonvensjon ble startet på Bali i desember 2007 og er planlagt sluttført i København i 2009. Norge arbeider for å få på plass en ny ambisiøs avtale, som skal gjelde etter 2012, som omfatter alle land og alle sektorer. I Kyoto-avtalen er verken opptak av karbon i skog eller utslipp fra internasjonal skipsfart og luftfart inkludert.

Den store utfordringen på klimamøtet i København er å få på plass en internasjonal avtale der de rike landene påtar seg ambisiøse utslippsforpliktelser, samtidig som utviklingslandene forplikter seg til å redusere utslippene sine vesentlig sammenlignet med forventet utslippsutvikling. Felles, men ulike, utslippsforplikter er en viktig del av de internasjonale klimaforhandlingene. Finansiell og teknologisk overføring vil også være sentrale spørsmål i avtaleforhandlingene.

En internasjonal klimaavtale som omfatter flest mulig sektorer og land, er avgjørende for å sikre tilstrekkelige utslippsreduksjoner. OECD-landene og land med overgangsøkonomier har størst utslipp per capita. Samlet har disse 18 pst. av verdens befolkning, men står nå for 40 pst. av verdens samlede utslipp av klimagasser. Disse landene står for det aller meste av klimagassutslippene fram til i dag, og dermed den økningen i atmosfærisk konsentrasjon som er målt. Dette er en bakgrunn for at utviklingslandene krever at industrilandene bærer de største byrdene kyttet til utslippsreduksjonene. Men industrilandenenes andel av utslippene vil være avtagende, og de fleste studier viser at uten å involvere store utviklingsland på en mer forpliktende måte i fremtidige klimaavtaler, så vil ikke en stabilisering av konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren være mulig før på lang sikt.

Nedenfor har vi gjengitt fordelingen av CO₂-utslipp mellom de 12 største utslippslandene i 2006. Siden disse tallene ble laget, har Kina gått forbi USA. Veksten i utslippene fremover vil hovedsakelig komme fra land med lave utslipp pr. innbygger, f.eks. India og Kina. Dette er samtidig land der det kan forventes fortsatt sterk økonomisk vekst, noe som bl.a. innebærer økt energiforbruk. Den store utfordringen i et globalt perspektiv ligger derfor i å kunne kombinere økonomisk vekst og høyere energiforbruk i utviklingsland med begrensninger i utslippene av klimagasser.



Figur 4.5: Utslipp av CO₂, nivå og per innbygger. Mill. tonn per capita

Utslipp av CO₂, nivå og per innbygger. 2006

Kilde: IEA.

Kapittel 5 Biologisk mangfold

5.1 Hva er biologisk mangfold ?

Naturens mangfold er grunnlag for menneskers liv, verdiskaping og trivsel, og omfatter både levende og ikke-levende (abiotiske) elementer. Den biologiske delen av naturen er en fornybar ressurs med sin egen utvikling, evolusjonsprosessen. Fordi de kan overbelastes og ødelegges, er biologiske ressurser bare betinget fornybare.

De ikke-levende elementene er blant annet vann, luft, berggrunn, løsmasser og jord. De omfatter framfor alt de kjemiske stoffene som sirkulerer gjennom økosfæren i kretsløpene av karbon, oksygen, vann, nitrogen, fosfor og svovel. Stoffkretsløpene drives av en strøm av solenergi gjennom naturlige og menneskepåvirkede økosystemer. Energistrømmen går gjennom næringskjeden av levende organismer fra planter via planteetere til kjøttere, ofte i flere ledd, i hav, ferskvann, og på landjorda. Helheten av levende organismer og de abiotiske elementene i miljøet disse lever i, kalles økosystemer.

I Norge går næringskjeden i økosystemer på land fra planter gjennom for eksempel insekter, gnagere og fugler til rødvov og rovfugl, og via hjortedyr til store rovdyr. I hav og ferskvann går kjeden fra alger via krepsdyr, småfisk og yngel, til rovfisk som torsk og ørret, sel, hval, sjøfugl, havørn og fiskeørn. Virvelløse dyr som insekter, og sopp, bakterier og andre mikroorganismer, har avgjørende roller i økosystemet, de siste blant annet i nedbryting av organiske stoffer for å lukke eller fullføre stoffkretsløpene.

Gjennom næringskjeden reduseres både energimengden og biomassen med størrelsesorden ti ganger, men med store variasjoner rundt dette tallet, for hvert ledd eller "trofisk nivå"

oppover i en næringspyramide. Dette har stor betydning for en *økosystembasert forvaltning*, som i St.meld. nr. 12 (2001-2002) Rent og rikt hav er definert slik:

"Økosystemtilnærming til havforvaltning er en integrert forvaltning av menneskelige aktiviteter basert på økosystemenes dynamikk. Målsetningen er å oppnå bærekraftig bruk av ressurser og goder fra økosystemene og opprettholde deres struktur, virkemåte og produktivitet."

Økosystemtilnærming og økosystemforvaltning har internasjonalt fått bred tilslutning som et sentralt prinsipp og strategi. Det gjelder Konvensjonen om biologisk mangfold, Konvensjonen for det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhavet (OSPAR-konvensjonen), Nordsjøkonferansen i Bergen i 2002, FNs Tusenårsutredning (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), og EUs/EØS' vannrammedirektiv.

For matforsyning får en mye igjen ved å høste lavest mulig i næringskjeden, ettersom det bl.a. kreves opptil ti ganger så stort areal for å produsere storfekjøtt som matkorn, når en ser på allerede oppdyrkede landbruksarealer (dette gjelder ikke kjøttproduksjon fra utmarksbeite). For andre økosystemer, som utmarksarealer og hav, vil en balansert

forvaltning betyr at en høster på flere ledd i næringskjeden. Når en fisker stadig lengre ned i næringskjeden, gjør en stadig større inngrep i havets økosystemer.

I forvaltningen av havet har ofte beregninger av likevektsfangst (MSY, Maximum Sustainable Yield, i skogbruk ofte kalt balansekvantum) vært en sentral størrelse som øvre grense for fangst og uttak. I MSY-modeller beskattes bestanden ned til et nivå godt under antatt naturtilstand, for å øke tilveksten som kan høstes, til et maksimum. Det kan også gi høy risiko for overbeskatning. Blant annet derfor har for eksempel det internasjonale havforskningsrådet ICES siden 1998 innarbeidet føre-var-regler for nedre grenser for gytebestanden som grunnlag for sine anbefalinger om fangst og kvoter. En økosystembasert forvaltning av havet tilsier at en må bygge på flerbstandsmodeller og beskatte mange fiskeslag, sjøpattedyr og sjøfugl på en balansert måte. For skog og andre utmarksarealer må en, for å ivareta økosystemet best mulig, ha et balansert uttak av f.eks. tømmer, husdyrbeite, småvilt og storvilt, og holde rovviltbestandene på et levedyktig nivå.

En annen implikasjon av næringspyramiden er at det er langt færre individer av arter jo høyere opp kommer, og dermed større sårbarhet eller fare for at populasjonen eller bestanden kan komme under reproduserbare nivåer.

Et viktig moment er at konsentrasjon og nivå av flere miljøgifter i planter og dyr ofte øker oppover i næringskjeden, slik at rovdyr og spesielt rovfugl er aller mest utsatt. Tilstanden til rovdyr på toppen av næringspyramiden er blant annet derfor en viktig indikator på tilstanden i disse økosystemene: Er disse artene til stede med levedyktige bestander, tyder det på at økosystemet totalt sett i relativt god tilstand. Er de det ikke, kan det være tegn på fundamentale problemer.

FNs konvensjon om biologisk mangfold (CBD - Convention on Biological Diversity) fra 1992 gjelder bevaring og bærekraftig bruk av tre nivåer av biologisk mangfold - *gener, arter og økosystemer*: Den genetiske variasjonen innen hver enkelt art, populasjonene av hver enkelt art (som kan finnes i ulike økosystemer), og økosystemene (biotopene eller naturtypene) artene har som leveområder eller habitater.

Den genetiske variasjonen innen en art, særlig mellom ulike geografisk atskilte bestander, er en helt vesentlig del av det biologiske mangfoldet. Den er en fundamental ressurs for naturens egen evolusjon, for artens samlede tilpasning til endrede naturvilkår, ikke minst overfor klimaendringer, og for økonomisk utnyttning av blant annet kulturplanter. Det er anslått, som et minimum, at for de fleste arter er det to eller flere varianter (alleler) for mellom 10 og 50 pst. av det samlede antall gener for hvert art. Med kombinasjonsmulighetene gitt mange tusen gener for hver art (størrelsesorden 30 000 for mennesker) betyr det en enorm genetisk variasjon, langt større enn en hadde forestilt seg før en hadde tilgang til de nyeste analysemetoder.

Både for ris, sukkerrør, kaffe, hvete, mais og poteter har en gjentatte ganger krysset inn gener fra viltvoksende varianter og slektninger for å møte angrep fra virus, insekter og andre parasitter eller for å tilføre kulturplantene ønskede egenskaper på andre områder.

Norske eksempler på viktig genetisk variasjon innen én og samme art kan være de mange hundre genetisk forskjellige bestandene av villaks. Norsk oppdrettslaks er resultatet av avlsarbeid med genetisk materiale fra 40 norske laksestammer, noe som har fordoblet tilveksthastigheten og økt fôrutnyttelsen betydelig.

En har en tilsvarende genetisk variasjon mellom ulike stammer av kysttorsk, separat fra norsk-arktisk torsk eller skrei. Det er også stor genetisk variasjon innen villrein-stammen, som skiller seg klart fra norsk tamrein. Denne genetiske variasjonen innen hver art og hver populasjon er av avgjørende betydning for videre evolusjon og tilpasning, ikke minst for å kunne møte menneskeskapte klimaendringer.

Hver enkelt bestand eller populasjon må ha et minimum av individer, bl.a. for ikke å risikere innavl. Den reetablerte sørskandinaviske ulvebestanden skriver seg for eksempel fra bare tre innvandrede individer fra den finsk-russiske ulvestammen, og er sterkt utsatt for innavl.

Artene er grunnenhetene i livet på jorda. Mange arter er alt utryddet og kommer aldri tilbake. Artsutryddelse er, som tap av genetisk variasjon innen arten, irreversibelt og ugjenkallelig. Artene og variasjonen kan best overleve på lang sikt som del av fungerende økosystemer. Bestander i dyrehager og i genbanker, som Nordisk Ministerråds nordiske genbank NordGen i Skåne og Svalbard Globale Frøhvelv, kan ha stor verdi som supplerende sikkerhetstiltak. En lang rekke norske laksestammer har overlevd i genbanker og er gjenutsatt i sine vassdrag etter å ha vært helt borte fra vassdraget etter vassdragsregulering, forsurening eller etter rotenonbehandling mot Gyrodactylus-parasitten. Disse vassdragene står nå, etter kalking, redusert nedfall og gjenutsetting av fisk, for 15 pst. av samlet norsk fangst av villaks.

Artene har ulike spesialiteter, *nisjer* eller ”yrker”. Tre beslektede, men forskjellige, fuglearter, granmeis, toppmeis og svartmeis, finner og hamstrer alle frø og insekter i grantrær, men henholdsvis innerst, midt på og ytterst i baret på den samme grankvisten. Kråke og rødrev regnes ofte som generalister (opportunist), med brede nisjer, mens røyskatt, snømus og fiskeørn er eksempler på arter med relativt smale nisjer, som spesialister på henholdsvis smånagere og på bestemte fiskeslag.

Noen arter, som har sentrale, viktige eller dominerende roller i økosystemene, er *nøkkelarter* som blåbær, maur, elg, bever, hakkespetter, marflo, raudåte og tobis. Andre arter er *indikatorarter*, typiske for bestemte økosystemer, som lavarten huldrestry er det for gammel og relativt uberørt granskog med andre sjeldne og sårbare arter. Elvemusling og oter er indikatorarter for miljøkvaliteten i elver og ferskvann. For alle disse tre artene har Norge en betydelig andel av bestandene i Europa.

På verdensbasis er omkring 2 mill. arter (blant annet rundt én mill. insekter og tre hundre tusen karplanter) kjent og beskrevet hittil. Det er anslått at totalantallet kan være mellom 5 og 30 millioner, hvorav de fleste ubeskrevne arter er virvelløse dyr som insekter.

Det er videre anslått at arter utryddes med en takt som er i størrelsesorden tusen ganger raskere enn ved naturlig evolusjon. Dette betyr at takten i menneskeskapt artsutryddelse kan være på nivå med tidligere episoder av masseutryddelser i jordas utvikling, da mellom 60 og 90 pst. av alle arter på jorda ble utryddet.

Rundt 10 pst. av jordas kjente og beskrevne arter er vurdert etter sårbarhet, jf. boks 5.1. Av disse er 30 pst. av amfibier, 23 pst. av pattedyr og 12 pst. av fuglearter ansett som truet av utryddelse, en andel som er klart økt fra 1980 til 2004, i hvertfall for amfibier og fuglearter. Tropisk skog og ferskvann er blant de habitater eller leveområder som har flest truede arter.

I Norge er det er påvist ca. 40 000 arter, men det reelle antallet er sannsynligvis omkring 60 000. Da er ikke bakterier og virus tatt med i regnestykket. En vet relativt

mye om fugler, pattedyr, karplanter og ferskvannsfisk. For andre grupper mangler en god kunnskap om forekomst og utbredelse, blant annet for insekter, som det er påvist ca. 16 000 av i Norge. I tillegg er trolig flere tusen insektarter ennå uopptaget.

Artsdatabankens Norsk Rødliste (2006) regner 1 988 arter som kritisk truet, truet eller sårbare, herav 285 som er kritisk truet og kan være borte fra Norge i løpet av 10 år, for eksempel fjellrev, orkidéen rød skogfrue, ulv og sjøfuglarten lomvi. Ny rødliste for Norge skal legges fram i 2010.

Boks 5.1 Rødlister - Kategorier og kriterier

Verdens naturvernunion (WCU-IUCN, World Conservation Union – International Union for Conservation of Nature) har siden 1963 utgitt ”rødlister” over truede arter, siden 1994 utarbeidet etter faste, vitenskapelige og så langt mulig kvantitative standarder og kriterier, like for alle arter. Den første internasjonale rødlisten etter disse kriteriene kom i 1996, og den første norske rødlisten, utarbeidet av Direktoratet for naturforvaltning, kom i 1998.

I den nye nasjonale rødlisten fra 2006 brukes disse seks IUCN-kategoriene:

Lokalt utryddet: Arter som tidligere har reprodusert i Norge, men som nå er utryddet (gjelder ikke arter utryddet før år 1800).

Kritisk truet: Arter som ifølge kriteriene har ekstrem høy risiko for utdøing.

Sterkt truet: Arter som ifølge kriteriene har svært høy risiko for utdøing.

Sårbar: Arter som ifølge kriteriene har høy risiko for utdøing.

Nær truet: Arter som ifølge kriteriene ligger tett opp til å kvalifisere for de tre ovennevnte kategoriene for truethet, eller som trolig vil være truet i nær fremtid.

Datamangel: Arter der man mangler gradert kunnskap til å plassere arten i en enkel rødlistekategori, men der det på bakgrunn av en vurdering av eksisterende kunnskap er stor sannsynlighet for at arten er truet i henhold til kategoriene over.

Økosystemene står for en lang rekke strategisk viktige og livsnødvendige funksjoner for å opprettholde livet på jorda, funksjoner som også kan ses som stort sett ”ubetalte” tjenester til menneskesamfunnet (se nedenfor om verdier og verdsetting).

Et viktig tema og forhold ved biologisk mangfold er at det foregår en naturlig evolusjon, og at naturen har en egenrytme med stadig utvikling, der arter fortsatt sprer seg også på naturlig vis. Det gjelder blant annet spredning og innvandring av nye arter til Norge, en prosess som har foregått siden forrige istid for 10 000 år siden. Det foregår økologiske suksesser (utviklingsforløp) i samspill med naturlige, ofte svært lange, sykluser, som naturlige klimasykluser. Å se menneskeskapt endringer i naturen i sammenheng med naturens egen rytme og utvikling er derfor både viktig og vanskelig og krever langsiktighet både i forskning, overvåking og forvaltning.

Naturens egne endringsprosesser innebærer at økosystemene er utsatt for naturlige svingninger og forstyrrelser. Etter forstyrrelser som skogbrann, stormfelling, insektangrep, flom og ras, og etter menneskelige inngrep som snauhogst, vil arealer gradvis

erobres eller domineres gjennom en suksesjon, et økologisk utviklingsforløp, av for eksempel smyle, geiterams, bringebær, bjørk, osp og etter hvert granskog.

Sammenhengene mellom et økosystems mangfold eller diversitet, målt for eksempel i antall arter, og dets stabilitet og produktivitet har vært mye diskutert og utforsket. Generelt er det en positiv sammenheng mellom antall arter og stabiliteten i den totale produksjonen av biomasse over tid, mens stabiliteten i populasjoner av de enkelte arter heller er mindre jo flere arter økosystemet har. "Stabilitet" i betydningen motstandsdyktighet ("resiliens") mot forstyrrelser og belastninger på økosystemet kan også være høyere ved økt diversitet, uten at dette er noen fast regel. Både produktivitet og artsmangfold kan være høyere i tidlige suksesjonsstadier enn i det antatte klimaksstadiet.

Sammenhengen mellom diversitet og produktivitet, målt i biomasse eller netto primærproduksjon (NPP), er generelt enklere å fastslå som klart positiv, men sammenhengen blir svakere jo flere arter en har i et økosystem. Noe forenklet kan en større del av solstråling, vann- og mineraltilgang utnyttes når flere arter fyller flere nisjer, men med en gradvis "metning" etter hvert som artsantallet stiger. Som for diversitetens betydning for økosystemtjenester er det ofte hvilke arter en finner, og ikke antallet, og de viktigste artene, nøkkelartene, som har størst betydning.

5.2 Biologisk mangfold: Verdier og verdsetting

De økonomiske verdiene det biologiske mangfoldet har for menneskene blir ofte klassifisert som bruksverdi og ikke-bruksverdi, som igjen består av flere underkategorier (OECD, 2002; Pearce mfl, 1994; Pearce mfl, 2006), jf. også omtalen i avsnitt 7.5. Bruksverdien er sammensatt av *direkte* bruksverdi (både konsumerende og ikke-konsumerende), *indirekte* bruksverdi og *opsjonsverdi*. Ikke-bruksverdien kan deles opp i *eksistensverdi* og *arve- og bevaringsverdi*.

Fra en økonomisk synsvinkel utgjør disse ulike verdiene til sammen den biologiske komponenten av natur- og miljøkapitalen som andel av den samlede "nasjonalformuen" og "globalformuen" som er diskutert i kapittel 2.

For biologisk mangfold består den *direkte konsumerende* verdien av markedsverdien av biologiske produkter til salg og eget bruk: kulturplanter, skogbruk, husdyrarter og -raser, viltverdi, fisk, bær, farmasøytiske produkter fra planter, dyr og sopp.

Det er grovt anslått at halvparten av verdens farmasøytiske produkter regnet i verdi er basert på plantestoffer, og at 70 pst. av all medisin som brukes, har utgangspunkt i naturen.

Den direkte *ikke-konsumerende* verdien av biologisk mangfold kommer fra rekreasjon, friluftsliv og opplevelsesverdi, fra vitenskapelig referanse- og overvåkingsverdi, og fra genetisk informasjonsverdi, for eksempel fra naturlige stoffer med farmasøytisk verdi som også kan framstilles syntetisk.

Indirekte bruksverdi omfatter en lang rekke økologiske funksjoner, der de fleste ikke har direkte markedsverdi. Det omfatter regulering av atmosfære og lokalklima, av stoffkretsløp (karbonbinding, rensing og resipientfunksjoner for bl.a. fosfor og nitrogen), vannkretsløp, og flomvern. Et eksempel er omtalt i boks 5.2 om New Yorks vannforsyning. Det gjelder også insektbestøvning og frøspredning både for ville planter og mange viktige kulturplanter. Andre viktige økosystemfunksjoner er

erosjonsvern og dannelse og vedlikehold av jordsmonn, og naturlig bekjempelse av sykdommer og skadedyr på ville og domestiserte planter og dyr.

Boks 5.2 New Yorks vannforsyning

Et mye omtalt eksempel på at økosystemtjenester kan ha en direkte målbar økonomisk verdi, fikk en da New York City på 1990-tallet sto overfor bygging av et nytt, stort rensesanlegg for vannforsyning fra Hudson-elva, til en investeringskostnad på 6-8 mrd. dollar og årlige driftskostnader på 300-500 mill. dollar. I stedet valgte en å bruke 1,5 mrd. dollar til kjøp av arealer og betaling til bønder og andre grunneiere for å beholde store skog-, våtmarks- og jordbruksarealer i vassdraget ubebygde, med jordbruksarealene under miljøvennlige driftsformer. Bevaring og god forvaltning av disse arealene oppstrøms fra storbyen sikrer vannkvaliteten i elva og gjør strengere krav til rensesanlegg unødvendige, og sikrer samtidig arealene med sine øvrige funksjoner som grunnlag for biologisk mangfold og for rekreasjon og friluftsliv.

Naturlig biologisk kontroll av skadedyr, parasitter og sykdommer er i omfang mange ganger viktigere enn den regulering mennesket utøver med kjemiske midler. En har en lang rekke velkjente eksempler på bruk av biologisk bekjempelse av skadedyr. Et norsk eksempel er bruk av leppefisk som bergnebb og berggylte til bekjemping av lakselus på oppdrettslaks.

Våtmarker har stor økologisk verdi både for flomdemping og flomregulering og for oppsamling og rensing av næringsstoffer fra landbruk og avløp. Bløtdyr (mollusker) som elvemusling og østers har stor filter- og renskapasitet både i ferskvann og i havet; én elvemusling filtrerer femti liter per dag. Bakteriers og andre mikroorganismers rolle i rensing av vann, både i naturlige økosystemer og i kommunale og industrielle avløpsrensingsanlegg, er vidt anerkjent.

En tredel av verdens matforsyning er anslått å være avhengig av plantebestøvning bare fra bier, så mye som 70 pst. av bier og andre insekter i alt. Bare i USA er den kommersielle verdien av insektbestøvning anslått til 22 mrd. dollar.

Opsjonsverdien ligger enkelt sagt i å bevare valgfriheten med hensyn til forskjellige typer av biologisk mangfold for framtida: Det ligger en verdi i fortsatt å ha et valg, en verdi som blir borte ved utbygging av et areal (og fjerning av et økosystem) eller ved utryddelse av en art, eller av en underart som kan representere viktig genetisk variasjon. *Eksistensverdien* består i et menneskelig ønske, etisk, kulturelt eller religiøst begrunnet, om å bevare naturen uten noe behov for selv å dra nytte av eller oppleve det konkrete biologiske mangfoldet. Altruisme overfor framtidige, kommende generasjoner er grunnlaget for å gi biologisk mangfold en *arve- og bevaringsverdi*. Disse tre verdiene er vanskelig å skille fra hverandre, og selv om motivasjonen teoretisk kan være forskjellig, vil disse i praksis gli over i hverandre.

Praktisk verdsetting av biologisk mangfold er av mange grunner en av de vanskeligste oppgavene innen verdsetting av miljøgoder. Dels er det vanskelig å avgrense deler av det biologiske mangfoldet (arter, økosystemer) fra resten av mangfoldet (én art fra hele økosystemet). Dels er det vanskelig å aggregere verdier for ulike komponenter på en forsvarlig måte.

FNs Tusenårsutredning (Millennium Ecosystem Assessment, MA) fra 2005 tok for seg de ulike verdiene biologisk mangfold representerer for menneskene. En brukte betegnelsen "økosystemtjenester" både for kommersiell økonomisk høsting fra naturen, for naturens livsbærende og regulerende prosesser, og for kulturelle og estetiske verdier. Utredningen fant at 15 av i alt 24 typer tjenester var svekket, 4 var styrket og 5 noenlunde stabile på globalt nivå, men lokalt og regionalt kunne være truet. De 24 tjenestene omfatter (i) *forsynings-tjenester*, som produksjon av mat, fiber og bioenergi, vannforsyning og genetiske ressurser for landbruk og medisiner, (ii) *regulerings-tjenester* som karbonbinding, vannrensing, erosjonsvern, plante- og sykdomsvern, plantebestøvning, vannregulering og flomdemping, og (iii) *kulturelle tjenester*, blant annet som grunnlag for rekreasjon og økoturisme.

De fire "tjenestene" som er styrket, er matforsyning fra åkerbruk, fra husdyrhold og fra fiskeoppdrett, og karbonfangst i skog og annen biomasse. Dette har til dels gått på bekostning av areal og andre ressurser til flere av de øvrige økosystemtjenestene. De som er redusert, er fiskefangst, viltressurser, tilgang på ved og trekull, genetiske ressurser for landbruk og farmasøytiske produkter. Det samme gjelder naturlige prosesser for vannforsyning, avfallsbehandling, vannrensing, vern mot naturskader, regulering av lokal luftkvalitet og lokal- og regionalklima, naturlig skade- dyrbekjempelse, insektbestøvning av planter, erosjonsvern og åndelige og estetiske verdier.

Begrepet "økosystemtjenester" kan ha stor pedagogisk verdi for å illustrere betydningen av livsnødvendige økosystemfunksjoner, og er derfor er mye brukt både i norsk og internasjonal sammenheng. Det må likevel understrekes at uttrykket er en metafor, og ikke en presis analytisk beskrivelse av tjenester naturen "utfører" for å tilfredsstille en samfunnsmessig etterspørsel, slik det er tilfelle med menneskeproduserte tjenester.

En viktig oppfølging av Tusenårsutredningen, for nærmere å belyse den økonomiske betydningen av økosystemtjenestene, er Potsdam-initiativet (fra Potsdam-møtet av G8+5-landene i mars 2007) om å utarbeide en "Stern-rapport" for biologisk mangfold, som skulle bygge på Tusenårsutredningen og Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). EU-kommisjonen og Tyskland tok ansvaret for å sette i gang og lede et slikt arbeid. En første delrapport ble lagt fram på partsmøtet i CBD i Bonn (COP-9) i mai 2008. Prosjektet "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB), ledet av Pavan Sukhdev, skal legge fram sin sluttrapport til COP-10 våren 2010.

Verdien av økosystemtjenester kan i mange tilfelle betraktes som et kollektivt gode (eller en positiv eksternalitet). Til forskjell fra forurensninger (negative eksternaliteter, eller kollektive "onder") som etter økonomisk teori bør internaliseres for eksempel gjennom avgifter ("Pigouskatter"), kan det i flere situasjoner være riktig og nødvendig å sikre "forsyningen" av økosystemtjenester gjennom kompensasjon eller tilskudd til de grunneiere eller rettighetshavere som ivaretar det biologiske mangfoldet på en slik måte at viktige økosystemtjenester opprettholdes. *Betaling for økosystemtjenester* er derfor blitt et mye brukt begrep og virkemiddel i de senere år, ikke minst med henvisning til oppfølging av FN's Tusenårsutredning. I denne sammenheng er det vesentlig å analysere nøye hvilke brukere og rettighetshavere og hvilke konkrete tjenester en har med å gjøre, og å se på et vidt spektrum av andre virkemidler en har tilgjengelig for å ivareta forskjellige hensyn og økosystemfunksjoner.

5.3 Trusler mot biologisk mangfold

Det er fem hovedtyper menneskeskapte trusler mot biologisk mangfold:

- Tap, forringelse og fragmentering av leveområder (habitat- eller arealbruksendring)
- Overbeskatning, bl.a. ved jakt eller fiske (overutnyttelse eller overhøsting)
- Menneskeskapte klimaendringer
- Forurensning: Forsuring, overgjødning og miljøgifter
- Spredning av fremmede arter, herunder genmodifiserte organismer (GMO)

Klimaendring og utslipp av miljøgifter, de to andre hovedtemaene for utredningen, utgjør påvirkninger, trusler eller utfordringer mot miljøet, både direkte for menneskelig helse, verdiskaping og velferd og for naturen. Biologisk mangfold er ikke en trussel eller påvirkningsfaktor, men et sett av ressurser og verdier truet av disse og andre prosesser og påvirkninger.

De mest alvorlige truslene mot det biologiske mangfoldet kommer i dag fra endringer i og ødeleggelse av artenes leveområder eller habitater, fra *arealbruksendringer* i form av avskoging, drenering, overbeiting, oppdyrking, nedbygging, oppdemming, og ved fragmentering av artenes leveområder. For de truede artene på den norske Rødlisten er arealendringer den største trusselen, for hele 85 pst. av artene.

Verdens skogarealer er redusert med rundt 40 pst. de siste 300 år. I Norge er avvirkningen langt under tilveksten og det er ingen eller ubetydelige reduksjoner i skogarealet, men det har vært en omlegging til driftsmåter med betydelige miljøkonsekvenser: Flatehogst, skogplanting, grøfting, treslagsskifte, skogsveibygging etc. Gammelskog med sjeldne arter er kanskje spesielt utsatt, men også for eksempel hønsehauk, skogshøns (tiur, orrfugl, jerpe) og hakkespetter er sterkt utsatt i det moderne skogbruket.

Siden 1900 er rundt 50 pst. av verdens våtmarker gått tapt, særlig på den nordlige halvkule i de første femti år av 1900-tallet, men med et økende press på arealer i utviklingsland i sør i de siste tiår. I løpet av de to siste tiårene er 35 pst. av verdens mangroveskoger forsvunnet pga. akvakultur (blant annet av kongereker), overutnyttelse og stormer. I Norge er minst 25 pst. av myr og våtmark under skoggrensa grøftet og drenert, det meste for skogbruk, men et betydelig areal også for oppdyrking.

Tretti pst. av verdens korallrev er skadet av fiskerier, forurensning, sykdom og økt sjøtemperatur. Også forsuring av havet truer korallrevene. I løpet av de siste ti år har en oppdaget et betydelig og tidligere ukjent omfang av kaldtvannskoraller med opptil 300 forskjellige dyrearter og mer enn 800 arter i alt, både i Norge, med mer enn 1 000 korallrev i norsk farvann, og ellers i Nord-Atlanteren. Nær halvparten av de registrerte norske korallrev er allerede skadet eller ødelagt av trål, annen fiskeredskap og oljevirkosomhet.

Ved fragmentering av de opprinnelige, naturlige eller kulturbetingede, leveområdene til sårbare arter blir disse områdene redusert til øyer i et "hav" av andre arealtyper. En slik utvikling medfører en høy risiko for lokal utryddelse av arter, ettersom de resterende arealene blir for små og for langt fra hverandre til å unngå innavl, utdøying

av små og sårbare bestander ved lokale forstyrrelser, og manglende rekolonisering fra nærliggende områder og bestander.

Boks 5.3 Norsk villrein: Fragmenterte leveområder - og andre trusler

Et eksempel på fragmentering eller oppdeling av leveområder er at Europas eneste stamme av tundra villrein, som Norge har ansvaret for, har fått stadig mindre og stadig mer oppdelte leveområder på grunn av ulike typer inngrep og forstyrrelser, som veibygging, hyttebygging, vannkraftutbygging og kraftlinjer.

De 3-4 store sammenhengende villreinområdene en hadde tidlig på 1900-tallet, er i dag fysisk adskilt gjennom forskjellige inngrep og utbygginger og delt inn i 23 administrative forvaltningsområder, som strekker seg fra Setesdal-Ryfylkeheiene med Knabeheiene (Hægebostad) i sør, til Forelhogna avgrenset av Gauldalen i nord. Tilgjengelig areal for villreinen er nær halvert i de siste tiår. Antall villrein i Norge nå 30 000-40 000, spredt over rundt 40 000 km² fjellvidde og høyereliggende bjørkeskog. I de seinere år har særlig økt hyttebygging vært sett som en stor utfordring for forvaltning av villreinstammene.

Det blir stadig vanskeligere å finne naturområder som er lite berørt, også i Norge. Arealet av store, sammenhengende områder uten inngrep ble sterkt redusert gjennom 1900-tallet, og områdene mindre og færre. Villmarkspregede naturområder, definert som områder mer enn 5 kilometer fra tyngre tekniske inngrep, ble redusert fra 48 til under 12 pst. av Norges areal fra 1900 til 2003. "Inngrepsfrie" områder, arealer mer enn 1 kilometer fra slike inngrep, utgjør nå 45 pst. (33,6 pst. i Sør-Norge, 66,5 i Nord-Norge), en reduksjon fra 48,1 pst. i femtenårsperioden 1988-2003. En ny registrering av villmarkspregede og inngrepsfrie områder skal være ferdig i løpet av 2009. Pattedyr som villrein, fjellrev og jerv er sky arter som er svært sårbare for slik reduksjon i sine kjerneområder, jf. boks 5.3.

Gjennom historien har en lang rekke arter blitt utryddet ved fangst og *overbeskatning*, også for eksempel geirfuglen i Norge. Overbeskatning er en alvorlig trussel mot en lang rekke arter og bestander, ikke minst i havet, der tre fjerdedeler av verdens fiskebestander ifølge FAO er fullt utnyttet eller overbeskattet. Hvalfangst har tidligere bidratt til lokal utryddelse av artene gråhval, nordkaper, grønlandshval og blåhval i Nord-Atlanteren. En rekke fiskebestander i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (blant annet norsk vårgytende sild, nordsjø-sild, nordsjømakrell, lodde og norsk-arktisk torsk) har i perioder vært til dels sterkt overbeskattet.

Bakgrunnen for og utviklingen i *menneskeskapte klimaendringer* er beskrevet i kapittel 4. Globalt anslår FNs klimapanel at mellom 20 og 30 pst. av verdens planter og dyr står i økt fare for å bli utryddet dersom klimaendringene fører til en global temperaturøkning på mer enn 1,5-2,5 grader.

I løpet av de neste 100 årene forventes gjennomsnittstemperaturen i Norge å stige med 2,5 – 4,0 grader. Nedbøren vil øke over hele landet, spesielt vinter og høst og på Vestlandet. Både temperatur og nedbør ventes å stige mer i Europa, Norge og aller mest i Arktis, enn gjennomsnittet for verden. I Norge er det allerede observert en lang rekke effekter av endringer i temperatur på land og i vann. Det er påvist tidligere ankomst av trekkfugler om våren, tidligere kjønnsmodning hos dyr, høyere produk-

sjon og reproduksjon, tidligere knoppsprett, tidligere utvandring hos laksefisk, og endringer i gyteområder for fisk i havet. Korte perioder med mildvær og snøsmelting midtvinters kan være kritisk for norske nøkkelarter som blåbær.

Endringer i nedbør påvirker blant annet avrenning av vann, partikler og næringsstoffer. Dette kan igjen ha stor innvirkning, spesielt på kyst- og ferskvannssystemer. Endrete nedbørforhold sammen med temperatur påvirker isdannelse og snødekkets tykkelse og varighet. Dyp snø er blant annet vist å ha negativ effekt på bestandsveksten for noen dyr. Varigheten av snødekket påvirker vekstsesongen, og kraftigere isdannelse har for eksempel negativ effekt på beiteforholdene for reinsdyr. Derimot viser det seg at isdekke på elver virker som beskyttelse for lakseunger som er klar for utvandring (smolt). Endringer i perioden med og dybden av snødekke i fjellet kan ha avgjørende betydning for bestandene av lemen og dermed også av ugler, fjellrev og ryper, jf. boks 5.4.

Boks 5.4 Klimaendring, lemen og fjellrev

Fjellreven ble tidligere hardt beskattet ved jakt, med rundt 2 000 dyr felt årlig i perioden 1879-1911. Fjellreven ble fredet i Norge i 1930, i Sverige i 1928 og i Finland i 1940. Fjellreven er tilpasset arktisk-alpine forhold med en syklus av smånagerår, spesielt lemen. Tross fredning i snart 80 år har fjellrevbestanden ikke tatt seg opp igjen, og er nå truet av lokal utryddelse. Bestanden i Fennoskandia er nå på rundt 100 dyr, med halvparten i Norge, halvparten i Sverige og noen få dyr i Finland. Flere forskjellige hypoteser om årsakene til manglende gjenoppbygging har vært vurdert og undersøkt. En bakenforliggende årsak kan være klimaendringer som har gjort smånagersyklusene svakere, med mindre utslag i lemenår og lenger tid enn de tidligere tre-fire år mellom toppene. Både dette og temperaturøkningen i seg selv har trolig svekket fjellreven i konkurranse med rødrev, som har spredt seg langt inn på tidligere fjellrevområder. Fjellrevbestandene var i utgangspunktet rundt 1930 svekket og sårbare på grunn av mange små og fragmenterte bestander, som også kan ha gitt problemer med innavl. Det er anslått at 25 prosent av den genetiske variasjonen er tapt. Lokalt, bl.a. på Finse, har også rømt fjellrev fra pelsdyroppdrett (med rev fra andre geografiske områder) svekket bestandene ved å danne hybrider.

De biologiske konsekvensene av klimaendringer innebærer oftest habitatendringer og forsterkes av andre habitatendringer og av innvandring av fremmede arter, som øker med klimaendringene. Temperaturøkning presser fjellplanter opp i høyden, men disse blir også utkonkurrert i lavere høyder pga. redusert beitepress. Gjengroing både i seterregionen og på lyngheiene ved kysten skyldes både temperaturøkning og redusert beitepress og lyngbrenning. Klimaendringene gir også økt avrenning til elvene og kysten av næringssalter fra jordbruksarealer pga. høyere nedbør, økt vannføring og økt erosjon og utvasking av jordpartikler og næringsstoffer pga. kraftigere regnskyll og lengre perioder uten snødekke.

Norske og europeiske utslipp av *forsurende stoffer* (svoveldioksid, nitrogenoksider, ammoniakk) har ført til sur nedbør, med spesielt alvorlige konsekvenser for sårbare områder og økosystemer, særlig i ferskvann, i Skandinavia, (jf. boks 5.5). Norske utslipp av svovel er redusert med 85 pst. fra 1980 til 2006. Norske utslipp av NO_x er foreløpig ikke redusert; kutt ved innføring av katalysator er oppveid av veksten i

trafikkmengden og av økte utslipp offshore. Ved forpliktende internasjonalt samarbeid er nedfallet av svovel over Norge redusert med 70 pst. og av nitrogen med 35 pst. fra 1980 til 2005. Tålegrensene for forsuring var overskredet for 30 pst. av Norges areal i 1980, noe som ble redusert til 13 pst. i 2000 og anslås til å bli 7 pst. i 2010, om alle land oppfyller forpliktelsene under Gøteborgprotokollen fra 1999.

Boks 5.5 Sur nedbør og ferskvannsökologi

Forsuring av vann og vassdrag, særlig i det sørlige Norge, men også i grenseområdene mot Russland, har lenge vært en alvorlig trussel mot det biologiske mangfoldet i Norge. Det er registrert skader fra forsuring på fiskebestander over et areal på 85 000 km², og 2 500 fiskevann er blitt helt fisketomme. Det er beregnet at 9 600 fiskebestander er utryddet av forsuring, mens 5 400 bestander er sterkt skadet, med flest tapte og skadde bestander i Agderfylkene og Telemark. I noen vassdrag forsvant én av fem arter i økosystemet. Nyere undersøkelser av vannvegetasjon tyder på at forsuringen har forårsaket en reduksjon på 50 prosent i artsmangfoldet blant vannplanter i flere sørnorske vassdrag. Virvelløse dyr som snegler, muslinger og krepsdyr (marflo, dafnier), med mye kalsium i skallet, er blant de første som forsvinner i surt vann. I Europa er elvemuslingen redusert med 95 pst. pga. tidligere overbeskatning (for perler og perlemor til knapper) og forurensning. I Norge er bestandene redusert med en tredel, slik at Norge nå har halvparten av bestanden i Europa, men på Sørlandet er 44 av 47 kjente bestander forsvunnet på grunn av forsuring (noen få er nå under reetablering). Norges nasjonalfugl, fossekalen, har på Sørlandet høyere konsentrasjon av aluminium og bly i knoklene enn i resten av landet, selv om blynivået nå er redusert med over 40 pst. siden 1987. Knoklene er mykere pga kalsiummangel, eggeskallene er 10 pst. tynnere enn fossekalens eggeskall i Trøndelag, og andelen mislykkede hekkforsøk siden 1974 har vært økende. Selv om nedfall av spesielt svovel over sårbare områder i Norge nå er kraftig redusert, er avsetning av svovel og spesielt nitrogen fortsatt over tålegrensene for betydelige områder. Skadevirkningene fra forsuring vil uansett prege økosystemene i mange tiår framover, selv om disse gradvis gjenopprettes av naturen selv og ved kalkings- og kultiveringstiltak.

Det nordligste Norge er utsatt for forurensning fra Petsjenganikel, som består av gruvene og anriktingsanlegget i Zapoljarny og smelteverket i Nikel, fem kilometer fra norskegrensa ved Pasvikelva, og samlet har det største utslippet av svoveldioksid i Europa. Utslippene herfra nådde i 1979 en topp på 400 000 tonn SO₂, etter at en fra 1969 begynte å bruke sterkt svovelholdig malm fra gruve- og smelteverksbyen Norilsk i Vest-Sibir. Utslippene var på begynnelsen av 1990-tallet 250 000 tonn, i 1999 rundt 150 000 tonn og er nå i overkant av 100 000 tonn SO₂ eller rundt fem ganger samlede norske utslipp. Smelteverket Petsjenganikel slipper også årlig ut flere tusen tonn støv med tungmetallene nikkell og kobber, og noe mindre mengder av arsén og kobolt. Omfattende skader på naturen rundt smelteverket innebærer at et betydelig område er praktisk talt bart for vegetasjon. Vedvarende belastning og episoder med høye utslipp har gitt dramatiske sviskader på den tidligere furu- og bjørkeskogen og lavvegetasjonen, med mindre skader registrert også på norsk side.

Utslipp av nitrogenoksider (NO_x) og flyktige organiske forbindelser (VOC) bidrar også til dannelse av *bakkenær ozon*, som bl.a. kan skade vegetasjon, både i landbruket og naturlige økosystemer.

Det er påvist at *havet blir stadig surere på grunn av CO₂-utslipp*, noe som har klare negative konsekvenser for livsmiljøet og den biologiske produksjonen og mangfoldet i havet. Blant annet viser rapporter fra OSPAR (havmiljøkonvensjonen for Nordøst-Atlanteren) at høye nivåer av CO₂ i atmosfæren endrer karbonkjemien i havene minst 100 ganger raskere enn noen gang tidligere de siste 100 000 år. Særlig rammet er korallrev, flere arter planktonalger, og dyr med skjeletter eller skall av kalsiumkarbonat: bløtdyr, som snegler, muslinger og blekksprut, og pigghuder, som sjøstjerner og kråkeboller. Alle disse artene har avgjørende betydning for resten av livet i havet, ikke minst for sentrale fiskearter. Opptak av CO₂ og forsuring av havet går raskere i nordlige, kalde farvann, som langs norskekysten, enn i tropiske områder. Det anslås at en tredel av det menneskeskapte overskuddet i forhold til den naturlige karbonsyklusen tas opp av havet, selv om denne andelen nå blir mindre pga. metning. Havet får dermed stadig mindre kapasitet til å ta opp CO₂ fra atmosfæren.

Når det gjelder *overgjødsling* har menneskelig påvirkning ført til at tilførselen av nitrogen til jordas stoffkretsløp er fordoblet og tilførselen av fosfor er tredoblet siden 1960, med store konsekvenser for økosystemer både på land, i ferskvann og i havet. Tilgangen på fosfor har størst betydning for veksten av alger og planteplankton i ferskvann, og i noen fjordområder, mens nitrogen er den begrensende faktoren langs kysten og i åpent hav, jf. også boks 5.6.

Overgjødsling av innsjøer og våtmarker, med økt algevekst og redusert oksygeninnhold, har gitt vanskelige levevilkår for flere fiskearter, men har også gitt økt næring og bedre skjul for mange fuglearter, som er økt i utbredelse og antall, som toppdykker, knoppsvane, sothøne, rørsanger, sivspurv og sivhauk.

I Norge ble forbruket av kunstgjødsel av nitrogen mer enn femdoblet fra 1946 til 1980, men har deretter ligget på omtrent samme nivå. Bruken av fosforgjødsel er mer enn halvert siden 1980 og ligger litt over nivået fra 1946. Forbruk av både nitrogen og fosfor er høyt i internasjonal sammenheng. Utslipp fra avløp, jordbruk og industri til sårbare deler av Nordsjøen (svenskegrensa til Lindesnes) er redusert med 42 pst. for nitrogen og med 66 pst. for fosfor fra 1985 til 2004. Utslipp til kysten under ett er likevel økt siden 1985 som følge av økte utslipp av begge disse næringssaltene fra fiskeoppdrett.

Nitrogenkretsløpet i Norge påvirkes også i betydelig grad av norske og utenlandske utslipp av NO_x (nitrogenoksider) der norske utslipp hittil ikke er redusert siden 1980, mens nedfall og avsetninger av nitrogen i Norge er redusert med 35 pst. fra 1980 til 2005 (jf. sur nedbørs virkning på fisk og vann). Antropogen nitrogentilførsel fra luftforurensning (fra NO_x og fra NH₃ - ammoniakk) utgjør i gjennomsnitt én kilo nitrogen per mål per år, et nivå tilsvarende rundt ti prosent av gjennomsnittlig tilførsel av nitrogengjødsling til jordbruksareal i Norge.

Boks 5.6 Tareskog og kystøkologi

Tareskogene langs norskekysten, ”havets regnskoger”, på hard bunn fra fjæra og ned til 20-30 meters dyp, består av brunalger, mest stortare, men også sukkertare, fingertare, butare, draughtare og tang, og av karplanten ålegras. Tareskogene gir grunnlag for 50 ulike rødalger og 300 smådyr (snegler, tanglopper og andre krepsdyr) og er oppvekst- og beiteområde for opptil 200 tonn fisk (særlig yngel av torskefisk) fra hver kvadratkilometer, og er anslått å binde flere millioner tonn CO₂. Tareskogen og kystøkologien er utsatt for trusler både fra overbeskatning, utbyggingspress i strandsonen (båthavner med mer.), klimaendringer, andre forurensninger og spredning av fremmede arter:

I de senere år har tareskogen vært utsatt for store og dramatiske endringer både i nord og sør. I nord har kråkeboller siden ca. 1970 beitet ned store deler av stortareskogen (90 prosent i Finnmark, aller verst i Porsangerfjorden), kanskje fordi sild, steinbit og kysttorsk, som tar kråkebolleyngel, har vært nedfisket. Av i alt 10 000 km² tareskog i Norge (tilsvarende jordbruksarealet) er 2 000 km² tareskog (et areal tilsvarende Vestfold fylke) forsvunnet langs kysten av Nord-Norge. Stortareskogen langs kysten av Trøndelag og Sør-Helgeland er derimot nå på vei tilbake. Desimering av tareskogen har gitt dårligere oppvekstvilkår for flere fiskearter, noe som er anslått å gi en redusert produksjon på 3-400 000 tonn fisk. Ved Skagerrakkysten fra svenskegrensa til Lindesnes ble 90 pst. av sukkertaren borte fra 1996 til 2002 og er nå rødlistet. Halvparten er borte i Rogaland og Hordaland. Sukkertareskogen er delvis erstattet av trådalger med langt lavere biologisk produksjon og omkring halvert artsmangfold. Tareskogen langs Nordvestlandet, dominert av stortare, er foreløpig i god stand, og grunnlag for årlig høsting (taretråling) av 150 000 tonn tare til alginater for en rekke formål, med en eksportverdi opp mot en halv mrd. kroner. Ålegras var tidligere vidt utbredt langt nordover langs norskekysten, men ble rundt 1930 angrepet og alvorlig svekket av en sykdom, og er nå truet blant annet av konkurranse med japansk drivtang.

Én hovedårsak til sukkertarens dramatiske tilbakegang ser ut til å være være nedslamming, grumsete vann og redusert lystilgang og fotosyntese pga. overgjødning og erosjon, økte mengder av næringssaltene nitrogen og fosfor og av jordpartikler. En annen årsak kan være en markert økning i sjøtemperaturen, som kan henge sammen med global oppvarming, men som også må ses i sammenheng med naturlige klimasykluser i Nord-Atlanteren, som imidlertid endres og forsterkes av klimaendringer. Den samme tilbakegang for sukkertare er observert i England og Irland.

Sjøfugl, høyt oppe i næringskjeden, er gode indikatorer for fiskebestand og kystøkologi, blant annet fordi de ofte lever av fiskeyngel, og dermed kan gi tidlig varsel om utviklingen i fiskebestandene og tilstanden i havet. I de senere år har en sett en drastisk nedgang for blant annet lomvi og lunde i nord og for makrellterne, krykkje, sildemåke, fiskemåke og enkelte alkefugler i sør og vest. Tobis, øyepål og kolmule (”industrifisk” til oppdrettsfôr), brisling og kysttorsk er kraftig overfisket, og alle får sine yngel-, oppvekst- og beitevilkår redusert når tareskogen desimeres.

Utslipp av *tungmetaller og organiske miljøgifter*, fra norske og utenlandske kilder, akkumuleres i økosystemer og konsentreres i artene oppover i næringskjeden både på land, i ferskvann og havet. Arter i ferskvann og hav, og rovfugl og andre predatorer på toppen av næringskjeden, er spesielt utsatt. Miljøgifter og deres virkning på biologisk mangfold er nærmere drøftet i kapittel 6.

Fremmede, menneskeintroduserte arter er årsak til nærmere 40 pst. av de dokumenterte artsutryddelsene på jorda siden 1800-tallet. Særlig har spredning av bl.a. rotter og geiter til isolerte oseaniske øyer utryddet mange plante- og fuglearter som bare fantes på disse øyene.

Noen fremmede arter er bevisst satt ut i Norge, andre er rømt fra oppdrett eller utslippet innført ved transport og handel med varer fra andre deler av verden.

Artsdatabankens Norsk svarteliste 2007, en liste over fremmede arter som kan være uønsket eller skadelige, inneholder totalt 2483 kjente fremmede arter. Av disse er 217 risikovurdert. Av de risikovurderte artene er 93 vurdert til kategorien høy risiko.

Ørekyte, mort, sørv, gjedde og kanadisk vasspest har forårsaket store endringer i det opprinnelige livet i vann og vassdrag. Sykdomsorganismer som krepsepest (fra Nord-Amerika) og lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (fra området rundt Østersjøen) har gitt store skader på kreps og laks. Gyro-parasitten har utryddet laksestammer i en rekke vassdrag, og koster samfunnet 250 mill. kroner årlig.

Skipstrafikk er en av de viktigste årsakene til flytting av arter til nye steder. Flere arter er spredt ved at skip tar inn ballastvann i en havn og tømmer det ut i en annen.

Genteknologien, med blant annet genspleising ("rekombinant DNA-teknikk"), gir store muligheter innenfor produksjon av mat, fôr og medisiner, muligheter en ikke har hatt ved mer konvensjonelt avl- og krysningsarbeid. *Genmodifiserte organismer (GMO)* dyrkes nå i økende omfang i stadig flere land, en tredel i utviklingsland. Fra 1996 til 2005 økte arealet til dyrking av GMO fra null til 90 mill. hektar, i mer enn tjue land.

Kunnskapen om hvordan GMO påvirker naturmangfold og helse er foreløpig usikker og omstridt. Selv om alle aktuelle virkemidler tas i bruk for å hindre spredning, er det ifølge Vitenskapskomiteen for mattrygghet for eksempel stor usikkerhet om spredning fra genmodifisert raps til de nærstående ville artene åkerkål, åkerreddik og åkersennep.

5.4 Status og trender for biologisk mangfold

Som nevnt ovenfor er utviklingen klart negativ både for de fleste økosystemtjenestene vurdert i Tusenårsutredningen og for takten i utryddelsen av arter (rundt tusen ganger raskere enn naturlig evolusjon). Antallet arter som er truet av utryddelse, øker også, målt med globale og nasjonale rødlistor.

En indeks for biologisk mangfold (WWFs "Living Planet Index", brukt blant annet av Konvensjonen om biologisk mangfold) viser en nedgang i bestandene for en lang rekke arter på rundt 30 pst. i perioden 1970-2003 for arter både i ferskvann, på landjorda og i havet, særlig klart etter ca. 1980.

Globalt biologisk mangfold (målt med MSA, "mean species abundance") er anslått å bli redusert fra rundt 73 pst. av potensialet i 2000 til rundt 66 pst. i 2030 og 62 pst. i

2050. Denne indikatoren (GLOBIO-modellen, utviklet for Konvensjonen om biologisk mangfold) angir i prinsippet gjennomsnittlig bestandsstørrelse for artene i de enkelte økosystemer sammenliknet med en referansetilstand, og bruker i mange tilfeller påvirkningsfaktorer som erstatning for data for anslag for (nøkkel)arter. Den største reduksjonen fra 2000 til 2030 (7 prosentpoeng globalt) antas å skje i tropisk skog, savanne og grassletter (14-20 pst.), men også i EU ventes en reduksjon fra 48 pst. til 40 pst., mest pga. oppdyrking til jordbruksareal og nedbygging, som er de viktigste faktorene også globalt.

Direktoratet for naturforvaltning utvikler en systematisk ”Naturindeks for Norge”, bygd opp etter samme prinsipper som den globale GLOBIO-modellen, men bygd på overvåkingsdata og ekspertvurderinger der GLOBIO på grunn av datamangel oftest må benytte påvirkningsdata for å gi et uttrykk for tilstanden i økosystemene målt ved å se på bestandsutviklingen for utvalgte arter eller erstatninger for slike tall. Metoden er hittil utprøvd for Midt-Norge, bygd på 126 indikatorer for planter og dyr, og fordelt på 7 naturtyper for årene 1990, 2000 og 2005. Med forbedringer både i metode og ikke minst i datagrunnlag skal den første indeksen for Norge etter planen være klar i løpet av 2009, og det tas sikte på oppdatering omkring hvert femte år.

For utviklingen før 1990 viser WWFs naturindeks for Norge fra 1970 til 2003 en tilsvarende nedgang som den globale WWF-indeksen, på rundt 30 pst. For Norge var nedgangen særlig tydelig fram til rundt 1985, spesielt for arter i hav og ferskvann, med et mer stabilt bilde etter dette. Både den globale og den norske indeksen bygger på et relativt spinkelt datagrunnlag, med dels usikre og ikke klart representative data, data som heller ikke alltid er godt sammenliknbare over tid. Det er likevel relativt sannsynlig at denne indeksen for Norge gjenspeiler at overfiske, vassdragsregulering, vannforurensning, forsuring og miljøgifter reduserte mange viktige norske bestander kraftig, nettopp i perioden fram til omkring 1980.

For å vurdere påvirkning og tilstand for biologisk mangfold må det understrekes at mange skadevirkninger av forsuring, miljøgifter, vannkraftutbygging og et intensivt skogbruk kan være meget betydelige, men først blir merkbare og synlige på lengre sikt. Ett eksempel på dette fenomenet, som generelt betegnes som ”extinction debt”, kan være ”forgubbingen” av elvemusling. Elvemuslingen kan bli over 200 år gammel (og ganske vanlig 80-90 år). Selv om den fortsatt finnes i to tredeler av lokalitetene den historisk har vært påvist i, er rekruttering av nye individer trolig helt opphørt for flere tiår siden i halvparten av disse, i hvertfall i Sverige, der situasjonen på mange måter er sammenliknbar. Det betyr at vassdragsregulering, forsuring og annen forurensning foreløpig ikke har utryddet elvemuslingen lokalt; uten nyrekruttering vil den likevel forsvinne fra disse vassdragene, men først flere tiår inn i framtida.

For flere arter har utviklingen av det biologiske mangfoldet i Norge de siste 50-100 år gått i positiv retning, og politikken har gitt oppløftende resultater. Nøkkelarter som bever, havørn, fiskeørn, oter, elg, hjort og rådyr har hatt økende bestander, av flere grunner. Fredning av arter som rovfugl og rovdyr det tidligere var skuddpremie på, redusert husdyrbeite i utmark, målrettet viltforvaltning, et nettverk av vernede områder, reduserte utslipp og avsetning både av miljøgifter, av forsurende stoffer og av næringssalter til ferskvann og til deler av hav og kyst, og en mer bærekraftig forvaltning av flere fiskearter, har redusert flere trusler fra forurensning og overbeskatning. De mest drastiske fysiske inngrepene og areal- eller habitatendringene, blant annet ved omfattende vannkraftutbygging og nye driftsmåter i skogbruket, skjedde trolig på 1960- og 1970-tallet, selv om arealendringer fortsatt er den klart viktigste

trusselen mot biologisk mangfold også i Norge. Truslene fra klimaendringer, nye miljøgifter og fremmede arter er derimot klart økende.

På globalt nivå har en sett en relativt rask økning i omfanget av *vernede arealer*, slik at de i 2003 dekket omkring 12 pst. av landarealet. Vernegraden varierer imidlertid betydelig: I svært mange land er størstedelen av det vernede arealet å finne i kategoriene med de minst strenge vernekriteriene, etter inndelingen i seks typer brukt av Verdens naturvernunion (WCU-IUCN). I OECD-landene var 16,4 pst. av arealet vernet i 2004. Andelen av vernet areal i de strengeste kategoriene I-II (bl.a. naturreservater og nasjonalparker) i 2007 ligger mellom 13 pst. for OECD-Europa og 34 pst. for OECD i alt. Reelt vern av disse områdene, håndhevelse, vakhold og aktiv forvaltning, ligger i mange tilfeller klart etter de formelle vernevedtakene.

EUs Natura 2000-nettverk av omkring 25 000 områder dekker nå rundt 20 pst. av landarealet i de 27 medlemslandene. Dette nettverket av systematisk kartlagte og utpekte områder av ulike naturtyper skal ivareta vernebehovene for implementering i medlemslandene av EUs Fugle- og Habitatdirektiver. De skiller seg fra IUCNs strengeste vernekategorier ved at det tillates betydelig næringsvirksomhet, blant annet jordbruk, skogbruk og fiske, i disse områdene, forutsatt at disse aktivitetene er bærekraftige og i harmoni med naturmiljøet. Norge har liknende forpliktelser som i Habitat- og Fugledirektivet gjennom Bern-konvensjonens "Emerald Network". EUs direktiver og nettverk er også en oppfølging av Bern-konvensjonen.

I Norge har gjennomføringen av stortingsvedtaket om nasjonalparkplanen fra 1992 og andre tiltak, som fylkesvise verneplaner for utvalgte naturtyper, gitt en kraftig økning i det vernede arealet, til 14,3 pst. 1. januar 2008 i Fastlands-Norge, en fordobling siden 1995. Det aller meste, 67 pst., av det vernede arealet i Norge er å finne i IUCN-kategori I-II; nasjonalparker og naturreservater dekker 9,6 pst. av fastlandet (landskapsvernområder dekker 4,7 pst.). På Svalbard dekker det vernede arealet nå 65,2 pst., alt i IUCN-kategori I-II.

Av de om lag 14,3 pst. av Norges fastlandsareal som er vernet etter naturvernloven dominerer høyfjellsområdene i arealomfang. Mens 23,4 pst. av alpin vegetasjonssone og 9,7 pst. av nordboreal sone var vernet i 2004, var vernet areal under to prosent for de tre sørligste, lavereliggende vegetasjonssonene. Flere viktige naturtyper er ennå ikke tilstrekkelig fanget opp (jf. barskogvern, der faglige anbefalinger tilsier tredobling av de 1,7 pst. av norsk barskog som er vernet per dato).

Kyst- og sjøområdene er foreløpig dårlig representert i det vernede arealet. Av Norges sjøareal innenfor grunnlinjen på totalt 90 000 km², er 2 700 km² vernet etter naturvernloven. Norge har et internasjonalt ansvar for å ta vare på et utsnitt av fjord- og kystområdene som en ikke finner tilsvarende av andre steder i verden. Ingen av nasjonalparkene omfatter skjærgårdsområder, og fjordområder er i svært liten grad representert.

Også for det biologiske mangfoldet i elver og innsjøer er de viktigste truslene areal- eller habitatendringer (som truer 78 pst. av artene) og forurensning (52 pst.). En tredel av ferskvannarealet i Norge er påvirket av vassdragsregulering. Arbeidet med vassdragsvern har i mange tiår vært et sentralt tema i norsk miljøpolitikk. Verneplan I-IV og suppleringen i 2005 omfatter omkring 24 pst. av vannkraftpotensialet.

For å sikre at kommunene og sektormyndighetene også tar hensyn til vernede vassdrag i sin planlegging og virksomhet ovenfor andre mulige inngrep, ble det i 1994 gitt

”Rikspolitiske retningslinjer for vernede vassdrag” som en egen forskrift etter plan- og bygningsloven.

Som oppfølging av Villaksutvalget (NOU 1999: 9) vedtok Stortinget i 2003 å opprette 21 nasjonale laksefjorder og 37 nasjonale laksevassdrag med et særskilt permanent beskyttelsesregime for vern av villaksen, i 2006 utvidet med ytterligere 8 fjorder og 15 vassdrag.

For forvaltningen av økosystemer i ferskvann vil oppfølgingen og gjennomføringen av EUs vannrammedirektiv stå sentralt, også for Norge (se nedenfor).

5.5 Internasjonale avtaler og konvensjoner

Ramsarkonvensjonen (1971)

Konvensjonen om vern av våtmarker er en global avtale som ble utarbeidet i byen Ramsar i Iran i 1971. Norge var et av de første landene som ratifiserte våtmarks-konvensjonen i 1974, og den trådte i kraft i 1975.

Ramsarkonvensjonens definisjon av våtmarksområder omfatter blant annet myr og ferskvann samt brakkvann og marine områder ned til seks meters dybde.

Konvensjonen begynte med å ivareta våtmarker som leveområde, spesielt for vannfugler. I dag omfatter konvensjonen både våtmarker, integrert vannressursforvaltning og fattigdomsproblematikk.

Forpliktelser under konvensjonen er blant annet å forvalte internasjonalt viktige våtmarksområder (Ramsarområder) slik at deres økologiske funksjoner opprettholdes, å sørge for bærekraftig bruk av våtmarker generelt i forvaltning og arealplanlegging, herunder å kartlegge og gjennomføre verneplaner for våtmarker, og å delta i internasjonalt samarbeid om våtmarker – blant annet bistandssamarbeid. I alt er 1713 internasjonalt viktige våtmarksområder skrevet inn på Ramsar-listen. Disse områdene dekker ca. 1,53 mill. km².

Norge har i fire omganger (1975, 1985, 1996 og 2002) hittil pekt ut 37 våtmarkssystemer med Ramsar-status, 32 på fastlandet og 5 på Svalbard. Nærmere 90 enkeltområder inngår i disse systemene. Samtlige av disse områdene er vernet i medhold av naturvernloven eller svalbardmiljøloven, og de fleste ligger langs kysten. Områdene dekker om lag 1 200 km², av disse er omkring to tredeler marine områder.

Washington-konvensjonen (CITES) (1975)

Konvensjonen om handel med truede arter, CITES (Convention on International Trade of Endangered Species), også kalt Washington-konvensjonen, trådte i kraft i 1975 for å regulere den internasjonale handelen med ville dyr og planter som står i fare for å bli utryddet. CITES er en global avtale som berører alle land i verden, selv om de ikke har underskrevet. Konvensjonen opererer med tre lister med ulike tiltak:

Liste I omfatter de mest truede artene, der handel med ville eksemplarer eller deres produkter i praksis stort sett er forbudt. Liste I omfatter rundt 1 000 arter, inkludert de norske artene jaktfalk, vandrefalk og oter. Liste II omfatter truede arter der den internasjonale handelen må begrenses for å sikre artenes overlevelse. Det gjelder over 2 500 dyrearter, herunder alle rovfugler og rovdyr, og over 20 000 plantearter, blant

annet alle orkidéer og kaktus. Liste III, med rundt 250 arter, krever at det følger med et opprinnelsessertifikat eller eksporttillatelse ved innførsel.

Norske arter som er underlagt et generelt forbud mot eksport er havørn, vandrefalk, jaktfalk, oter, spermhval, grønlandshval, retthval, gråhval, nebbhval, vågehval, seihval, blåhval, finnhval og knølhval. Siden hvalfangst er tillatt i Norge, har Norge en reservasjon som gjør at vi formelt sett kan behandle flere av artene som om de står på liste II.

Norske arter som er underlagt restriksjoner, men som det kan utstedes eksporttillatelse for, er rovfugler og ugler som ikke er på liste I, stjertand, skjeand, krikvand, brunnakke, knekkand, trane, ål, bjørn, isbjørn, gaupe, hvalross, brugde, alle andre hvalarter, inkludert delfiner, som ikke er omfattet av det generelle forbudet.

Bernkonvensjonen (1979)

Bernkonvensjonens formål er å verne om europeiske arter av ville dyr og planter og deres levesteder. Landene skal legge særlig vekt på truede og sårbare arter. Konvensjonen trådte i kraft i 1979. Bernkonvensjonen opererer med fire lister med ulike tiltak:

Liste I omfatter om lag 700 plantearter, herav 25 i Norge, som medlemslandene skal totalfredede. Liste II omfatter om lag 700 dyrearter som skal beskyttes mot fangst, jakt og innsamling av egg. 145 fuglearter, 30 pattedyrarter, 1 krypdyr, 1 amfibieart, 4 øyenstikkerarter, 4 billearter og 3 sommerfuglearter finnes i Norge. Medlemslandene er forpliktet til å fredede artene og til å sikre deres leveområder. Liste III omfatter de fleste av de europeiske arter av dyr som ikke står på liste II. Artene på liste III kan bare utnyttes på en slik måte at bestandene ikke blir truet. Liste IV omfatter fangstredskaper og jaktmetoder som skal være forbudt.

Bernkonvensjonen var i sin tid et viktig grunnlag for at speilvendingsprinsippet ble innført i europeisk naturforvaltning vedrørende jakt og fangst. Det vil si at alle virveldyr, unntatt fisk, er fredet med mindre det er fastsatt jakttider for dem. Konvensjonen legger til grunn at hvert enkelt partsland har ansvar for å sikre levedyktige ville bestander av de artene som omfattes av liste II. Det gir blant annet føringer for norsk forvaltning av de store rovdyrartene.

Gjennom et pan-europeisk samarbeide blir det i økende grad utarbeidet handlingsplaner for utvalgte arter. For norske arter gjelder det blant annet åkerrikse, dverggås, bjørn, ulv, gaupe og jerv.

Bernkonvensjonens fokus på bevaring av truede og sårbare arters leveområder var også foranledningen til EUs utarbeidelse av Habitat- og Fugledirektivet, og dets Natura 2000. Bern-konvensjonens Emerald Network har klare paralleller til Natura 2000, og er opprettet med tanke på å få i stand et nettverk for å bevare truede og sårbare arter som er oppført på konvensjonens lister.

Bonnkonvensjonen (1979)

Bonnkonvensjonen skal beskytte trekkende arter av ville dyr som regelmessig krysser nasjonale grenser. Den trådte i kraft i 1979. Bonnkonvensjonene opererer med to lister med ulik grad av tiltak:

Liste 1 omfatter trekkende arter hvor hele bestanden, eller deler av den, står i fare for å bli utryddet. Medlemslandene er forpliktet til å sørge for å beskytte både artene og deres levesteder gjennom strenge vernetiltak. Listen omfatter blant annet fire hvalarter og tre fuglearter som finnes i Norge. Liste 2 er mer omfattende og inneholder arter som ikke er direkte truet av utryddelse. Internasjonalt samarbeid er imidlertid påkrevet for å sikre artene tilstrekkelig vern. Medlemslandene skal bestrebe seg på å inngå regionale avtaler, eller såkalte handlingsplaner som sikrer bevaring av artene. Eksempler på slike er avtalen om bevaring av flaggermus, albatrossavtalen og avtalen om vannfugl i Europa og Afrika. En rovfuglavgift er ferdigstilt, og en haiavgift er under ferdigstilling.

Bonnkonvensjonen har også fokus på truede arter og utvikling av handlingsplaner for disse artene. En lang rekke norske arter omfattes av en regional vannfuglavgift. Det er laget internasjonale handlingsplaner for dverggås og åkerrikse, og nasjonal handlingsplan for åkerrikse er ferdigstilt, mens en handlingsplan for dverggås er i ferd med å ferdigstilles.

Det forventes at det vil bli laget internasjonale og nasjonale handlingsplaner for følgende norske arter: Islom, gulnebbblom, horndykker, dverggås (internasjonal handlingsplan er laget), svalbardbestanden av ringgås, stellerand, åkerrikse (internasjonal handlingsplan er laget). I tillegg kommer nasjonale handlingsplaner for sangsvane, dvergsvane, hvitkinngås, lappfiskand, boltit, svarthalespove (underart islandica) og fjellmyrløper.

Andre konvensjoner

På området biologisk mangfold er Norge også tilsluttet egne avtaler og organisasjoner for Antarktis (Traktaten, 1961 og Konvensjonen om levende marine ressurser i Antarktis, 1982), flaggermus (EUROBATS, 1994), hval (ICRW – International Convention for the Regulation of Whaling, 1948), isbjørn (Canada, Danmark (Grønland), Norge, USA og Russland, 1973), laks (NASCO – North Atlantic Salmon Conservation Organization, 1983) og tropisk tømmer (ITTA – International Tropical Timber Agreement, 1997/2003).

CBD - Konvensjonen om biologisk mangfold (1992)

Konvensjonen om biologisk mangfold er en global avtale om bevaring og bærekraftig bruk av alt biologisk mangfold. Den omhandler dessuten rettferdig fordeling av godene ved bruk av genetiske ressurser. Konvensjonen trådte i kraft 29.12.1993. Av landene som regnes som viktige for biologisk mangfold, er det bare USA som står utenfor.

Cartagenaprotokollen om biosikkerhet ble ferdigforhandlet og vedtatt på det sjette partsmøtet under Biodiversitetskonvensjonen i 2000, men trådte formelt i kraft høsten 2003. Protokollen er juridisk bindende og skal bidra til å beskytte biologisk mangfold mot potensielle trusler fra levende genmodifiserte organismer som er resultat av moderne bioteknologi. Protokollen har 143 partsland, men bare halvparten av verdens 10 største GMO-produsenter er parter til protokollen.

Artikkel 6 forplikter partslandene til å utvikle nasjonale strategier, planer eller programmer for bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold eller med henblikk på dette, tilpasse eksisterende strategier, planer eller programmer, som blant annet skal gjenspeile tiltakene nedfelt i denne konvensjon som er relevante for vedkommende kontraherende Part; og integrere, så langt det er mulig og hensiktsmessig, bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold i relevante sektorielle og tverrsektorielle planer, programmer og politikk

Artikkel 7 fastslår at nasjonale myndigheter skal identifisere viktige typer biologisk mangfold, og overvåke virksomheter som kan true det biologiske mangfoldet. Ett av flere nasjonale tiltak er kartlegging av de viktigste naturtypene og at kunnskapen blir gjort tilgjengelig gjennom nasjonale databaser.

Artikkel 8 omhandler vern av artene i sine naturlige vokse- og leveområder. Så langt det er hensiktsmessig skal nasjonale myndigheter blant annet iverksette tiltak for vern, rehabilitering og bærekraftig bruk av det biologiske mangfoldet. Artikkel 8 (H) er om å hindre innføring av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, habitat eller arter.

EUs Rammedirektiv for vann (Water Framework Directive)

Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften) fra 2006, hjemlet i forurensningsloven, plan- og bygningsloven og vannressursloven, er den norske gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann (Vanddirektivet, 2000/60/EC). Dette er et av EUs viktigste miljødirektiver, bygger eksplisitt på prinsippene for økosystembasert forvaltning, og er banebrytende for europeisk så vel som norsk vannforvaltning. Hovedmålet er å sikre god miljøtilstand (tilnærmet naturtilstand) i vann, både vassdrag, grunnvann og kystvann.

Miljømålene skal være konkrete og målbare. Forvaltningen av vann skal være helhetlig fra fjord til fjell, samordnet på tvers av sektorer, systematisk, kunnskapsbasert, og tilrettelagt for bred medvirkning.

Forskriften deler landet inn i ni vannregioner basert på nedbørfelt med én fylkesmann som myndighet i hver vannregion. I hver av disse vannregionene skal det utarbeides helhetlige forvaltningsplaner med miljømål, og tiltaksprogrammer med miljøforbedrende tiltak der hvor miljøtilstanden ikke er god.

EUs Fugle- og Habitatdirektiver og Natura 2000-nettverk

Norge valgte å ikke innlemme i EØS-avtalen EUs direktiver på naturforvaltningssiden, som Fugledirektivet (Wild Birds Directive, 79/409/EEC) og videreføringen i Habitatdirektivet (Habitats Directive, 92/43/EEC). Disse to direktivene utgjør EUs rammeverk for gjennomføring av Biomangfoldkonvensjonen (CBD). Norge inngår dermed heller ikke i EUs program Natura 2000 som følger opp de to direktivene i praksis. Det er likevel signalisert at norsk vernepolitikk skal utvikles til å være mer i tråd med Natura 2000 bl.a. mht. etablering av områder og tilhørende rapportering via det europeiske miljøbyrået (EEA) jf. St.meld. nr. 26 (2006-2007). Norge melder inn områder i forhold til Emerald Network, som ligger under Bernkonvensjonen, som også er grunnlaget for EUs direktiver og nettverk, og skal på samme måte følge opp landenes forpliktelser under Bern-konvensjonen.

IMOs Ballastvannkonvensjon (2004)

FNs sjøfartsorganisasjons ballastvannkonvensjon (International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments) tar sikte på å hindre spredning av fremmede arter ved skipstrafikk når skipene tømmer ballastvann tatt inn i andre havområder. Dette har lenge vært en betydelig kilde til uønsket spredning av fremmede arter. Konvensjonen vil tre i kraft 12 måneder etter at minst 30 land med minst 35 pst. av verdens tonnasje har ratifisert. Norge (med 2,4 pst. av tonnassen) ratifiserte konvensjonen i 2006, som sjuende land.

5.6 Nasjonal lovgivning

Naturvernloven (1970)

Hovedmålet med vern etter naturvernloven er å sikre et representativt utvalg av Norges naturtyper og landskap for kommende generasjoner. Vernet skal også være med på å sikre områder av spesiell verdi for planter og dyr. Naturvernområder som referanseområder er grunnleggende i arbeidet for å bedre kunnskapen om naturen. Disse områdene er en forutsetning for å kunne drive overvåking av og forskning omkring prosesser i naturen og utviklingen i naturtilstanden.

Viltloven (1980)

Lov av 29. mai 1981 nr. 38 om viltet regulerer alle viltlevende landpattedyr og fugler, amfibier og krypdyr. Lovens formål er at viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares. Innenfor denne rammen kan viltproduksjonen høstes til gode for landbruksnæring og friluftsliv.

Alt vilt med egg, reir og bo er som utgangspunkt fredet. Dette innebærer at det er forbudt å fange, jage, drepe, eller skade fredet vilt med mindre loven åpner for dette. Ved enhver virksomhet skal det tas hensyn til viltet og dets egg, reir og bo, slik at det ikke påføres unødig lidelse og skade.

Viltloven har en egen bestemmelse for vern av viltets leveområde, såkalt biotopvern. I områder som har særlig verdi for viltet kan det fastsettes forbud mot anlegg, bygging og annen virksomhet, dersom det er nødvendig for å bevare viltets livsmiljø.

Loven gir hjemmel for å fastsette hvilke arter som kan være gjenstand for jakt og innen hvilke tidsrom og områder jakten kan foregå. Bestemmelser om dette er gitt i forskrift. Loven gir også regler om hjortevilt- og beverjakt, felling av vilt til forsvar av person eller bufe og tamrein, og felling av vilt som gjør skade.

Viltloven regulerer også utøvelse av jakt og fangst. Hovedprinsippet er at jakt, og fangst skal utøves på en slik måte at viltet ikke utsettes for unødige lidelser, og slik at det ikke oppstår fare for mennesker eller husdyr eller skade på eiendom.

Laks- og innlandsfiskloven (1992)

Lov av 15. mai 1992 nr 47 om laksefisk og innlandsfisk regulerer anadrome laksefisk (laks, sjøørret og sjørøye) og innlandsfisk. Med innlandsfisk menes all annen fisk i vassdrag enn anadrom laksefisk, også ål. Bestemmelsene om innlandsfisk gjelder som utgangspunkt også for kreps. Loven har som formål å sikre at naturlige bestander av anadrome laksefisk, innlandsfisk og deres leveområder samt andre ferskvannsorganismer forvaltes slik at naturens mangfold og produktivitet bevares.

Enkelte av lovens bestemmelser (blant annet importforbud og regler om kultiveringstiltak) er gjort gjeldende for alle ferskvannsorganismer.

Loven innfører fredningsprinsippet for anadrome laksefisk og for annen fisk i vassdrag eller deler av vassdrag hvor det går anadrome laksefisk. Dette innebærer at det er forbudt å fiske etter anadrome laksefisk med mindre det er åpnet for slikt fiske. I forskrifter til loven er det åpnet for fiske etter anadrome laksefisk i sjø og vassdrag til bestemte tider og med bestemte redskaper. Anadrome laksefisk som er fanget med redskap som er ulovlig til fangst av slik fisk eller utenfor lovlig fisketid for denne, skal straks kastes ut igjen.

Fredningsprinsippet gjelder ikke for innlandsfisk. Loven gir ingen generelle regler om fisketid for fiske etter innlandsfisk, men det kan være gitt lokale bestemmelser for kommuner, enkeltvassdrag eller andre områder. Disse bestemmelsene gis av fylkesmannen i det enkelte fylke.

Laks- og innlandsfiskeloven oppstiller forbud mot import av levende anadrome laksefisk, innlandsfisk, rogn eller unger av slik fisk eller næringsdyr for fisk. Det er også forbudt å sette ut fisk eller iverksette kultiveringstiltak uten tillatelse. Loven setter forbud mot visse tiltak og fiske- og avlivningsmetoder, og gir regler om friløp i vassdrag og fiske og ferdsel ved faststående redskap.

Genteknologiloven (1993)

Bestemmelsene i genteknologiloven (lov av 2. april 1993 nr. 38 om fremstilling og bruk av genmodifiserte organismer) gjelder også for stoffer og produkter som består av eller inneholde genmodifiserte organismer. Loven gjelder på Svalbard og Jan Mayen i tillegg til det norske fastland.

Formålet med loven er å sikre at fremstilling og bruk av genmodifiserte organismer skjer på en etisk og samfunnsmessig forsvarlig måte, i samsvar med prinsippet om bærekraftig utvikling og uten helse- og miljømessige skadevirkninger. Loven regulerer både innesluttet bruk og utsetting av genmodifiserte organismer.

Svalbardmiljøloven (2001)

Svalbardmiljøloven trådte i kraft 1. juli 2002. Loven er den første norske lov som omhandler nær alle sider av miljøforholdene i et bestemt geografisk område. Loven har til formål å opprettholde et tilnærmet uberørt miljø på Svalbard når det gjelder sammenhengende villmark, landskapselementer, flora, fauna og kulturminner. Loven skal likevel ikke være til hinder for miljøforsvarlig bosetting, forskning og næringsdrift. I medhold av loven er det fastsatt nærmere forskrifter, særlig om arealplanlegging og konsekvensutredninger, forurensning, ferdsel og høsting.

Fram til lovens ikrafttredelse var miljølovgivningen på øygruppen regulert gjennom egne forskrifter etter svalbardloven (1925). Svalbardmiljøloven er forankret i svalbardtraktaten (1920), der det ”tilkommer Norge å håndheve, treffe eller fastsette passende forholdsregler til å sikre bevarelsen og - om nødvendig - gjenoprettelsen av dyre- og planteliv”.

Ny lov om naturmangfold

Med grunnlag i NOU 2004: 28 Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold, la Regjeringen våren 2009 fram forslag til ny naturmangfoldlov (Ot.prp. nr. 52 (2008-2009)).

Den nye loven om naturmangfold erstatter nåværende naturvernlov og deler av viltloven og lakse- og innlandsfiske_loven, men skal framfor alt legge til rette for et helhetlig, langsiktig og forpliktende juridisk grunnlag for bærekraftig bruk og vern av naturens mangfold, på tvers av sektorene, for alt naturmangfold, både økosystemer, naturtyper, arter og genetisk mangfold innenfor bestander av arter. Forslaget inneholder forvaltningsmål for naturtyper og arter, prinsipper for bærekraftig bruk av naturens mangfold, regler om fremmede organismer, om utvalgte naturtyper og om tilgang til genetisk materiale. Loven skal virke sammen med andre lover som regulerer bruk av norsk natur.

Utvalgte naturtyper er et nytt og viktig virkemiddel i forvaltning av norsk natur. Naturtyper, som deltaområder, slåttemyr og kystlynghei kan etter lovforslaget, hvis kunnskapen tilsier at den er vurdert som truet, utvelges av Kongen i statsråd. Når en naturtype er utvalgt og kartfestet, skal det tas særlige hensyn til naturtypen ved bruk og utbygging, og ikke minst i den kommunale arealplanleggingen. Det skal også utarbeides handlingsplaner for naturtypen, og det skal opprettes en egen tilskuddordning for de naturtypene som krever aktive tiltak for ikke å gå tapt.

Prioriterte arter er en modernisering av fredningsadgangen i gjeldende naturvernlov. Her er muligheten til å etablere såkalte økologiske funksjonsområder for arter et annet nytt og viktig grep i naturmangfoldloven. Dette er viktige levesteder for arter, som hekkeplasser, spillplasser, hiområder, gyteplasser, eller viktige oppholds- eller hvileplasser. Selv om fjellreven ble fredet i 1930, er den fremdeles en truet art og krever aktive tiltak for å bli reddet. Bli fjellreven en prioritert art etter loven, kan for eksempel hiområdene til fjellreven få spesiell beskyttelse. Det skal utarbeides handlingsplaner for prioriterte arter, og opprettes en egen tilskuddordning for å ta vare på de prioriterte artene.

Reglene om områdevern (nasjonalparker, landskapsvernområder og naturreservater) i naturvernloven av 1970 videreføres i naturmangfoldloven, men modernisert for å styrke vernearbeidet og for å sikre bedre forutsigbarhet og klarhet for berørte grunneiere og lokalsamfunn. Det etableres bl.a. klare mål for områdevern, krav om forvaltningsplaner for store verneområder og økte midler til skjøtsel. Videre innføres en egen kategori for rene marine verneområder, og midlertidig vern gjøres tidsbegrenset.

Ny naturmangfoldlov inneholder vesentlig bedre erstatningsregler for grunneiere og rettighetshavere enn i dag. Reglene vil være like for alle vernekategorier, og det skal gis erstatning for økonomisk tap som følger av vernet. De nye reglene vil også få tilbakevirkende kraft for mange nasjonalparker og landskapsvernområder som tidligere er opprettet etter naturvernloven. Dette gjelder områder hvor den ordinære fristen for å kreve erstatning ikke er gått ut pr. 1. januar 2002

Forslaget til ny naturmangfoldlov vil for første gang gi et felles og samordnet regelverk og bedre kontroll for innførsel og utsetting av fremmede organismer.

Loven gir også et nytt regelsett for uttak og utnytting av genetisk materiale fra dyr og planter. Norge er det første land i Europa som regulerer denne typen aktivitet. I sjø vil bestemmelsene i naturmangfoldloven i all hovedsak være sammenfallende med havressursloven, og de to lovene vil gjelde sammen.

Naturmangfoldlovens bestemmelser om formål, kunnskapskrav, miljørettslige prinsipper og regler om sjøfugl og laksefisk, og om tilgang til genetisk materiale skal gjelde både utenfor og innenfor 12 nautiske mil. Det betyr for eksempel at det ved fiske i tillegg til de krav som følger av havressursloven, skal legges vekt på naturmangfoldlovens krav til kunnskap om natur.

Lovens øvrige bestemmelser, herunder reglene om prioriterte arter, utvalgte naturtyper og områdevern, skal gjelde ut til 12 nautiske mil. Ved framleggelse av forslaget sier Regjeringen at den vil foreta en grundig vurdering av hvorvidt, og eventuelt i hvilken form, disse bestemmelser skal gis anvendelse også utenfor 12 nautiske mil.

Kapittel 6 Miljøgifter

6.1 Hva er miljøgifter ?

Kjemiske stoffer er byggesteinene som verden består av, og som inngår i alt vi omgir oss med. Kjemikalier omfatter både grunnstoffer, kjemiske forbindelser og stoffblandinger, enten de forekommer i naturlig tilstand eller er industrielt framstilt, uavhengig av om framstillingen er tilsiktet eller ikke. Kjemikalier kan derfor være både nyttige og unyttige, farlige og ufarlige, naturlige og menneskeskapte.

Kjemikalier og handel med kjemikalier bidrar til økt velferd og bedre produkter og tjenester i samfunnet. Også farlige stoffer vil ofte bidra positivt i verdiskapingsprosessen, og eventuell risiko må avveies mot nytten.

Mange kjemikalier kan være helse- og miljøfarlige, blant annet akutt giftige, etsende, hudirriterende, allergiframkallende og eksplosjonsfarlige. De mest helsefarlige stoffene er kreftframkallende, eller kan skade reproduksjonsevne og arveegenskaper.

Miljøgifter er definert som "lite nedbrytbare helse- og miljøfarlige kjemikalier som hopper seg opp i næringskjedene og miljøet" (St.meld. nr. 14 (2006-2007) Sammen for et giftfritt miljø; Miljøstatus i Norge). Bruk og utslipp av miljøgifter medfører en gradvis og kumulativ forgiftning av jord, luft, vann, mennesker og dyr, ofte med langvarige og uopprettelige skader.

Flere helse- og miljøfarlige stoffer er produsert og tatt i bruk i store mengder nettopp fordi de er stabile og ikke brytes ned, for eksempel PCB (polyklorinerte bifenyler). Det betyr også at mange miljøgifter kan spres over store avstander, også til andre deler av jordkloden, og ende opp i sårbare områder som Arktis.

Forkortelsen PBT brukes ofte for å karakterisere miljøgifter, som er Persistente (lite nedbrytbare), Bioakkumulerende eller Toksiske. Det er stor variasjon mellom de mange ulike stoffene langs disse tre dimensjonene. Organofosfater, brukt som nervegass og insektmidler, er nedbrytbare og ikke persistente, men langt giftigere enn langsomt nedbrytbare klororganiske stoffer som DDT (diklor-difenyl-trikloretan) og de beslektede stoffene og nedbrytingsproduktene DDD og DDE. PAH (polyaromatiske hydrokarboner), bl.a. fra eldre aluminiumsverk, og i impregneringsmidlet kultjærekreosot, tidligere mye brukt i jernbanesviller, telefonstolper, bruer og kaianlegg, kan være kreftframkallende, men akkumuleres ikke på samme måte som de mer persistente miljøgiftene. Flere stoffer kan også forstyrre hormonbalansen; de anses som hormonhermere.

To hovedkategorier av miljøgifter er tungmetaller og organiske miljøgifter:

Tungmetaller er metalliske grunnstoffer som kan inngå i flere kjemiske forbindelser. Kvikksølv, som er et giftig metallisk grunnstoff, inngår for eksempel i mange uorganiske og organiske forbindelser, der de organiske er særlig giftige. Bly, kadmium og kvikksølv er blant de mest problematiske tungmetallene i miljøsammenheng. Disse stoffene har egenskaper som gjør at de kan skade dyr og mennesker, og de kan lagres svært lenge i levende vev og i miljøet. Mens kvikksølv også har betydelige naturlige tilførsler, er 90 pst. av tilførslene av kadmium menneskeskapte. Bly er i naturen for det meste immobilisert og bundet til andre grunnstoffer.

Arsén, som er et halvmetall, er mest kjent som giften arsenikk, og ble inntil nylig brukt i CCA-midler (kobber, krom og arsén) til trykkimpregnering av trevirke. Kobber er ikke bioakkumulerende, men noen kobberforbindelser er meget giftige for vannlevende organismer, særlig i ferskvann. Krom, tidligere brukt blant annet i CCA, er i noen forbindelser skadelig og bioakkumulerbart. Tinn finnes blant annet i TBT (tributyltinn), som er farlig for marine organismer, som purpurneglen, og nå er forbudt til bunnstoff for båter.

Noen hovedgrupper av *organiske (karbonholdige) miljøgifter* er forbindelser med klor, brom, fluor, fosfor, og hydrokarboner, jf. boks 6.1:

Boks 6.1 Organiske miljøgifter

Typisk for mange organiske miljøgifter er at de inneholder karbon, hydrogen og halogener som klor, brom og fluor. Halogener (som også omfatter jod og astat) er giftige og særlig reaktive grunnstoffer, fluor mest og brom minst giftige og reaktive av disse tre. PCB, som omfatter 209 mulige varianter, hvorav ca. 130 er kommersielt produsert, inneholder for eksempel 20-60 vektprosent klor. Fra 1929 og fram til nå er det produsert 1-2 mill. tonn PCB.

En lang rekke miljøgifter er klororganiske forbindelser: Blant annet insektmidler som DDT (samt DDD og DDE), aldrin, dieldrin, som er 40 ganger mer giftig enn DDT, endrin, heptaklor, klordan, mirex, toksafen (de fleste nå forbudt), endosulfan, PCB, klorparafiner (kortkjedete særlig farlige, og forbudt), PCP (pentaklorfenol, forbudt), EDC (1,2 dikloretan), dioksiner (PCDD, 75 polyklorerte dibenzo-p-dioksiner) og furaner (PCDF, 135 polyklorerte dibenzofuraner), HCB (heksaklorbenzen), HCH (heksaklorsyklusheksaner, bl.a. Lindan, nå forbudt), KAB (klorerte alkylbenzener), PER (pentakloreten eller -etylen), TCB (triklorbenzen) og TRI (trikloreten eller -etylen). Flere av disse siste stoffene er kjent som rense- og løsemidler, men klororganiske stoffer har også mange andre bruksområder.

I de senere år har det vært en sterkt økt oppmerksomhet om bromerte flammehemmere (BFH). Disse omfatter omkring 70 ulike stoffer, blant annet penta-BDE, okta-BDE, deka-BDE (alle PBDE, polybromerte difenyletere), TBBPA (tetrabromobisfenol A), HBCDD (heksabromosyklododekan) og PBB (polybromerte bifenyler).

Blant fluorforbindelsene har en kanskje særlig perfluoreerte organiske forbindelser (PFC) som PFAS (perfluoralkylstoffer), brukt til impregnering og brannslukking, herunder PFOS (perfluoroktylsulfonat), mest brukt i brannskum, noe som nå er forbudt, og PFOA (perfluoroktylsyre), bl.a. fra produksjon av Teflon og Goretex. (Utslipp av fluorider fra aluminiumsmelteverk var tidligere et alvorlig lokalt miljøproblem flere steder i Norge.)

Organofosfater (OP, med fosfor) brytes raskt ned, men mange av dem er til gjengjeld akutt giftige. Eksempler er nervegasser som sarin, tabun og soman, og insekt- og plantevernmidler som parathion, malathion og det langt mindre skadelige ugrasmidlet glyfosat (varemerket Round-Up).

Hydrokarboner (HC), forbindelser av bare karbon, hydrogen og oksygen, omfatter blant annet miljøgiftene benzen (en flyktig organisk forbindelse, VOC, ikke minst fra veitrafikk, også kjent fra utslippet i Songhua-elva i Kina i november 2005), bisfenol A (BPA), ftalater (opprinnelig kalt naftalater), nonyl- og oktylfenoler og PAH (polyaromatiske hydrokarboner). Siloksaner er forbindelser med silisium og hydrogen eller hydrokarboner, brukt blant annet i kosmetikk, hygieneprodukter, bilvoks og rengjøringsmidler. Tensider (emulgatorer) er forbindelser av fettstoffer og petrokjemiske produkter (hydrokarboner), brukt blant annet i vaske- og rengjøringsmidler, hygieneprodukter og bilpleiemidler. Kationiske tensider, spesielt miljøskadelige, ble tidligere brukt som tøyemyknere og tøy skyllemidler, noe som nå er faset ut.

Persistente organiske miljøgifter (POP – Persistent Organic Pollutants) kjennetegnes altså ved at de er giftige eller miljøskadelige, lite nedbrytbare og bioakkumuleres i organismer. Organiske miljøgifter, som PCB, DDT og dioksiner, er fettløselige og lite nedbrytbare, og lagres derfor i organismers fettvev. På grunn av PCB-påvirkning i enkelte områder er det innført kostholdsråd der man frarådes å spise fiskelever, som er et fettriakt organ.

Andre stoffer som ikke er fettløselige, lagres i annet vev eller i andre organer. PFOS-relaterte forbindelser (perfluoroktylsulfonat) kan for eksempel binde seg til proteiner i blod og kan bioakkumuleres i lever og galleblære. Kadmium lagres i nyrene og kan gi kroniske nyreskader, mens metylkvikksølv lagres i nyrene og i hjernen. I pattedyr akkumuleres bly i skjelettet og i bløtvev.

Radioaktive stoffer kan, som miljøgifter, spres i naturen med vind og havstrømmer. Mange av dem er langsomt nedbrytbare, med svært lange halveringstider, og kan ha betydelige skadevirkninger på organismer og dermed på økosystemer. Radioaktive stoffer er både naturlige og menneskeskapt. Det aller meste av den stråledosen nordmenn utsettes for, kommer fra naturlige kilder, omtrent halvparten fra radon i berggrunn og jordsmonn. Også dosen fra medisinsk bruk er langt større enn fra menneskeskapt radioaktiv forurensning. Atomprøvesprengningene i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet er globalt sett fortsatt den største kilden til radioaktiv forurensning av miljøet. De ga i Norge størst nedfall av jod-131, strontium-90 og cesium-137 i de nedbørrike områdene langs kysten. Ved Tsjernobyl-ulykken i 1986 var Norge blant de land som ble mest forurenset, særlig Gudbrandsdalen, Valdres, indre deler av Trøndelag og sørlige deler av Nordland. Mest alvorlig er cesium-137, som har en fysisk halveringstid på 30 år. Reindriftsutøverne i Midt-Norge er blant verdens mest belastede befolkningsgrupper når det gjelder radioaktiv forurensning. Uten kostholdsråd og andre tiltak ville inntaket her overskredet internasjonalt anbefalte grenseverdier. Tamrein og villrein, med stort opptak av radioaktive stoffer fra lav og sopp, er spesielt utsatt. Særlig i områdene nordre Rondane og Snøhetta har en målt høye konsentrasjoner i villrein. Utslipp fra represseringsanlegg for brukt kjernebrensel, franske La Hague og spesielt britiske Sellafield, føres i løpet av få år med havstrømmer, fra Sellafield via Irskesjøen, til norskekysten. Det gjelder særlig technetium-99, med svært lang fysisk halveringstid (213 000 år) og spesielt høyt opptak og konsentrasjon i tang og hummer. Utslippene fra Sellafield (tidligere Windscale) var høyest på 1960- og 1970-tallet, men økte igjen betydelig fra 1994. Siden innføring av ny renseteknologi fra 2004 er utslippene av technetium-99 redusert med over 90 pst.. Nivåene i tang, fisk og skalldyr langs norskekysten er sunket og ventes å synke videre i takt med de reduserte utslippene.

Nanomaterialer er materialer som inneholder partikler med svært liten dimensjon, under 100 nanometer (en million nanometer utgjør én millimeter). Det satses store summer på utvikling og bruk av materialer og produkter basert på nanoteknologi. Ut fra dagens kunnskap har en ikke grunnlag for å anse nanopartikler som et spesielt helse- og miljøproblem, men det er stor usikkerhet, få erfaringer og liten kunnskap om dette. Kjemiske stoffer på nanonivå synes å ha andre helse- og miljømessige egenskaper, og det er behov for bedre kunnskap blant annet om potensialet for persistens og bioakkumulering og interaksjon med biologiske systemer.

6.2 Virkninger av miljøgifter

Miljøgifter kan lagres i enda høyere konsentrasjoner hos dyr på toppen av næringskjeden enn hos dyr som er lavere i næringskjeden. En slik oppkonsentrering i næringskjeden kalles *biomagnifikasjon*. Biomagnifikasjon innebærer en fare for at miljøet kan forurennes opp til et nivå som vanskelig lar seg reparere. Dette skyldes at skadene ofte ikke observeres før de oppdages hos dyr på toppen av næringskjeden.

I tillegg til at dyr på toppen av næringskjeden er mest utsatt, er det meget stor variasjon i dyrs og organismers sårbarhet for ulike stoffer, også innen samme dyregruppe. Rovfugl og fiskespisere er for eksempel langt mer sårbare enn andre fuglearter. Blant disse igjen er for eksempel kongeørn klart mer sårbar for DDT-DDE enn havørn og vandrefalk. Marsvin tåler bare 1/10 000-del så mye dioksin som hamstere. Den faktiske kjemiske forbindelsen et grunnstoff inngår i, er ofte avgjørende for virkningen. Organisk metylkvikksølv er langt mer skadelig enn flere andre kvikksølvforbindelser, og organisk bly (tetraetylbly) og organisk tinn (TBT) er blant de mest skadelige miljøgiftene. For andre metaller, som arsenikk, kan det være de uorganiske forbindelsene som er de farligste.

Størrelsen på dosen en organisme eksponeres for, er helt avgjørende for virkningen både for menneskers helse og for andre organismer. For noen stoffer (som fluor, kobber, sink, selén, A-vitamin) kan avstanden mellom anbefalt daglig nødvendig dose menneskekroppen trenger, og direkte skadelig dose, være relativt liten.

Svært ofte er det høyere miljøgiftnivåer i vann og vannlevende dyr enn i dyr på land. For det første havner miljøgifter som slippes ut fra ulike kilder, ofte til slutt i vannmiljøet. For det andre fører oppkonsentrasjon (biomagnifikasjon) av miljøgifter gjennom de ekstra lange næringskjedene i vann (som i Mjøsa) og hav til særlig høye nivåer av miljøgifter hos dyr høyt oppe i næringskjeden. Dette gjelder for eksempel sel (immunforsvaret svekket, jf. seldøden i Nordsjøen og Østersjøen i 1998), isbjørn, ørret og flere sjøfugler. For det tredje har vannlevende dyr ofte særlig store fettlagre hvor miljøgiftene samles, og der de farligste stoffene, som PCB, dioksiner og kvikksølv, kan være skadelige selv i små konsentrasjoner.

I et norsk skogsvann med noen få ledd i næringskjeden kan organisk kvikksølv oppkonsentreres fra 100 mikrogram per kg nederst i næringskjeden til 1500 mikrogram i ørreten på toppen av næringskjeden. Internasjonalt kjenner en mange langt kraftigere grader av oppkonsentrering eller bioakkumulasjon, for eksempel av PCB i De store sjøene i USA/Canada, der konsentrasjonen var 50 000 ganger høyere i egg fra sildemåke enn i plankton. For DDT var nivået i sedimenter i Michigansjøen 0,02 ppm (deler per million), mens det i sildemåker var 98 ppm, altså mer enn 1 000 ganger høyere. I noen tilfeller kan fisk oppkonsentrere organisk kvikksølv (metylkvikksølv) 10 000-100 000 ganger høyere enn i vannet den svømmer i, noe som var en hovedårsak til Minamatakatastrofen i Japan.

Fra 1943 ble DDT brukt med stor suksess mot tyfus, malaria og gulfeber. Midlet var billig, lite giftig for mennesker (dødelig dose 30 gram), men resistens fra fluer (i Sverige alt i 1946) og noen malariamygg alt i 1953 (mange hundre insektarter er nå resistente), og tegn på økologiske langtidskonsekvenser viste seg fra tidlig på 1950-tallet. For eksempel tok DDD knekken på lappedykkerbestanden, med 1 600 ppm DDD i fettvevet, i Clear Lake i California i 1954-1960. Den amerikanske rødstrupen og andre fuglearter ble desimert etter omfattende DDT-sprøyting fra 1954 mot

skogskader fra barkbiller, som førte med seg en sopp (fremmed art i USA og Europa, opprinnelig fra Asia) som forårsaker almesyken. DDT med nedbrytingsprodukter var blant annet hovedårsaken til vandrefalkens sviktende yngling både i USA og Storbritannia. Vandrefalken i Norge og Skandinavia er omtalt i boks 6.2. Fra 300 hekkende par langs østkysten av USA i 1942 var det i 1960 ingen igjen. (Bestanden er nå bygd opp igjen med klekking og utsetting av fugler fra vestkysten og fra Europa.) Selv om DDT er lite direkte giftig for andre organismer enn insekter, svekker blant annet nedbrytingsproduktet DDE et enzym hos fugler som er viktig for produksjon av kalsium til eggeskall.

Boks 6.2 Miljøgift i vandrefalk i Norge

I Norge og Skandinavia ble vandrefalken nesten utryddet, mest på grunn av miljøgifter (men også med skuddpremie fra staten til 1933 og lokalt helt til fredningen i 1971) i Norden. En bestand på rundt 1 000 hekkende par i Norge og omtrent det samme i Sverige tidlig på 1900-tallet ble fra rundt 1950 (DDT fra 1947) redusert slik at det i 1976 var under tjue hekkende par registrert i Skandinavia, herav to par i Sør-Skandinavia, sju-åtte par i hele Norge, og ingen av disse ruget ut en eneste unge. Flere organiske miljøgifter og kvikksølv førte til fullstendig ynglingssvikt, først og fremst fordi eggeskallene ble for tynne, og ble knust under ruging. Etter fredning (1971) og forbud mot DDT og dieldrin og aldrin (1970), og ikke minst etter utklekking av egg i rugemaskin og utsetting i både Sverige og Norge (basert på både den nord-skandinaviske, den sør-skandinaviske og den skotske bestanden), er bestandene av vandrefalk både i Norge og Sverige bygd opp igjen slik at den i Norge per 2007 kan være mellom 800 og 1 000 hekkende par. Vandrefalken er en trekkfugl som overvintrer på De britiske øyer, Belgia, Nederland, Frankrike og Spania samt i Nord-Afrika, og er utsatt for miljøgifter og for (ulovlig) jakt i flere av disse områdene.

På 1960-tallet ble det påvist stadig flere slike alvorlige økologiske konsekvenser av bruk av DDT og andre miljøgifter, ikke minst for fuglelivet og spesielt for rovfugl, både i Nord-Amerika og Europa. DDT og flere beslektede miljøgifter ble deretter stort sett faset ut og forbudt i disse verdensdelene, og en fikk en helt annen oppmerksomhet om

langtidskonsekvenser av miljøgifter helt generelt. Rundt 1960 ble det produsert rundt 100 000 tonn DDT, mens det rundt 1995 bare var 2 pst. av dette nivået. I alt ble 1-2 mill. tonn produsert og brukt fram til 1990-tallet. En kraftig understrekning av hvor langvarige (persistente) miljøvirkningene kan være er at nivåene av DDT og nedbrytingsproduktene ikke begynte å falle (for eksempel i sel i østlige Canada) før tjue år etter den mest intensive bruken. Et annet eksempel er at det er først nå, snart førti år etter at DDT ble forbudt i Norge i 1970, at en ser at dvergfalkeeggens skalltykkelse sakte nærmer seg den normale tykkelsen en ser i hundre år gamle egg fra museumssamlinger.

For PCB var forbruk og utslipp av PCB på verdensbasis fram til 1988 omkring 1,2 mill. tonn. I Norge er bruk av PCB forbudt siden 1980. Tidligere ble stoffet særlig brukt i i kondensatorer og transformatorer i kraftoverføring og elektrisk utstyr, i lysarmatur, og i isolérglass fra perioden 1965-1975. Omkring 90 pst. av PCB i bruk i

Norge ved forbudet i 1980 (1 136 tonn) er nå samlet inn og forsvarlig behandlet. Kartlegging av forekomsten av PCB i slam fra renseanlegg viser en nedgang på 88 pst. fra 1996/97 til 2001/2002.

Blant de største og mest kjente tilfellene av alvorlige helse- og miljøskader fra miljøgifter er kadmiumforgiftning av 5 000 mennesker fra rismarker i Fuchu i Japan i 1955 ("itai-itai"), og kvikksølvforgiftning i Minamata (1956) og i Niigata (Showa Denko-fabrikken, 1965) i Japan. Kjemikonsernet Chisso slapp ut i alt 600 tonn kvikksølv i Minamatabukta fra 1932-68, med over sytti dødsfall, mange titalls misdannelser ved fødsler, og flere tusen mennesker rammet totalt, etter at fisken i bukta fikk svært høye verdier av metylkvikksølv fra sedimentene. I Fukuoka i Japan 1968 og igjen på Taiwan i 1979 ble matolje forurenset av PCB. Ved en eksplosjon i Seveso i Italia i 1976 ble det sluppet ut store mengder dioksiner. Flere tusen kaniner, sauer og kjæledyr ble drept og mange hundre mennesker utsatt for alvorlig eksponering. Rundt 16 000 mennesker døde og flere hundre tusen ble skadd ved spredning av 30-40 tonn kjemikalier (metylisocyanat), brukt ved produksjon av plantevernmidler, ved Bhopal-ulykken i India i 1984. Miljøgifter er blant annet sluppet ut til elver og vassdrag i Dnjestr i Ukraina-Moldova i 1983 (4,5 mill. m³ giftige kjemikalier fra en kunstgjødsselfabrikk). Utslipp av 30 tonn pesticider med kvikksølv fra Sandoz-Basel i 1986 drepte en halv million fisk og ga støtet til omfattende opprydding i forurensning til Rhinen. Utslipp til Guadamar fra en bly- og sinkgruve i Aznarcollar i Spania i 1998, og utslipp av 100 tonn benzen og nitrobenzen fra en petrokjemisk fabrikk i Jilin til Songhua-Amur i Kina i 2005 er andre kjente ulykker.

Kombinasjonen av Norges spesielle topografi, med lange, dype fjorder med grunne terskler ved fjordmunningene, og norsk bosetting og næringsstruktur, med byer og industristeder innerst i fjordene, har gitt særlig store problemer med forurenset sjøbunn og opphoping av miljøgifter i sedimenter i fjorder og havneområder. Kvikksølv, bly og kadmium, TBT, PCB og PAH fra smelteverk, skipsverft, annen industri, gruvedrift og avfallsfyllinger har gitt alvorlig forurensning ved 90 av de 120 lokalitetene som er spesielt undersøkt. Mattilsynet har innført kostholdsråd for sjømat for i alt 800 km² av norskekysten, for 32 havne- og fjordområder med høye verdier av miljøgifter, særlig av PCB og PAH i fiskelever eller blåskjell. Forurensede sedimenter dekkes bare langsomt til av nye sedimenter, og opptak av miljøgifter fra sedimentene i organismer i næringskjeden og oppvirvling fra skipstrafikk kan føre miljøgifter videre ut i miljøet. Til tross for store utslippsreduksjoner og flere tiår siden de alvorligste utslippene synker nivåene av miljøgifter i fisk og skalldyr svært langsomt. Bare i ett tilfelle (Vefsnfjorden i Nordland i 2005) har det hittil vært mulig å oppheve kostholdsråd, mens stadig flere områder har fått slike råd ettersom en har fått bedre kartlegging av omfang og nivåer i sedimenter og organismer.

Situasjonen i Mjøsa, jf. boks 6.3 kan illustrere noen viktige generelle forhold rundt forurensning fra miljøgifter i Norge, både tungmetaller, tradisjonelle miljøgifter og nye stoffer som er blitt registrert i de seinere år, som bromerte flammehemmere og andre stoffer som kan ha hormonhermende virkninger:

Boks 6.3 Hormonhermere, andre miljøgifter og forurensning i Mjøsa

I norske innsjøer er det generelt forhøyede nivåer av tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv i bunnsedimentene. Av metallene er det kvikksølv som er funnet i høyest nivåer i fisk.

Mange innsjøer er undersøkt for velkjente organiske miljøgifter som PCB, DDT og dioksiner. De siste årene er også nivåene av nyere organiske miljøgifter som bromerte flammehemmere, PFAS, klorerte parafiner og bisfenol A undersøkt. Noen av innsjøene har høye nivåer av organiske miljøgifter som PCB og bromerte flammehemmere, særlig innsjøer som er påvirket av lokale punktkilder. Generelt har de aller fleste norske innsjøer lave nivåer av organiske miljøgifter.

Miljøovervåking har vist at i noen innsjøer, som Mjøsa, forsterkes de organiske miljøgiftene i næringskjeden. Her finner en til dels høye nivåer av miljøgifter hos dyr øverst i næringskjeden. Ørret i Mjøsa har høye nivåer av PCB. I Mjøsa er det også funnet høye nivåer av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner.

Mjøsa er ikke bare Norges største innsjø, men kan betraktes som et "laboratorium" fordi innsjøen med sin store dybde og vannmengde og lange næringskjeder er særlig utsatt for forurensning og spesielt for oppkonsentrering (biomagnifikasjon) av miljøgifter. Næringskjeden går fra alger gjennom vannlopper, hoppekreps, istidskreps (også kalt pungreke), og laksefiskene lågåsild og krøkle via ørret til mennesker.

Også når det gjelder overgjødning (eutrofiering) ga Mjøsa et tidlig varsel om miljøproblemer. "Mjøsaksjonen" og andre tiltak, etter kraftig algevekst sommeren 1969, førte til at siktedybden i Mjøsa er økt fra 5-6 til 8-10 meter, fosforutslippene til Mjøsa redusert fra 460 til 190 tonn årlig, fosforinnholdet i en liter Mjøs vann redusert fra 12 til 4 mikrogram og algeveksten redusert med 80 prosent fra 1970-tallet til i dag.

Overvåking og spesialundersøkelser fra NIVA og NILU for SFT førte på slutten av 1990-tallet til oppdagelsen av bromerte flammehemmere (penta-BDE), som ble sporet til lokale utslipp fra en tekstilfabrikk. Nivåene målt i fisk fra Mjøsa var dobbelt så høye som i Lake Michigan, som var blant de høyeste internasjonalt. Dette førte til et norsk og etter hvert internasjonalt forbud mot bruk av penta-BDE, i EU og i OSPAR-konvensjonen.

Mjøsa er også i en særstilling blant norske innsjøer på grunn av lokale tilførsler av både kvikksølv, PCB, og bromerte flammehemmere. Tilførslene fra lokale punktkilder er stanset, men på grunn av stoffenes egenskaper vil det ta lang tid før nivåene av disse miljøgiftene reduseres vesentlig i næringskjeden. Mjøsa har også lokal tilførsel av DDT fra en nedlagt avfallsfylling. Nivåene av de bromerte flammehemmerne PDBE og HBCDD i ørret og lågåsild gikk ned med henholdsvis 65 og 80 prosent fra 2000 til 2007. Nivåene av PCB i ørret har vært stabile siden 2000, men er gått klart ned i lågåsild siden 1990-tallet. Etter at de store lokale utslippene av kvikksølv på 1970-tallet er stanset, har nivåene av kvikksølv i fisken fra Mjøsa gått betydelig ned. Selv om tilførslene er stoppet eller kraftig redusert, er konsentrasjonen av PCB, kvikksølv, klorerte parafiner og bromerte flammehemmere fortsatt så høy at Mattilsynet i sine kostholdsråd frarår å spise mer enn en begrenset mengde av ferskvannsfisk fra Mjøsa, som totalt anslås til å kunne ha en mulig avkastning på 3-400 tonn i året, hvorav bare en liten del utnyttes i dag.

6.3 Status og utviklingstendenser

Global produksjon og utslipp av tungmetaller har økt raskt og jevnt med den industrielle utvikling. Produksjonen av syntetiske organiske kjemikalier (spesielt petroleumbasert plast og annen petrokjemisk produksjon) er på sin side omtrent tusendoblet siden 1930, da slik produksjon begynte for alvor.

Det er nå mer enn 100 000 kjemiske forbindelser i verdenshandelen, et tall som stadig øker; bare en relativt liten andel er eller blir forsvarlig testet; jf. EUs/EØS' REACH-regelverk (se nedenfor).

Utslippene av *bly* har i perioden 1960-90 gitt åtte ganger så høye avsetninger (konsentrasjoner) globalt som i førindustriell tid, målt som avsetning og konsentrasjon i koral-ler, sedimenter og torvmyrer, og i isborekjerner fra Grønland. Avsetningene er nå omtrent tilbake på førindustrielt nivå. I Arktis, med få lokale både naturlige og menneskeskapte kilder, er 95-99 pst. av avsetningene menneskeskapte (antropogene). Totale menneskeskapte utslipp av bly for hele verden var i 1970 omkring en halv million tonn, i 1983 på 330 000 tonn, og rundt 1995 redusert til 120 000 tonn. Den viktigste kilden var lenge tilsetning av bly (tetraetylbley) til bensin. Etter at også Afrika sør for Sahara faset ut blybensin i 2006 er de største slike utslippene fra Asia. Den viktigste bruken av bly i 2003 var til blybatterier, med 78 pst. av totalen; resirkulert bly sto for 45 pst. av forbruket. Totale utslipp av bly er både i Europa og USA redusert med rundt 95 pst. i de siste tjue-tjue år, med kraftige reduksjoner i utslipp også fra andre kilder enn bly i bensin. Med en oppholdstid i atmosfæren på dager eller få uker er lokale kilder de fleste steder på jorda de viktigste, bare 5 pst. eller mindre kommer fra andre kontinenter, målt både i Europa og USA. Norske utslipp av bly, er omtalt i boks 6.5 nedenfor.

Menneskeskapte utslipp av *kadmium* har også gitt rundt åtte ganger så høye konsentrasjoner som i førindustriell tid, nivåer som siden 1970-tallet stadig er blitt lavere. De nyeste anslagene for totale globale utslipp er på omkring 3000 tonn i 1995. Også for kadmium er lokale kilder de fleste steder på jorda de viktigste. Utslipp fra industrilandene er i gjennomsnitt redusert med rundt 50 pst. fra 1990 til 2003, men som for bly, har en ikke gode nok kilder til å si noe sikkert for resten av verden. Nikkel-kadmiumbatterier sto i 2004 for 81 pst. av forbruket av kadmium, men er fra 2008 forbudt i EU-EØS-området.

*Kvikksølv*utslippene globalt har gitt tre ganger så høy forurensing som førindustrielle nivåer. Mellom en tredel og halvparten av kvikksølvutslippene er fra naturlige kilder. Kvikksølvnivået ble over de hundre årene fra rundt 1850 til rundt 1950 tidoblet blant annet i fjærene fra hønsehauk i Sverige. Kvikksølv har en levetid i atmosfæren på 6-18 måneder, og er derfor vidt globalt spredt. Menneskeskapte utslipp gikk noe opp fra rundt 1 900 tonn i 1990 til over 2 000 tonn i 1995, omtrent tilbake til 1990-nivået i 2000 og trolig videre ned i 2005 (nye måle- og beregningsmetoder for 2005 gjør at resultatene ikke er helt sammenliknbare). Utslippene i Europa, USA og Japan gikk klart ned i perioden 1990-2005, mens utslipp fra Kina og India er økt. Kinas utslipp, 28 pst. av de globale, det meste fra forbrenning av kull, er tre ganger så høye som utslippene fra USA og India til sammen. Avsetningene i Europa, mest fra lokale kilder, er halvert, men synker nå ikke lenger, men avsetningene i USA er lite redusert, trolig fordi USA er nærmere kildene i Asia, med økte utslipp. Avsetningene i Arktis,

som gjenspeiler globale utslipp, er ikke redusert. Virkninger av og internasjonalt arbeid mot kvikksølvutslipp er omtalt i boks 6.4.

Boks 6.4 Kvikksølv

Kvikksølv forekommer som uorganiske og organiske kjemiske forbindelser, der de organiske er særlig giftige. Kvikksølvforbindelser er svært giftige for mange vannlevende organismer og for pattedyr, og kan gi kroniske giftvirkninger, selv i meget små konsentrasjoner. Det kan gi nyreskader og motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet.

Kvikksølv kan oppkonsentreres i næringskjeden og har lang biologisk halveringstid. Opptaket og distribusjonen av kvikksølvforbindelsene i organismene er avgjørende for giftigheten. Langtransportert kvikksølv med luft fra Asia, Nord-Amerika og Europa framstår som en stor helse- og miljøutfordring i arktiske strøk.

Flere internasjonale avtaler forplikter til nasjonale tiltak for å redusere utslipp av kvikksølv. Kvikksølv er prioritert i Nordsjødeklarasjonene og omfattes av OSPARs generasjonsmål, dvs. reduksjon ned til naturlig bakgrunnsnivå innen 2020. Enkelte kvikksølvforbindelser omfattes også av Rotterdamkonvensjonen (se nedenfor). Norske miljøvernmyndigheter arbeider for et strengere regelverk for utslippsbegrensninger av kvikksølv. Våren 2005 la Miljøverndepartementet fram en norsk handlingsplan for å redusere kvikksølvutslippene. I handlingsplanen ble mulige utslippsreducerende tiltak identifisert, blant annet et forbud mot kvikksølv i produkter. Regjeringen har fra 1. januar 2008 totalforbudt kvikksølv i produkter i Norge, bl.a. også i måleinstrumenter og tannfyllingsmaterialer (amalgam).

Internasjonalt arbeid, særlig i forhold til protokollen for tungmetaller under ECE-langtransportkonvensjonen, er viktig for å redusere langtransporterte tilførsler av kvikksølv til Norge. ECE-protokollen omfatter krav om utslippsreduksjoner, bruk av best tilgjengelig teknikk (BAT) i industrien, samt grenser for innhold av kvikksølv i visse produkter.

EU la fram en helhetlig strategi for kvikksølv i januar 2005. Norge arbeider for å få et forpliktende globalt regelverk under FN for å redusere bruk og utslipp av kvikksølv. På styremøtet i FNs miljøvernprogram (UNEP) i februar 2009 kom et gjennombrudd i dette arbeidet da det ble oppnådd enighet om å forhandle fram en bindende internasjonal avtale som skal underskrives i 2013.

I *Europa* var utslippene av kadmium fem ganger så høye på 1960-tallet som i 2005, en reduksjon som særlig skyldes rensiltak og endringer i industristrukturen. Utslippene av bly, som særlig skyldtes blyholdig bensin, var mer enn ti ganger så høye på 1970-tallet som i 2005. Utslipp av kvikksølv var mer enn fire ganger så høye på 1980-tallet som i 2005, med samme årsaker til reduksjon som for kadmium. Konsentrasjonen av disse stoffene i atmosfæren har sunket tilsvarende, rundt 70 pst. for begge stoffer, med noe mindre reduksjoner i mengdene i nedbør og avsetning. Ved målestasjonen i Birkenes i Aust-Agder er avsetning via nedbøren redusert med over 90 pst. siden 1976 for både bly og kadmium. For kvikksølv var det en nedgang med en faktor på tre både i utslipp, konsentrasjon og avsetning i Europa langt ut på 1990-tallet, men de siste målinger tyder på at nivået på de globale utslippene, der kvikksølv har betydelig lenger oppholdstid i atmosfæren, overvelder effekten av de kraftige reduksjonene i utslipp i Europa. Målinger av bly, kadmium og kvikksølv i moser flere

steder i Europa viser en reduksjon på 57 pst. for bly og 42 pst. for kadmium fra 1990 til 2000, mens kvikksølv ikke viste noen merkbar endring fra 1995 til 2000.

På grunn av spesielle kjemiske og fysiske forhold kan *Arktis* være et sluk eller "dumpingplass" for opptil 325 tonn kvikksølv årlig, mens de totale globale årlige utslipp er på 1 900-2 000 tonn. Kvikksølvnivåene har vært jevnt økende de siste tretti år og viser ingen nedadgående tendens, mens nivået av PCB og dioksiner er gått klart ned i blant annet isbjørn, polarlomvi og ringsel, og er svært lavt i svalbardrein og ryper, som beiter på land (men høyere i polarev, som tar sjøfugl og egg). Derimot øker nivåene av bromerte flammehemmere, fluorforbindelser og metylkvikksølv i de fleste dyrearter i Arktis. Blynivåene i Arktis er gått ned med 70 pst. fra 1970-åra til 1990-åra, mens kadmium på Svalbard ikke viste noen klar trend 1994-2003.

Overvåkingsprogrammet AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme), med sekretariat i Norge, ble opprettet i 1991, og er nå et organ under Arktisk Råd (Canada, Danmark/Grønland, Finland, Island, Norge, Russland, Sverige og USA). AMAP har utgitt rapporter om miljøsituasjonen i Arktis i 1997, 2002 og 2006, og har også en sentral rolle i blant annet FNs miljøvernprogram UNEPs globale arbeid med tungmetaller og miljøgifter.

Danmarks miljøundersøkelser (DMU) har funnet høye verdier av en lang rekke tungmetaller og organiske miljøgifter i vevsprøver fra hvalross og sel. Særlig grønlandere i nordøst og nordvest, som spiser mye tradisjonell kost som sel, hval og sjøfugl, er utsatt. Noen grønlandere har 20 ganger mer PCB i blodet enn en finner i Danmark.

Også *Fastlands-Norge* er en netto mottaker av miljøgifter: Det er dobbelt så mye tilførsel av kvikksølv fra utenlandske kilder som det samlede norske utslippet, og enda høyere andeler for bly og kadmium. Nedfall av tungmetallene kobber, nikkel og arsén i Øst-Finnmark fra smelteverket i Nikel på Kolahalvøya var fire-seks ganger høyere i perioden 2004-2008 enn i perioden 1989-2004.

Når det gjelder norske utslipp av miljøgifter er utslippene av bly, jf. boks 6.5, gått ned med 96 pst. (1980-2004), av dioksiner med 75 pst., av kvikksølv med 85 pst., av kadmium med 70 pst. og av arsén med 92 pst. (1985-2005). Utslipp av krom er gått ned med 74 pst. (1995-2004). Rundt 86 pst. av all PCB (polyklorinerte bifenyler) som var i bruk før forbudet i Norge i 1980 var faset ut i 2005, og 93 pst. vil være faset ut til 2010. Fra 1995 til 2005 gikk utslippene av HCB (heksaklorbenzen) ned med 90 pst., av KAB (klorerte alkylbenzener), med 64 pst., av PER (pentakloreten eller -etylen), med ca 90 pst., og av TRI (trikloreten eller -etylen) med 90 pst.. Derimot har det vært liten eller ingen nedgang for utslipp av PAH (polyaromatiske hydrokarboner) og av kobber (som imidlertid ikke akkumuleres).

Boks 6.5 Utslipp av bly i Norge

Norske utslipp av bly er redusert med 96 pst. siden 1980. Fra 1989 forutsatte avgasskrav til nye bensinbiler bruk av treveis katalysator, som krever blyfri bensin. For den eksisterende bilparken førte avgift på blyholdig bensin til at markedsandelen for blyfri bensin økte fra under 20 pst. i 1986 til 100 pst. i 1996. Norske utslipp fra blyholdig bensin gikk ned fra 725 tonn i 1979 til null i 1996. Blybatterier og blyakkumulatorer blir nå, gjennom egne ordninger, innsamlet som farlig avfall, forsvarlig behandlet og blyet gjenvunnet. Bruk av blyhagl i våtmarker ble forbudt fra 1991, og blyhagl ble totalforbudt fra 2005, som i Danmark, Nederland og Finland (men ikke i Sverige). Rundt 200 tonn bly avsettes i Norge gjennom tilførsler med luftstrømmer fra andre land, mens det nasjonale utslippet (2005) er ca. 240 tonn, en nedgang fra 460 tonn i 2004, etter totalforbudet mot blyhagl. Nedfallet av bly målt i moser er nå bare ca. 10 pst. av nivået da slike målinger startet i 1977.

Mengde og konsentrasjon av klassiske miljøgifter som DDT og PCB i naturmiljøet i Norge er nå redusert kraftig, blant annet målt i egg og fjær fra rovfugl som hønsehauk og dvergalk, selv om en sentral indikator som eggeskalltykkelse fortsatt er lavere enn naturlig referansenivå. Tendensene varierer mellom ulike rovfuglarter og til dels geografisk i Norge, noe som foruten mengde og konsentrasjon av miljøgiftene blant annet kan skyldes ulike byttedyr (fisk, sjøfugl, vadefugl, planteetende smågnagere, andre fugler), lengden på næringskjeden i seg selv, eksponering i overvintringsområder, og ulike evolusjonære tilpasninger og følsomhet; blant annet er kongeørn mer sårbar for DDE enn flere andre rovfugler. Målinger av tungmetaller i moser viser at mens 95 pst. av Norges areal i 1977 hadde verdier over bakgrunnsnivået gjaldt dette 10 pst. av arealet i 2005, mens reduksjonen for kadmium var fra 82 pst. av arealet (i 1985) til 35 pst. i 2005. For PCB viser målinger av blant annet nivået i blåskjell i Indre Oslofjord mer enn en halvering fra 1988 til årene etter 2000, og forekomsten av PCB i slam fra renseanlegg viser en nedgang på 88 pst. fra 1996-97 til 2001-2002.

6.4 Internasjonalt regelverk og avtaler

Londonkonvensjonen (1972, 1996)

Konvensjonen om bekjempelse av havforurensninger ved dumping av avfall og annet materiale ble vedtatt i 1972, trådte i kraft i 1975 og er ratifisert av 85 land. Londonprotokollen fra 1996, som viderefører konvensjonen, trådte i kraft i 2006 og omfatter 37 land. Den forbyr all dumping i havet fra alle kilder, med noen mulige akseptable unntak, ført på en egen liste.

Baselkonvensjonen (1989)

Konvensjonen om transport av farlig avfall (Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal) ble vedtatt i 1989 og trådte i kraft i 1992. Konvensjonens målsetting er å redusere transport av farlig avfall over landegrensene til et minimum. Konvensjonen skal bidra til å minimalisere mengde og giftighet av farlig avfall som er dannet, og å sikre at forvaltningen av dette avfallet er miljømessig forsvarlig, og skjer så nært kilden som

mulig. Det er videre bestemmelser om å støtte utviklingsland for miljømessig forsvarlig behandling av farlig avfall og annet avfall som dannes.

Oslo-Paris-konvensjonen (OSPAR) (1992)

Konvensjon om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhav (Oslo-Paris-konvensjonen, OSPAR) ble undertegnet i 1992. 20 års arbeid i Oslokonvensjonen og Paris-konvensjonen videreføres gjennom denne konvensjonen, som omfatter 15 land og EU-kommisjonen.

Konvensjonen omfatter arbeid med felles bestemmelser og anbefalinger for landbaserte utslipp, dumping og forbrenning til havs, overvåking, og for olje- og gassvirksomheten offshore. Etter fem års arbeid av Norge, Nederland, Frankrike og Storbritannia vedtok OSPAR i 2007 endringer og regelverk som tillater lagring av CO₂ i geologiske formasjoner under havbunnen,

Gjennom arbeidet i konvensjonens gruppe for olje- og gassvirksomhet utveksler landene erfaring med regulering av industrien, avtaler, prosedyrer og framgangsmåter.

Landene

informerer hverandre også om utslippsmengder og konsekvenser av utslippene. De mest aktive landene i dette arbeidet er Norge, Storbritannia, Nederland, Danmark, Tyskland, Irland, Frankrike og Spania. Landene er forpliktet til å innføre vedtak fattet av OSPAR i sine

nasjonale regelverk, enten i lover, forskrifter eller enkeltvedtak som utslippstillatelser.

Arbeidet i OSPAR har blant annet resultert i at deltakerlandene skal stille like krav til testing og vurdering av kjemikalier som skal brukes. Stoffenes nedbrytbarhet, potensial for bioakkumulering og akutt giftighet skal testes. Landene skal også ha sammenfallende regler for hva som kan slippes ut, og bli enige om hvilke utslipp som skal rapporteres, hvordan tallene skal presenteres samt hvor ofte og hvordan områdene rundt installasjonene skal overvåkes. Dette gjør det mulig å sammenlikne miljøtilstanden i ulike havområder, slik at innsatsen kan økes der man ser behov for det.

Rotterdamkonvensjonen (1998)

Konvensjonen om informasjon og forhåndssamtykke i handel med visse farlige kjemikalier (Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade (PIC)) er fra 1998 og trådte i kraft i 2004. Formålet med konvensjonen er å hindre uønsket kjemikalieimport og dumping av farlige kjemikalier til land som har svake kontrollregimer, særlig u-land. Rotterdamkonvensjonen formidler kunnskap om farlige industrielle kjemikalier og plantevernmidler som er forbudt eller strengt regulert i flere land til partene. Landene skal sende inn melding til konvensjonens sekretariat om stoffer de har forbudt eller strengt regulert. Dersom et stoff meldes inn av stater fra to ulike regioner (det er i dag sju regioner under konvensjonen), skal dette stoffet vurderes for oppføring på PIC-listen. Stoffene på PIC-listen kan ikke eksporteres uten forhåndssamtykke fra importlandet. Konvensjonen stiller også krav til at partene ved eksport av kjemikalier de selv har forbudt, skal varsle importlandet om dette forbudet.

Nordsjøavtalene (1984-2006)

Landene rundt Nordsjøen har avholdt seks Nordsjøkonferanser om miljøvern, med tilhørende forpliktende erklæringer, i Bremen (1984), London (1987), Haag (1990), Esbjerg (1995), Bergen (2002) og Gøteborg (2006). Nordsjøerklæringene har hatt stor betydning på en rekke områder, blant annet ved beslutningen om føre-var-prinsippet i 1987 og økosystemforvaltning av havområdene i 2002. Avtalene har satt en rekke mål og frister for blant annet å redusere utslipp av både næringssalter og miljøgifter, mål som siden er tatt opp av blant annet OSPAR og EU.

Langtransportkonvensjonen (1998)

Under Langtransportkonvensjonen (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, kanskje best kjent som "Sur-nedbør-konvensjonen", med flere protokoller, senest Gøteborgprotokollen av 1999) er det også to regionale protokoller fra 1998. Disse protokollene gjelder 16 organiske miljøgifter (POP) og de 3 tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv. Tungmetallprotokollen forplikter partene til å redusere sine utslipp av disse stoffene til 1990-nivå, og har stor betydning for å redusere tilførslene til Norge og Arktis. Protokollene trådte i kraft i 2003.

IMOs AFS-konvensjon (2001)

FNs sjøfartsorganisasjon IMOs internasjonale konvensjon om regulering av skadelige bunnstoffs-systemer på skip av 5. oktober 2001 (AFS-konvensjonen, International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships) forbyr bruk av miljøskadelige stoffer i bunnstoffs-systemer på alle skip. Etter 1. januar 2003 er det forbudt å påføre miljøskadelig bunnstoff på alle skip, og fra 1. januar 2008 skal slike bunnstoffer som hovedregel være fjernet fra alle skip. Foreløpig er det bare stoffet organotinn (TBT) som er omfattet av AFS-konvensjonen. Andre stoffer som forskning viser er skadelige for det marine miljø, vil bli omfattet av konvensjonen ved at partene vedtar at de legges inn i et vedlegg til konvensjonen. AFS-konvensjonen ble ratifisert av Norge i 2003, og trådte i kraft i september 2008.

Stockholmkonvensjonen (2001)

Denne konvensjonen (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, eller POPer) er en global konvensjon, vedtatt i 2001 og trådt i kraft i 2004, som er opprettet for å beskytte helse og miljø mot tungt nedbrytbare organiske miljøgifter. POPer brytes svært langsomt ned i miljøet, spres over store geografiske avstander med vind- og havstrømmer, akkumulerer i levende organismer og er meget giftige for mennesker og dyreliv. Konvensjonen innebærer forpliktelser til å fase ut 12 av de farligste POPene, blant annet PCB og dioksiner. Den setter forbud mot fortsatt bruk av de fleste av disse stoffene.

Lista over disse stoffene ("The Dirty Dozen") omfatter åtte klororganiske pesticider: aldrin, klordan, DDT, dieldrin, endrin, heptaklor, mirex, toksafen, to industrikjemikalier: heksaklorbenzen (HCB), polyklorinerte bifenyler (PCB), og to grupper biprodukter: dioksiner og furaner. DDT skal begrenses til malariabekjempelse, de to siste skal reduseres, og de ni øvrige forbys.

Konvensjonen skal stanse utslipp av de farligste organiske miljøgiftene, noe som gagnar helse og miljø både i utviklingsland og utviklede land. Siden utviklede land i stor grad allerede har faset ut stoffene, er det utviklingsland som bærer mye av byrdene ved at miljøgifter fortsatt er i utstrakt produksjon og bruk i utviklingsland og land med overgangsøkonomier.

På konvensjonens partsmøte i Geneve i mai 2009 ble 160 land enige om å forby ytterligere 9 stoffer, bl.a. flere pesticider og flammehemmere som fortsatt er i utstrakt bruk, men nå må fases ut.

Strategic Approach to International Chemicals Management (SAICM) (2006)

Strategien for reduksjon av skadelige kjemikalier ble etablert på bakgrunn av toppmøtet for bærekraftig utvikling i Johannesburg i 2002 og målsettingen som der ble vedtatt om at kjemikalier må produseres og brukes på en måte som minimerer skadelige effekter på miljø og menneskelig helse. SAICM ble vedtatt i februar 2006 i Dubai og er et politisk rammeverk for internasjonal handling mot skadelige kjemikalier. SAICM består av Dubai-erklæringen om internasjonal kjemikalieforvaltning, en overordnet kjemikaliestrategi og en konkret handlingsplan. Sekretariatet for SAICM er ledet av FNs miljøfond (UNEP) og Verdens helseorganisasjon (WHO) i fellesskap.

EUs Biociddirektiv

Gjennom EØS-avtalen har Norge felles kjemikalierregelverk med EU. Norsk forvaltning samarbeider derfor med EUs organer og deltar i EU-ledete arbeids- og ekspertgrupper på området. Produkter med biocider benyttes til bekjempelse av uønskede organismer. Med biociddirektivet (98/8/EC) innføres harmoniserte regler for godkjenning av aktive stoffer (biocider) og biocidprodukter i EU-/EØS-markedet. Biociddirektivet er innført i Norge gjennom forskrift om godkjenning av biocider og biocidprodukter (biocidforskriften). Mange biocider og biocidprodukter har svært betenkelige egenskaper for helse og miljø. Hensikten med biociddirektivet er å bidra til bedre beskyttelse av menneskers helse og det ytre miljø. Regelverket vil i tillegg forenkle handelen av biocider og biocidprodukter mellom de ulike EU/EØS-landene. Direktivet trådte i kraft i 1998.

EUs/EØS' REACH-regelverk

EU-kommisjonen la i februar 2001 fram en ny kjemikaliestrategi. Strategien har flere politiske mål, bl.a. beskyttelse av helse og miljø, opprettholde og forbedre konkurransevnen til EUs kjemiske industri og forhindre oppdeling av det indre marked. Mangelen på kunnskap om kjemikalienes helse- og miljøvirkninger er den sentrale utfordringen på kjemikalieområdet. Som del av strategien vedtok EU etter en tre år lang prosess, i desember 2006, en samlet kjemikalielovgivning. Denne kalles REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of CHemicals). En ny REACH vil sikre en bedre beskyttelse av helse og miljø enn dagens regler, og gir industrien bevisbyrden for å dokumentere at kjemikalierne de markedsfører, er trygge.

Det nye regelverket i EU om registrering, vurdering, godkjenning og restriksjoner av kjemikalier (REACH) ble innlemmet i EØS-avtalen i 2008 og godkjent av Stortinget samme år. REACH er nå det grunnleggende systemregelverket for kjemikalieforvaltning i Norge.

Formålet med REACH er å oppnå bedre beskyttelse av helse og miljø ved å få bedre kontroll med produksjon, import, bruk og utslipp av kjemiske stoffer. Regelverket pålegger næringslivet å dokumentere at kjemiske produkter som brukes er trygge for helse og miljø. Med REACH vil industrien få bevisbyrden for å vise at produktene deres er trygge. Det er næringslivet selv som skal registrere kjemiske stoffer, med informasjon

om helse og miljøegenskaper, forventede bruksområder samt en enkel risikovurdering.

Alle som produserer, importerer, bruker eller distribuerer kjemikalier, blir nå pålagt et større ansvar for kunnskap om og sikkerheten ved bruk av kjemikalier. REACH vil påvirke alle ledd i forsyningskjeden, fra store kjemikaliebedrifter til små verksteder.

Det er opprettet et nytt kjemikaliebyrå, European Chemicals Agency (ECHA), som har en sentral rolle i gjennomføringen av REACH, hvor også Norge deltar. ECHA ligger i Helsinki. For å få tilgang til EØS-markedet må alle aktuelle stoffer registreres til ECHA.

6.5 Nasjonal lovgivning

Forurensningsloven (1981)

Lov om forurensninger og om avfall (forurensningsloven) av 13. mars 1981 gjelder for de fleste forurensningskildene. Forurensningslovens formål er å verne det ytre miljø mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning.

Forurensningsloven trådte i kraft i 1983. Den slår fast at ingen har lov til å forurense uten at det er gitt tillatelse til det. Slik tillatelse er for enkelte virksomheter og på visse vilkår gitt i lovens § 11 eller i forskjellige forskrifter om forurensende virksomhet.

Hovedregelen er at forurensende virksomhet må ha konsesjon (individuell tillatelse) fra forurensningsmyndighetene. Forurensningslovens § 28 setter videre forbud mot forsøpling. I forurensningslovens kapittel 8, som trådte i kraft 1.8.1989 er det gitt regler om forurensernes erstatningsansvar. I § 55 er det blant annet slått fast at forurenseren er erstatningsansvarlig for forurensningsskade uten hensyn til egen skyld.

Forurensningsloven administreres av Miljøverndepartementet. Søknad om utslippstillatelse for industrivirksomhet o.l. skal sendes til SFT, eller til fylkesmannens miljøvernmyndighet for virksomheter de er forurensningsmyndighet for.

Forurensningsloven har i utgangspunktet en begrenset anvendelse overfor forurensning fra samferdsel, men forurensningsforskriftens kapittel 7 om lokal luftkvalitet inneholder krav til overholdelse av grenseverdier for ulike stoffer som bidrar til lokal forurensning. Denne delen av forurensningsforskriften gjelder for all utendørs luft, og forurensningsloven er dermed gjort gjeldende for samferdsel, så langt forskriftens bestemmelser rekker. Forskriften er en implementering av EUs direktiver for utendørs luftkvalitet. Gjennom forskriften gjøres kommunene til forurensningsmyndighet for lokal luftkvalitet. Dette betyr at kommunene er ansvarlige for at bestemmelsene i forskriften følges opp.

Et viktig trekk ved forurensningsloven og dens praktisering er at en i Norge tidlig utviklet en "lokaltilpasset" forurensningspolitikk der en satte utslippsgrenser og konsesjoner med utgangspunkt i hva fjorden og dalen lokalt hadde av resipientkapasitet (lokale tålegrenser). Bak grunnen for dette er en i Norge har hatt en rekke akutte vann- og luftforurensningsproblemer knyttet til byer og industristeder innerst og nederst i til dels dype daler og fjorder, med terskler som begrenset utskifting av vann med havet utenfor, og lokalklimatisk "inversjon" som begrenset utskifting av luftmassene. Norge har dermed hatt en litt annen tilnærming enn for eksempel Tyskland og Nederland, som primært har lagt relativt ensidig vekt på krav

om best tilgjengelig teknologi (BAT). Et annet viktig trekk ved norsk lovgivning og forvaltningspraksis på forurensningsområdet er at en relativt tidlig også utviklet en integrert politikk, der en så utslippskonsesjoner til luft, vann og avfall (bl.a. farlig avfall) under ett (på tvers av ulike miljømedia). Dette var til forskjell fra flere land som langt opp på 1980-tallet til dels hadde ulike konsesjonsordninger og ulike forvaltningsorganer for utslipp til vann og luft (jf. EUs direktiv for integrert forurensningskontroll, IPPC, Integrated Pollution Prevention and Control, 96/61/EC).

Produktkontrollen (1976)

Lov om kontroll med produkter og forbrukertjenester (produktkontrollen) av 11. juni 1976 skal forebygge at produkter medfører helseskade, eller miljøforstyrrelse i form av forstyrrelser i økosystemer, forurensning, avfall, eller støy og lignende.

Produktkontrollen har også til formål å forebygge miljøforstyrrelse ved å fremme effektiv bruk av energi i produkt. Loven skal også forebygge at forbrukertjenester medfører helseskade.

Produktregisteret ble opprettet i 1981. Produktregisteret er myndighetenes sentrale register over kjemiske stoffer og produkter som omsettes i Norge. Fra 1. januar er Produktregisteret integrert i SFT. Alle farlige kjemikalier som det omsettes 100 kg eller mer av per år, skal deklarerer til Produktregisteret. Det er også deklarasjonsplikt for mikrobiologiske produkter. I tillegg er det mulig å deklarerer frivillig. Det er i overkant av 25 000 produkter registrert i Produktregisteret. Antallet øker med ca. 500 produkter hvert år.

Produktregisteret er i første rekke et serviceorgan for statlige organer som Direktoratet for arbeidstilsynet, Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, Giftinformasjonen, Nasjonalt folkehelseinstitutt, Petroleumstilsynet, Statens arbeidsmiljøinstitutt og Statens forurensningstilsyn.

Opplysninger fra Produktregisteret blir brukt til myndighetenes kontroll av produktmerking, kjemikaliedokumentasjon og omsetning av kjemiske stoffer, risikoanalyser knyttet til kjemiske stoff- eller produkttyper, til statistikk, samt som grunnlag for Giftinformasjonens råd og veiledning i forbindelse med akutte forgiftninger.

Kapittel 7 Nytte-kostnadsanalyser og økonomiske virkemidler

7.1 Formålet med nytte-kostnadsanalyser

I en nytte-kostnadsanalyse verdsettes konsekvensene av tiltak i kroner, ut fra et hovedprinsipp om at en konsekvens er verdt det den befolkningen til sammen er villig til å betale for å oppnå den. Dersom betalingsvilligheten for alle tiltakets nyttevirkninger er større enn summen av kostnadene, defineres tiltaket som samfunnsøkonomisk lønnsomt. Ved at nytte-kostnadsanalyser i utgangspunktet bruker betalingsvillighet som verdsettingsprinsipp snarere enn markedspriser, vil slike analyser i prinsippet ta hensyn til alle velferdsrelaterte konsekvenser, også miljøvirkninger som ikke verdsettes i markedet.

Samfunnsøkonomisk lønnsomhet gir likevel ikke noen garanti for at tiltaket er akseptabelt ut fra bærekraftsyn, definert som krav til velferd for fremtidige generasjoner. For eksempel kunne det tenkes at nåværende generasjoner drev rovdrift på naturressurser og miljø i en slik grad at fremtidige generasjoner ble svært fattige. I en slik situasjon ville fremtidige generasjoner ha liten betalingsevne, og deres tap ville gis lav verdsetting i en nytte-kostnadsanalyse av et tiltak. Selv i det hypotetiske tilfellet at en fullt ut klarte å måle betalingsvilligheten for alle konsekvenser, er positiv samfunnsøkonomisk lønnsomhet alene altså ikke tilstrekkelig til å fastslå om et tiltak er bærekraftig.

Eksemplet over illustrerer også et generelt poeng, nemlig at nytte-kostnadsanalyse måler pengeverdier (selv om disse ikke begrenses til markedsverdier), ikke nytte eller velferd som sådan. Nytte-kostnadsanalyser måler ulike tiltaks nettovirkning på samfunnets velferd bare dersom en krone ekstra regnes som like viktig for alle berørte. Dette er en kontroversiell forutsetning, som en neppe kan forvente full enighet om. Normative anbefalinger på grunnlag av nytte-kostnadsanalyser må forventes å være tilsvarende kontroversielle når tiltakene har fordelingsvirkninger som ikke kan håndteres med andre virkemidler. Det kan imidlertid være nyttig å betrakte slike analyser som et verktøy for å systematisere informasjon om virkninger, snarere enn et verktøy for direkte normativ anbefaling. Den beregnede samfunnsøkonomiske lønnsomheten blir da å betrakte som en indikator som normalt vil måtte suppleres med annen informasjon før endelige beslutninger tas.

7.2 Ulike analysetyper og bruken av dem

Regler for nytte-kostnadsanalyser er tidligere gjennomgått av Kostnadsberegningutvalget i NOU 1997: 27 og NOU 1998: 16. Utvalgets rapporter la grunnlaget for veilederen "Samfunnsøkonomiske analyser" som ble utgitt av Finansdepartementet i 2005, jf. omtale i kapittel 3. Vi vil i dette kapitlet og i det neste konsentrere oss om forhold i nytte-kostnadsanalyser som har særlig betydning for analyser av miljøpolitiske tiltak. Det betyr at vi vil nøye oss med korte henvisninger

til mange av de mer tekniske spørsmålene som ble tatt opp av Kostnadsberegningsutvalget. Dette kapitlet drøfter ulike typer analyser og noen generelle regler for verdsetting, mens tid og usikkerhet er temaene i kapittel 8.

I en fullstendig nytte-kostnadsanalyse vil som nevnt følgende elementer være til stede, jf. bl.a. Nyborg (2002):

1. Konsekvensene av et tiltak, både nytte og kostnader, verdsettes i kroner for dem som er berørt.
2. Konsekvensene for de berørte veies opp mot hverandre slik at vi får et samlet mål for prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet.

Samfunnsøkonomiske analyser benyttes f.eks. innen samferdselsområdet for å finne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et jernbaneprosjekt eller innen miljøområdet for å vurdere tiltak mot sur nedbør. De tiltakene en ser på, kan være alt fra gjennomføring av investeringer til reguleringer i form av avgifter, kvoter eller standarder som fastsettes i lov eller forskrifter. Samfunnsøkonomiske lønnsomhetsanalyser brukes når et marked der bedrifter og forbrukere tar beslutninger om produksjon og forbruk, neppe i seg selv vil føre fram til en best mulig løsning for samfunnet. Slike analyser tar dermed utgangspunkt i at myndighetene kan ha mulighet for å gripe inn med tiltak som bedrer situasjonen for dem som er berørt. I økonomisk terminologi sier vi gjerne at vi står overfor en form for markedssvikt. Markedssvikten kan i mange tilfeller være så betydelig at det offentlige fullt ut har tatt over beslutningene om investeringer eller produksjon. Det er f.eks. tilfelle i veisektoren, der offentlige myndigheter fatter beslutninger om veiinvesteringer og vedlikehold av veier. I teksten nedenfor kommer vi kort tilbake til ulike former for markedssvikt, jf. også omtalen i kapittel 5 i NOU 1997: 27.

Hvis vi vender tilbake til de to punktene ovenfor, dukker det opp flere problemer allerede i punkt 1. La oss først anta at de varene eller tjenestene som inngår i nytte-kostnadsanalysen, er verdsatt i et marked. Da må vi ta stilling til om markedsprisene kan benyttes direkte i nytte-kostnadsanalysen, eller om de bør justeres f.eks. som følge av at de har oppstått i et marked der det er sterke innslag av monopolmakt eller høy arbeidsledighet. I tillegg er de fleste varer og tjenester skattlagt, og vi må ta stilling til om det er priser før eller etter skatt som skal benyttes i analysen. Disse temaene ble drøftet av Kostnadsberegningsutvalget, og vi skal komme kort inn på dem i avsnitt 7.3 og 7.4.

I drøftingen av klimaproblemet, biologisk mangfold og miljøgifter i kapitlene 4 - 6 har vi sett hvordan ulike miljøskadelige utslipp og naturinngrep forringer eller ødelegger fellesressurser som atmosfæren, vannforekomster og ulike økosystemer. I motsetning til ordinære markedsgoder har ikke slike fellesressurser en markedspris, og vi betegner dem gjerne *kollektive goder*.⁸ Et annet, og enklere, eksempel på et kollektivt gode kan være et naturområde. Hvis vi f.eks. skal vurdere å verne et naturområde i stedet for å legge det ut til boligtomter, kan vi vanligvis finne verdien på boligtomtene, men naturområdet har vi ikke noen markedspriser for. Vi kan imidlertid prøve å verdsette naturområdet i kroner, enten ved å benytte data fra varer og tjenester som benyttes sammen med (eller i stedet for) naturområdet, eller ved å

⁸ Se f.eks. NOU 1997: 27 eller Hagen (2005).

spørre ulike berørte personer hvordan de verdsetter området. I avsnitt 7.5 kommer vi nærmere inn på hvordan dette kan gjøres.

Verdsetting i kroner kan bringe oss et stykke på vei, men i mange tilfeller er det vanskelig å fange opp all relevant informasjon i en kroneverdi. Anta f.eks. at naturområdet inneholder en truet fugleart. Det er vanskelig å få gode anslag for verdien av å bevare en truet art, både fordi indirekte markedsinformasjon vanskelig kan hjelpe oss, og fordi de fleste vil ha problemer med å oppgi sin betalingsvillighet for noe de normalt ikke tenker på å verdsette i kroner og øre. I slike tilfeller er det vanlig å oppgi noe informasjon i kroner (f.eks. rekreasjonsverdien av naturområdet som i noen tilfeller kan tilnærmes fra markedsdata), og så nøye seg med en god beskrivelse av de ikke-verdsatte virkningene (f.eks. antatt reduksjon i fuglebestanden ved utbygging av områder, beskrivelse av sannsynligheten for full utryddelse i området mv.).⁹ I så fall kan det være hensiktsmessig å benytte begrepet *kostnads-virkningsanalyse* i stedet for nytte-kostnadsanalyse: Vi beskriver kostnadene ved et tiltak og hvilke virkninger det har, men stiller ikke krav til at alle virkninger skal være verdsatt i kroner. I andre tilfeller er virkningen eller målet entydig gitt, f.eks. i form av en internasjonal miljøforpliktelse som må oppfylles, og vi skal finne rimeligste måte å oppnå det på. I slike tilfeller snakker vi gjerne om en *kostnadseffektivitetsanalyse*.

Selv om vi kan verdsette de viktigste elementene i en analyse i kroner for hvert enkelt individ (eller grupper av individer), er det ikke åpenbart at vi uten videre kan aggregere dem og benytte resultatet som grunnlag for en tilråding om prosjektet bør gjennomføres eller ikke. En slik fremgangsmåte vil innebære at en krone ekstra regnes som like viktig for alle berørte, jf. omtalen i avsnitt 7.1. Det er f.eks. ikke klart at vi bør la en krone for dem med høy inntekt inngå i nytte-kostnadsanalysen med samme vekt som en krone for dem med lavere inntekt. I tilfeller der fordelene ved et prosjekt tilfaller personer som i utgangspunktet har relativt høy inntekt, mens ulempene kan falle på mindre velstående, kan beslutninger ut fra en uvektet aggregering føre til at det gjennomføres prosjekter som ikke er fordelingspolitisk akseptable. I andre tilfeller kan andre hensyn enn ulik inntekt ha betydning for de fordelingsvurderingene som gjøres. Det kan f.eks. argumenteres for at statlig finansierte prosjekter med i hovedsak lokale nyttevirkninger (f.eks. veiprosjekter eller prosjekter for å fjerne lokale miljøproblemer) over tid bør ha en noenlunde jevn geografisk spredning.

Slike fordelingsproblemer har vært drøftet mye i litteraturen om nytte-kostnadsanalyser. Det har bl.a. vært pekt på at en uvektet aggregering kan benyttes for beslutninger dersom det stilles krav om at ingen skal få det verre som følge av prosjektet (såkalte paretoforbedringer). Et slikt krav hjelper imidlertid ikke dersom det i utgangspunktet er fordelingshensyn som vanskeliggjør vurderingen av prosjektet. En alternativ fremgangsmåte har vært å kreve at prosjektet skal generere et så stort samfunnsøkonomisk overskudd at det er mulig å kompensere dem som taper på prosjektet. Det er imidlertid ikke opplagt hvilken betydning slik potensiell kompensasjon har så lenge kompensasjonen ikke faktisk blir gjennomført.

⁹ Rekreasjonsverdien kan også tenkes å avhenge av den truede fuglearten, og i så fall blir analysen enda vanskeligere, jf. drøftingen i avsnitt 7.4.

Et alternativ til potensiell kompensasjon kunne være å benytte skattesystemet til å håndtere fordelingsvirkningene av offentlige prosjekter. Fra økonomisk teori er det kjent at et tilstrekkelig omfattende skattesystem under visse forutsetninger kan benyttes til håndtere fordelingsvirkningene av kollektive goder, slik at betalingsvillighet kan aggregeres uveiet selv om vi er opptatt av fordeling.¹⁰ Dette resultatet er imidlertid avhengig av at offentlige investeringsbeslutninger løpende samordnes med skatte- og avgiftspolitikken. En slik samordning kan være lite realistisk siden mange investeringsprosjekter besluttes på et desentralisert nivå (f.eks. i direktorater eller på kommunenivå), og i tillegg kan ha en geografisk dimensjon som vanskelig kan fanges opp av skatte- og avgiftssystemet. Forutsetninger om samordning av investeringsbeslutninger og skatte- og avgiftspolitikker er enda mer problematiske dersom vi betrakter internasjonale prosjekter, f.eks. tiltak mot klimaendringer, der det i utgangspunktet er få fordelingspolitiske virkemidler på tvers av land.

Fra teorien om kollektive beslutninger vet vi at det ikke generelt er mulig å si om et prosjekt bør gjennomføres eller ikke uten å kjenne preferansene til dem som skal beslutte prosjektet.¹¹ Siden det normalt er lite realistisk med detaljert kunnskap om hva ulike beslutningsfattere mener, er det derfor ofte mer realistisk å innse at aggregeringsproblemet gir nytte-kostnadsanalysen en annen rolle enn en bedriftsøkonomisk lønnsomhetskalkyle. Det er ikke generelt slik at nytte-kostnadsanalysen kan tolkes som en entydig tilråding om et prosjekt bør gjennomføres eller ikke. I stedet er det viktig å gi en klar og god beskrivelse av hvordan både verdsatte og ikke-verdsatte konsekvenser fordeler seg mellom ulike grupper av individer, uten dermed nødvendigvis å ta stilling til gjennomføring. Nytte-kostnadsanalysen blir på denne måten ikke nødvendigvis et verktøy for å rangere eller entydig tilrå eller frarå prosjekter, men snarere en fremgangsmåte for å gi systematisk bakgrunnsinformasjon for en politisk eller administrativ beslutningsprosess, jf. omtalen i avsnitt 7.1. Denne rollen blir enda klarere dersom vi i tillegg til aggregeringsproblemet har elementer i analysen som vi ikke kan verdsette i kroner.

Det kan være nyttig å sammenfatte drøftingen ovenfor i følgende analysetyper:

	Alle verdsatte elementer aggregeres	Noen verdsatte elementer aggregeres ikke
Verdsetting av alle elementer	1) Nytte-kostnadsanalyse (ev. kostnadseffektivitetsanalyse) kan benyttes direkte til beslutning eller som systematisk bakgrunnsinformasjon	2) Nytte-kostnadsanalyse (ev. kostnadseff.analyse) som systematisk bakgrunnsinformasjon
Noen elementer verdsettes ikke	3) Kostnads-virkningsanalyse (bakgrunnsinformasjon)	4) Kostnads-virkningsanalyse (bakgrunnsinformasjon)

¹⁰ Jf. Hylland og Zeckhauser (1979) og Kaplow (1996). I tillegg til å kreve samordning av offentlige investeringsbeslutninger og skatte- og avgiftspolitikken krever resultatet at konsumentenes relative verdsetting av private goder er uavhengig av det kollektive godet (separable preferanser).

¹¹ Dette er en konsekvens av det såkalte Arrows umulighetsteorem, jf. f.eks. drøftingen i kapittel 4 i Atkinson og Stiglitz (1980).

I mange tilfeller som er aktuelle i miljøøkonomi, vil det være elementer vi ikke klarer eller ønsker å verdsette. Vi vil dermed befinne oss i rutene 3) eller 4) i tabellen, og må forvente at nytte-kostnadsanalysen ikke benyttes direkte til å fatte beslutninger.¹²

Til tross for begrensningene mange nytte-kostnadsanalyser har som et beslutningsverktøy, vil det i de fleste analyser være viktig å kartlegge økonomiske konsekvenser. Forventet netto verdi av olje- og gassressurser vil f.eks. være sentralt for å vurdere hvilke områder som bør åpnes for olje- og gassvirksomhet, selv om verdien ikke gir tilstrekkelig informasjon for å fatte beslutningen når ulike miljøhensyn også er berørt. I mange analyser vil derfor en uveiet aggregering av alle verdsatte størrelser der vi ikke tar fordelingshensyn, gi interessant informasjon om prosjektet. Selv uten fordelingshensyn kan imidlertid en slik aggregering være komplisert fordi konsekvensene er usikre og kommer på ulike tidspunkter. Vi kommer tilbake til håndtering av tid og usikkerhet i kapittel 8.

I en del analyser kan målet være gitt, og oppgaven er å finne hvilke virkemidler som realiserer målet (dvs. en kostnadseffektivitetsanalyse). Ofte er de aktuelle virkemidlene rettet mot private goder som har miljøskadelige effekter (eksterne virkninger), f.eks. bruk av fossile brenslere i bedrifter eller husholdninger. Dersom vi har tilstrekkelig gode skattevirkemidler for øvrig, tilsier økonomisk teori at vi i slike tilfeller bør regulere alle utslippskilder like strengt uavhengig av fordelingshensyn. I kapittel 9 om virkemidler overfor klimagassutslipp kommer vi nærmere tilbake til hvordan denne reguleringen bør skje.

7.3 Små og store prosjekter – generelt om kalkulasjonspriser

I de fleste nytte-kostnadsanalyser inngår det varer og tjenester som omsettes i vanlige private markeder, f.eks. bruk av maskiner eller arbeidstimer i et veiprojekt. Ofte inngår det også goder som ikke verdsettes direkte i markedet, f.eks. bedring av luftkvalitet som følge av et miljøprosjekt eller ulike tidsinnsparinger som følge av et veiprojekt. For ordinære markedsgoder er det i utgangspunktet markedsprisen som skal benyttes i nytte-kostnadsanalysen. Ulike varianter av denne hovedregelen drøfter vi nærmere i avsnitt 7.4. For goder som ikke omsettes i markeder, må vi bruke mer indirekte metoder for å finne verdien av de godene som inngår (i den grad det er mulig eller ønskelig). Verdsetting av slike goder drøftes i avsnitt 7.5.

Uavhengig av hvordan vi bruker informasjon fra markedet i nytte-kostnadsanalyser, er det en forskjell på små og store prosjekter. Små prosjekter er i denne sammenheng prosjekter som i liten grad påvirker markedsprisene, mens store prosjekter kan endre disse prisene i vesentlig grad. Små prosjekter er derfor langt enklere å verdsette enn større prosjekter der vi ofte har et begrenset grunnlag for å vurdere hva markedsprisene er etter at prosjektet er gjennomført. I en åpen økonomi med godt utbygde markeder, slik som i Norge, vil de fleste prosjekter kunne vurderes som små. Analyser av store prosjekter krever i prinsippet at alle pris- og inntektsendringer ses i sammenheng, noe som normalt vil kreve bruk av en generell likevektsmodell. Et par eksempler kan klargjøre forskjellen mellom små og store prosjekter. Betrakt for eksempel et veiprojekt med investeringer på 2-3 mrd. kroner eller mer. I dagligtale vil vi kanskje anse det som et stort prosjekt, men i nytte-kostnadsanalyser kan vi som

¹² Det er også erfaringen bl.a. fra samferdselsområdet, jf. Nyborg og Spangen (1996).

en god praktisk tilnærming anta at det ikke i særlig grad påvirker rente, lønninger, priser på andre innsatsfaktorer (f.eks. leie av maskiner mv.) eller verdsettingen av tidsinnsparinger fra prosjektet. Vi kan derfor bruke eksisterende markedspriser for å verdsette prosjektet i stedet for å gjøre antakelser om hva markedsprisene vil bli etter at prosjektet er gjennomført, eller vurdere om vi skal benytte priser før eller etter prosjektgjennomføringen i nytte-kostnadsanalysen.

Et eksempel på et stort prosjekt er internasjonale tiltak mot klimaendringer, jf. omtale i kapittel 4. Tiltak mot klimaendringer vil påvirke prisene på energivarer og transportintensive varer. Disse endringene kan igjen påvirke veksten i verdensøkonomien, og dermed renten i internasjonale kapitalmarkeder, og lønnsnivået for arbeidskraft med ulik grad av utdanning mv. I en økonomisk vurdering av hvordan klimaproblemet bør reguleres, kan vi dermed ikke begrense oss til å se på markedspriser slik de vil utvikle seg uten klimatiltak. I tillegg er problemet ytterligere komplisert fordi det er vanskelig å anslå hvordan markedsprisene vil endre seg dersom det ikke gjøres klimatiltak, f.eks. gjennom redusert vekst i verdensøkonomien, og dermed lavere rentenivå, som følge av skader fra endret klima.

Selv om vi kan benytte markedspriser når vi vurderer små prosjekter, er det ikke åpenbart hvilke priser som skal benyttes, og om de skal korrigeres på noen måte i nytte-kostnadsanalysen. Et viktig eksempel er virkningen av skatter, der vi må ta stilling til om vi skal benytte priser før eller etter skatt. Hvis f.eks. arbeidskraft skal benyttes som innsatsfaktor i et prosjekt, er det ikke klart om vi skal benytte lønn før skatt (som arbeidsgiver betaler), lønn etter skatt (som arbeidstaker mottar), eller et vektet gjennomsnitt. Tilsvarende vurderinger kan vi få dersom en innsatsvare produseres i et marked der en aktør har monopol eller på annen måte har betydelig markedsrett. Det må i så fall tas stilling til om innsatsvaren skal vurderes til markedspris eller til monopolets marginalkostnad i produksjon av varen.

De nærmere reglene for kalkulasjonspriser i slike situasjoner kommer vi tilbake til i neste avsnitt. Her skal vi bare merke oss at analysen i stor grad bygger på en arbeidsdeling mellom ulike virkemidler som står til myndighetenes disposisjon, f.eks. ved at vi som en praktisk tilnærming legger til grunn at skattesystemet håndterer fordelingshensyn knyttet til bruk av markedsgoder. En slik arbeidsdeling er selvsagt en forenkling, spesielt når virkningen er på tvers av land, og tiltakene finner sted i områder der markeder er lite utbygde. Dersom vi f.eks. vurderer et veiprosjekt i et utviklingsland der de sysselsatte alternativt kunne arbeidet i landbruket, er det trolig en lite akseptabel forenkling å se bort fra fordelingsvirkninger i arbeidsmarkedet, eller ikke å ta hensyn til om arbeidskraften i prosjektet kommer fra redusert landbruksproduksjon eller fra økt arbeidstilbud. I en økonomi med godt utbygde markeder og omfattende offentlige virkemidler kan det imidlertid være lettere å forsvare slike forenklinger.

7.4 Regler for optimale kalkulasjonspriser

I dette avsnittet skal vi drøfte hvilke regler vi kan benytte for vurdering av markedsgoder i nytte-kostnadsanalyser. Vi gir ikke en grundig vurdering av hver

enkelt regel, men viser i stor grad til de vurderingene som er gjort i de to tidligere omtalte NOU-ene om nytte-kostnadsanalyser, NOU 1997:27 og NOU 1998:16.¹³

Behandling av skatter

De fleste varer og tjenester er skattlagt, og det er derfor nesten alltid et behov for å vurdere hvordan skatter skal håndteres i en nytte-kostnadsanalyse. Mange lærebøker på området anbefaler å benytte et vektet gjennomsnitt av priser med og uten skatt, avhengig av hvordan ressursene i prosjektet kommer til veie. For et prosjekt som benytter arbeidskraft, skal f.eks. arbeidskraften vurderes til lønn før skatt dersom den kommer fra annen produksjon, mens den vurderes til lønn etter skatt dersom den kommer fra fritid (økt arbeidstilbud). Generelt vil dermed den lønnen som benyttes i nytte-kostnadsanalysen, være et vektet gjennomsnitt av lønn før og etter skatt (vektet gjennomsnittsregel).

Den vektete gjennomsnittsregelen reflekterer det viktige prinsippet at ressurser som inngår i et prosjekt, skal verdsettes til verdien i beste alternative anvendelse - *alternativkostnaden*. I arbeidskrafteksempelet er beste alternative anvendelse enten annen produksjon (lønn før skatt) eller fritid (lønn etter skatt). For den som skal sette opp nytte-kostnadsanalysen, er det imidlertid et problem at vektene er ukjente, og i utgangspunktet ikke lette å anslå. Dette er imidlertid et tilfelle der regler fra optimal beskatningsteori kan benyttes direkte for å finne riktige kalkulasjonspriser. Det kan vises at dersom myndighetene har tilstrekkelige skattevirkemidler til disposisjon, skal de innsatsfaktorene som inngår i en nytte-kostnadsanalyse, verdsettes på samme måte som i en privat bedrift.¹⁴ Det vil si at arbeidskraft verdsettes til lønn før skatt, mens varer og tjenester ilagt merverdiavgift verdsettes til pris ekskl. avgift.¹⁵

En konsekvens av at offentlig og privat virksomhet benytter samme kalkulasjonspriser er også at offentlige myndigheter ikke legger andre lønnsomhetsbetraktninger til grunn enn private for prosjekter der også produksjon omsettes i private markeder. Det innebærer f.eks. at ved utbygging av et oljeprosjekt trenger ikke offentlige myndigheter i utgangspunktet bekymre seg for om private aktører vurderer de bedriftsøkonomiske sidene av prosjektet på en måte som er best mulig for samfunnet.¹⁶ Myndighetene kan derfor i større grad konsentrere seg om det er andre forhold ved prosjektet, f.eks. miljøhensyn, som betinger særlig offentlig regulering.

Eksterne virkninger

Eksterne virkninger oppstår når aktivitetene til en person eller bedrift påvirker andre personer eller bedrifter direkte, og ikke gjennom markedsprisene. Innen miljøøkonomi behandles ofte negative eksterne virkninger, f.eks. ved at forurensing

¹³ En noe mer formell, men likevel lettlest, fremstilling er gitt i Hagen (1995), som også tar opp andre sider ved nytte-kostnadsanalyser og offentlige beslutninger. For en mer formell analyse, se f.eks. Dreze og Stern (1987).

¹⁴ Dette er en konsekvens av det såkalte Diamond-Mirrlees-teoremet, jf. NOU 1997: 27 og Hagen (1995). En formell analyse er gitt i Diamond og Mirrlees (1971a) og (1971b).

¹⁵ Verdsetting på samme måte som private bedrifter er et spesialtilfelle av den vektete gjennomsnittsregelen, og ressursene verdsettes fortsatt til verdien i beste alternative anvendelse, jf. drøftingen i kapittel 6 i NOU 1997: 27.

¹⁶ I kapittel 8 drøfter vi om det også gjelder under usikkerhet.

fra en bedrift reduserer velferden til personer eller lønnsomheten til andre bedrifter. I de fleste tilfeller er mange personer og bedrifter utsatt for de eksterne virkningene. Det gjør at det er vanskelig for forurenseren og de berørte å bli enige om en løsning, slik en f.eks. kunne tenke seg dersom én enkelt bedrift forurenset en elv som ble benyttet av et begrenset antall personer.¹⁷

Løsningen på slike eksterne virkninger kan være å innføre en avgift som reflekterer verdien av den marginale skadevirkningen, eller ev. benytte omsettelige kvoter. Valget mellom avgifter og kvoter er et sentralt spørsmål ved valg av virkemidler overfor klimagassutslipp, og er drøftet nærmere i kapittel 9. I andre tilfeller kan det være aktuelt å benytte forbud eller andre kvantitative restriksjoner for å håndtere den eksterne virkningen, f.eks. der det er administrativt krevende å etablere avgifter eller omsettelige kvoter, eller når små utslippsendringer har store miljøkonsekvenser, jf. Weitzman (1974). Ulike reguleringer drøftes nærmere i kapitlene 11 og 12, om virkemidler overfor reduksjon av biologisk mangfold og miljøgifter.

Bruk av avgifter eller omsettelige kvoter gjør at forurenserer tar hensyn til de eksterne virkningene i sine beslutninger.¹⁸ I en nytte-kostnadsanalyse innebærer det at vi håndterer den eksterne virkningen ved å verdsette avgiftsbelagte goder inkl. miljøavgifter eller kvotepris. Kalkulasjonsprisen for avgiftsbelagte eller kvoteregulerte goder skal dermed være inkludert avgift eller kvotepris, jf. drøftingen i kapittel 6 i NOU 1997: 27. Når kalkulasjonsprisen inkluderer avgift eller kvotepris som gjenspeiler kostnaden ved utslippet, skal det ikke korrigeres ytterligere for den eksterne virkningen i nytte-kostnadsanalysen. Det innebærer f.eks. at den samfunnsøkonomiske analysen av et vegprosjekt som innebærer økte utslipp av CO₂, skal inkludere økt betaling av CO₂-avgift i kostnadene for prosjektet. Et ytterligere fratrekk for i lønnsomheten for økte utslipp vil innebære dobbelttelling av den eksterne virkningen, jf. boks 7.1.

¹⁷ Muligheten for private aktører til å løse problemet er avhengig av at det er definert eiendomsrett for den aktuelle ressursen, jf. Coase (1961). I tillegg må ikke antall berørte aktører bli så stort at transaksjonskostnadene blir for store.

¹⁸ Dette betinger at aktørene ikke allerede i utgangspunktet tar hensyn til den virkningen beslutningene deres har for samfunnet, jf. f.eks. Laffont (1975).

Boks 7.1 Samfunnsøkonomisk lønnsomhet og miljøregulering

Betrakt følgende prosjekter, A og B, som har følgende konsekvenser målt i kroner:

	A	B
Kostnad	1000	1200
Hvorav CO ₂ -avgift	400	0
Produksjonskostnad	600	1200
CO ₂ -utslipp (tonn)	1	0

Vi antar at prosjektene er gjensidig utelukkende med samme nyttevirkning, og at det verken er verdsettings- eller fordelingsproblemer knyttet til prosjektvalget. En nytte-kostnadsanalyse tilsier i så fall at prosjekt A bør velges. Som omtalt i hovedteksten er miljøkostnaden ved CO₂-utslipp inkludert i totalkostnaden når CO₂-avgiften reflekterer kostnaden ved utslipp.

Et spørsmål er hvilken kostnad ved CO₂-utslipp som må legges til grunn dersom B skal velges fremfor A. Fra tallene ser vi at B blir samfunnsøkonomisk lønnsomt når kostnaden ved utslipp er høyere enn 600 kroner pr. tonn. (Et nærliggende svar kunne være 200 kroner pr. tonn fordi totalkostnaden for B er 200 kroner høyere enn for A. Det er imidlertid feil fordi totalkostnaden ved A allerede har inkludert CO₂-avgiften.)

Noen former for økonomisk aktivitet kan også medføre positive eksterne virkninger. Et vanlig eksempel er forsknings- og utviklingsaktiviteter. Forsknings- og utviklingsaktiviteter i en bedrift kan f.eks. generere kunnskap som over tid kan benyttes også av andre bedrifter, eller nye produkter som har en høyere samlet verdi i markedet enn det bedriften klarer å fange opp gjennom produktprisen.¹⁹ Slike positive virkninger i produksjon eller forbruk er et argument for å støtte forsknings- og utviklingsaktiviteter og andre aktiviteter med tilsvarende eksterne virkninger, på samme måte som negative eksterne virkninger bør begrenses gjennom avgifter mv. Vi kommer tilbake til forskning og utvikling i miljøsammenheng i kapittel 10.

Skattekostnad

En del offentlige prosjekter vil gå med et finansielt underskudd som må finansieres med skatter som isolert sett gir et effektivitetstap.²⁰ Et slikt finansielt underskudd kan håndteres i nytte-kostnadsanalysen ved å benytte en skattekostnad som reflekterer den marginale kostnaden ved å hente inn en ekstra skattekrone. I fastsettelsen av det finansielle underskuddet er det i så fall viktig ikke bare å ta hensyn til investerings- og driftskostnader ved prosjektet, men også hvordan prosjektet påvirker offentlige skatteinntekter. For en nærmere drøfting viser vi til kapittel 7 i NOU 1997: 27.

¹⁹ I noen tilfeller kan markedet også generere for mye forskning og utvikling fordi bedriftene kjemper om fordeling av et mulig overskudd, jf. f.eks. oversikten i Tirole (1988).

²⁰ Skatter gir effektivitetstap fordi kjøpere og selgere i et marked står overfor ulike priser, og enkelte lønnsomme transaksjoner derfor ikke blir utført (f.eks. fordi en arbeidstaker som følge av skatt mottar mindre enn det arbeidsgiver er villig til å betale). Se f.eks. Hagen (1995) for en nærmere drøfting.

I miljøøkonomiske analyser har spørsmålet om skattekostnad gjerne vært knyttet til spørsmålet om bruken av miljøavgifter gir en såkalt dobbel gevinst. Tankegangen er at en miljøavgift for det første bidrar til å løse miljøproblemet gjennom å stille forurenserne overfor de kostnadene de påfører samfunnet, og for det andre gir staten inntekter som kan benyttes til sette ned andre vridende skatter. En slik skatteomlegging er da tenkt å føre til en velferdsgevinst for samfunnet *i tillegg til* miljøforbedringen. En nærmere analyse av spørsmålet om dobbel gevinst er relativt komplisert, og avhenger bl.a. av om skattesystemet for øvrig er riktig utformet. Et hovedresultat er at med et riktig utformet skattesystem og en miljøskade som kun påvirker forbruket av et kollektivt gode (f.eks. frisk luft), vil vi ikke ha noen dobbel gevinst. Dette resultatet er kanskje enklest å forstå dersom vi ser nærmere på de to hovedvirkningene miljøavgiften har. Avgiften er et effektivt virkemiddel for å løse miljøproblemet i den forstand at den balanserer kostnadene ved å redusere forurensingen gjennom rensetiltak eller redusert produksjon mot de miljømessige gevinstene. Vurdert som en skatt som gir staten inntekter, har derimot miljøavgiften vanligvis svakere egenskaper enn generelle skatter og avgifter. En avgift på en enkelt innsatsfaktor (f.eks. fossil energi) vil f.eks. vri bedriftenes bruk av innsatsfaktorer, og dermed *isolert sett* redusere samlet velferd mer enn en generell inntektsskatt som gir samme proveny. En økning av miljøavgiften kombinert med en tilsvarende reduksjon av andre skatter vil dermed ikke gi noen samfunnsøkonomisk gevinst utover den positive miljøvirkningen.²¹ Det er likevel en samfunnsøkonomisk fordel med inntektsoverføringen fra avgiften (eller alternativt betalingen for kvotene) når omfanget av miljøreguleringen først er bestemt. Vi kommer tilbake til dette spørsmålet når vi drøfter bruken av gratiskvoter i kapittel 9.

I prinsippet bør samvirkningen med det ordinære skattesystemet også innvirke på hvor høyt miljøavgiften settes. I mange tilfeller er imidlertid den eksterne virkningen regulert av en internasjonal kvoteavtale som er kombinert med et internasjonalt kvotemarked. I så fall er den optimale miljøavgiften lik den internasjonale kvoteprisen (for sektorer som ikke er regulert via omsettelige kvoter). I andre tilfeller er den eksterne virkningen regulert av en internasjonal avtale som setter grenser for nasjonale utslipp. I så fall bør en ev. miljøavgift settes så høyt at utslippene akkurat kommer under utslippsgrensen. Både ved en kvoteavtale og en avtale som setter grenser for nasjonale utslipp, kan miljøavgiften settes uavhengig av det øvrige skattesystemet. Som oftest vil det også uten en internasjonal avtale være en god tilnærming å sette avgiften uten å ta hensyn til det øvrige skattesystemet, jf. omtalen av eksterne virkninger ovenfor.

Andre former for markedssvikt

Generelt vil det være ulike former for markedssvikt i økonomien, jf. bl.a. den korte drøftingen i kapittel 5 i NOU 1997:27. Et spørsmål er om vi skal prøve å korrigere markedssvikten når vi utfører nytte-kostnadsanalyser. Et eksempel er at vi kan benytte en lavere kalkulasjonspris enn lønnen dersom det er arbeidsledighet i økonomien, fordi vi antar at en del av den arbeidskraften som benyttes i prosjektet, alternativt ville

²¹ Dette resultatet kan bli modifisert dersom miljøskaden påvirker produksjonssiden av økonomien, dersom bruk av det aktuelle miljøgodet samvarierer med skattlagte goder, eller dersom skattesystemet i utgangspunktet ikke er optimalt utformet, jf. Bovenberg og Goulder (2002).

vært arbeidsledige. Et annet eksempel kan være at innsatsvarer vurderes til en lavere pris enn markedspris fordi de produseres av en bedrift som har markedsrett.

En slik korrigering av markedspriser er i samsvar med tankegangen om å benytte verdien i beste alternative anvendelse, og er derfor i utgangspunktet korrekt. Dersom arbeidskraften som benyttes, alternativt ville vært ledig, bør den verdsettes til verdien av fritid under arbeidsledighet, og ikke til full lønn. Generelt er det imidlertid krevende å fastslå hvilken grad av markedssvikt som er relevant for hvert enkelt prosjekt, f.eks. gjennom å vurdere de alternative sysselsettingsmulighetene for arbeidskraft som benyttes i prosjektet. I tillegg har myndighetene særlige prosjekter eller tiltak rettet mot ulike former for markedssvikt, f.eks. i form av arbeidsmarkedstiltak eller konkurransepolitiske tiltak. Den enkleste regelen i miljøprosjekter er derfor å benytte gjeldende markedspriser i analysen dersom ikke særlige hensyn skulle tilsi noe annet.

7.5 Nærmere om verdsetting av miljøgoder

I avsnitt 7.2 har vi vist til at mange virkninger kan være vanskelige eller ikke ønskelige å tallfeste i en samfunnsøkonomisk analyse. Det finnes ikke noe klart svar på hvor langt vi bør gå i å verdsette f.eks. miljøgoder. Noen økonomer har argumentert for at samfunnsøkonomiske analyser normalt kun bør verdsette goder som har en klar markedsverdi, mens andre goder vanligvis bør holdes utenfor den kvantitative analysen. Andre har bl.a. pekt på at de valgene som til slutt gjøres, uansett reflekterer en form for implisitt verdsetting, og at det kan gjøre det ønskelig med en eksplisitt (om enn usikker) verdsetting i en nytte-kostnadsanalyse.

Problemene med å verdsette miljøgoder kan deles inn i *praktiske* og *prinsipielle*. På den praktiske siden er det vanskelig å måle betalingsvillighet for goder som ikke omsettes i markeder. Det er utviklet en rekke metoder som kan avhjelpe dette. Ofte vil imidlertid disse være relativt arbeidskrevende, og verdier vil ikke uten videre kunne overføres mellom ulike miljøprosjekter (se f.eks. Lindhjem og Navrud 2008). Prinsipielle problemer dreier seg bl.a. om hvorvidt individuell betalingsvillighet faktisk gir uttrykk for individuelle nyttevirksomheter. Dersom vi spør en person hvor mye hun er villig til å betale for en miljøforbedring, kan vedkommende enten svare ut fra sin egeninteresse, eller ut fra et mer overordnet etisk synspunkt om hva samfunnet bør være villig til å betale. Dersom respondentene i en spørreundersøkelse tar sistnevnte utgangspunkt, vil undersøkelsen ikke avdekke individuelle nytteeffekter, slik bruk i nytte-kostnadsanalyser forutsetter (Nyborg 2000). I sum betyr de praktiske og prinsipielle problemene at estimerte miljøpriser ofte er vanskelige å tolke. En tommelfingerregel er at jo vanskeligere verdsettingen er å gjennomføre, jo vanskeligere er det også å tolke resultatet (se Nyborg 2002 for en grundig diskusjon).

I dette avsnittet skal vi i liten grad komme inn på hvor langt vi bør gå i verdsetting, men i stedet drøfte kort hvordan verdsettingen kan skje dersom den foretas. Drøftingen er delt opp i to hoveddeler: Først diskuterer vi verdsetting på grunnlag av observert atferd, og deretter drøfter vi hvordan verdsetting kan gjennomføres når vi mangler slike observasjoner. Det vises for øvrig til kapittel 10 i NOU 1997: 27 for en drøfting av disse temaene.²²

²² For en mer omfattende og formell drøfting av de temaene som drøftes i dette avsnittet, se f.eks. Freeman (1993).

Verdsetting basert på observert atferd

Selv om det ikke finnes markeder for de fleste miljøgoder, vil bruken av miljøgoder ofte være knyttet til markedsomsatte varer eller tjenester. Sammenhengen mellom miljøgoder og markedsgoder kan være knyttet til husholdningenes forbruk eller til produksjon i bedrifter eller husholdninger. Videre kan markedsgodene brukes sammen med miljøgodet eller som en erstatning for miljøgodet. I det første tilfellet sier vi at miljøgodet og markedsgodene er komplementære goder, mens vi i det andre tilfellet sier at de er substitutter.

For å kunne verdsette et miljøgode via etterspørselen etter markedsgoder må vi gjøre forutsetninger om hvordan miljøgodene inngår i husholdningenes eller bedriftenes etterspørsel, og så utføre selve verdsettingen basert på de dataene vi har. Nedenfor gir vi en omtale av enkelte sentrale metoder illustrert med noen eksempler. For mer utdypende eksempler viser vi til NOU 1998: 16 og den grundige gjennomgangen i Freeman (1993).

I noen tilfeller kan private goder som nevnt fungere som en erstatning for et miljøgode. For eksempel kan et vannfilter fjerne urenheter i drikkevannet, og bruk av isolerglass kan redusere støyplagene fra biltrafikk. I de fleste tilfellene vil ikke det private godet fungere som en perfekt erstatning for miljøgodet. Et vannfilter vil f.eks. neppe fjerne alle urenheter, og isolerglass vil slippe gjennom noe støy og bare fungere når vinduene er igjen. Kostnadene ved å anskaffe de private godene kan likevel fungere som minimumsverdier for miljøgodet de delvis erstatter.

Et eksempel på samvariasjon mellom miljøgoder og private goder er når bruk av miljøgodet krever en privatøkonomisk kostnad, f.eks. i form av reisekostnader. Den såkalte reisekostnadsmetoden er særlig brukt i forbindelse med verdsetting av rekreasjonsområder. Bruken av området for ulike personer kan da sammenliknes med de reisekostnadene de samme personene har, slik at det i prinsippet kan anslås en etterspørselskurve for rekreasjonstjenester.

I mange tilfeller kan forbrukerne velge mellom ulikt nivå på et miljøgode. Det er f.eks. mulig å velge ulike nivåer på miljøgodet "lite lokal luftforurensing" gjennom å velge bosted. På samme måte kan valg av arbeid ha betydning for konsum av miljøgodet "lite støy". I noen tilfeller er det mulig å verdsette ulike miljøgoder ved å finne sammenheng mellom nivået på dem og markedsvariable som boligpriser eller lønn. Metoder som bygger på variasjon i det aktuelle miljøgodet, kalles gjerne *hedoniske metoder*. Slike metoder stiller krav til nok variasjon i datagrunnlaget, f.eks. ved at det er mulig å velge mellom hus som er utsatt for ulik grad av lokal luftforurensing. Videre kan forventninger om fremtidig politikk gjøre det vanskelig å fremskaffe gode anslag for betalingsvillighet. For eksempel kan prisen på støyutsatte boliger i nærheten av en flyplass være høy dersom det er forventninger om at flyplassen blir lagt ned. I en slik situasjon vil det åpenbart være feil å la prisen på boligene reflektere prisen på den nåværende støybelastningen, men samtidig er det krevende å håndtere markedsforventningene på en god måte.

Betinget verdsetting

Metodene nevnt ovenfor er basert på markedsinformasjon, og fanger derfor kun opp hvordan det aktuelle miljøgodet verdsettes av de individene som benytter det i dag. Det kan imidlertid også være aktuelt å fange opp verdsetting knyttet til *eksistensverdier (ikke-bruksverdier)* eller *altruistiske verdier*. Eksistensverdier er knyttet til at en person kan ønske å betale for eksistensen av et gode uavhengig av egen bruk, f.eks. i form av at et landområde blir liggende urørt eller en dyreart blir bevart. Disse eksistensverdiene er ofte nært knyttet til altruisme siden en persons betalingsvillighet kan være for å ivareta senere generasjoners bruk av miljøgodet. Eksistensverdier og bevaring av miljøgoder for senere generasjoner har også nær sammenheng med irreversibilitet og opsjonsverdier, siden miljøgoder som ødelegges i dag, vanskelig kan skaffes til veie igjen senere.

For å angi eksistensverdier i kroner er det nødvendig å benytte såkalt betinget verdsetting eller spørreundersøkelser om betalingsvillighet.²³ Det har vært en betydelig diskusjon blant økonomer både om det prinsipielle grunnlaget for slike undersøkelser og om det er mulig å komme fram til troverdige anslag for betalingsvillighet. Den prinsipielle diskusjonen har bl.a. tatt opp om det er mulig å ta altruistiske hensyn ved verdsetting av miljøgoder uten å ta tilsvarende hensyn når det gjelder kostnadene ved å opprettholde en høy miljøstandard. Det kan være vanskelig å ta hensyn til miljøgevinster og kostnader på en konsistent måte, og samtidig bevare tilstrekkelig enkle spørsmål i den betingede verdsettingsundersøkelsen, jf. f.eks. drøftingen i avsnitt 10.2.2 i NOU 1997: 27 og Johansson (1994).

Til tross for problemene med betinget verdsetting er metoden hyppig benyttet, også i erstatningssaker som følge av naturkatastrofer (bl.a. i USA etter grunnstøtingen av supertankeren Exxon Valdez i 1989). Blant annet på bakgrunn av de store økonomiske interessene som var involvert, opprettet amerikanske myndigheter et ekspertpanel ledet av de to økonomene Kenneth Arrow og Robert Solow. Ekspertpanelet avga sin rapport i 1993 og konkluderte med at betinget verdsetting kan gi verdianslag som er pålitelige nok til å benyttes i rettslige erstatningssaker, inkludert anslag for ikke-bruksverdier. Panelet stilte imidlertid opp en liste over krav som bør stilles til slike analyser for at de kan benyttes, jf. omtale i kapittel 10 i NOU 1997: 27. Metoden er senere betydelig videreutviklet, jf. bl.a. Bateman m.fl. (2002).

Kostnadsanslag og implisitt verdsetting

I mange tilfeller vil det som nevnt være vanskelig eller lite ønskelig å verdsette ulike miljøgoder. Selv på områder der det ikke skjer en verdsetting før ulike tiltak vurderes, vil imidlertid de tiltakene som blir valgt, normalt ha ulike kostnader. Beregninger av kostnader ved ulike tiltak kan gi grunnlag for en kostnadseffektivitetsanalyse som rangerer tiltakene dersom målet er entydig gitt. Dette kan f.eks. være situasjonen dersom det er satt et mål om å redusere utslippet av lokalt forurensende stoffer under visse minimumsnivåer i et bestemt område.

I andre tilfeller har ulike tiltak både ulike kostnader og ulike konsekvenser, men kostnadsinformasjon vil likevel være viktig politikktutforming. Et eksempel på en slik situasjon kan være vern av land- eller sjøområder for å ivareta biologisk mangfold.

²³ Alternativt kan det benyttes såkalte samvalgsanalyser der intervjuobjektet blir bedt om å velge mellom ulike alternativer som skiller seg fra hverandre på flere måter. En bruker så statistiske metoder til å utlede verdier for de ulike faktorene som inngår i scenariebeskrivelsene, jf. f.eks. Fridstrøm (1992).

Vern av ulike områder kan både ha ulike konsekvenser (som i stor grad ikke kan tallfestes) og ulike kostnader, og både beskrivelse av konsekvenser og en presis tallfesting av kostnader er viktig som beslutningsgrunnlag.

En videreføring av kostnadsberegninger vil være å benytte data både om kostnader og om tidligere (politiske) beslutninger for å utlede anslag på betalingsvillighet for miljøtiltak. Slik *implisitt verdsetting* ble bl.a. benyttet som en del av grunnlaget for å vurdere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av å verne ulike vassdrag, jf. Hervik m.fl. (1986). Metoden bygger imidlertid på sterke forutsetninger om at politiske beslutninger i utgangspunktet bygger på tilstrekkelig informasjon, og at politiske preferanser er stabile over tid. Det er derfor vanlig å benytte metoden i kombinasjon med andre metoder for å finne betalingsvillighet eller kompensasjonskrav.

7.6 En kort oppsummering

Dette kapitlet har gitt en kort oppsummering av enkelte hovedregler for samfunnsøkonomiske analyser (nytte-kostnadsanalyser, kostnads-virkningsanalyser og kostnadseffektivitetsanalyser). Følgende punkter er særlig sentrale:

1. Samfunnsøkonomiske analyser bedrer beslutningsgrunnlaget i offentlig sektor, og det er derfor viktig at slike analyser utføres.
2. I en samfunnsøkonomisk analyse vil vi i mange tilfeller (bl.a. på miljøsidene) ikke kunne, eller ønske å, verdsette alle konsekvenser i kroner. Det er i så fall viktig med en systematisk beskrivelse og vektlegging av de elementene som ikke kan verdsettes.
3. Fordelingsvirkninger er ofte viktige i en samfunnsøkonomisk analyse. Det bør derfor gis en grundig beskrivelse av hvordan ulike virkninger av et tiltak (både verdsatte og ikke-verdsatte) påvirker ulike grupper. Fordelingsvirkninger er mer alvorlige jo svakere virkemidler vi har for omfordeling, f.eks. ved prosjekter som angår mange land med ulikt inntektsnivå, eller som berører generasjoner langt fram i tid.
4. Fordelingshensyn, og manglende verdsetting av noen konsekvenser, gjør at en samfunnsøkonomisk analyse ikke kan brukes direkte til å rangere eller entydig tilrå eller frarå prosjekter, men snarere er en fremgangsmåte for å gi systematisk bakgrunnsinformasjon for en politisk eller administrativ beslutningsprosess.
5. Markedsgoder som inngår i analysen, kan som hovedregel verdsettes med samme markedspris som private bedrifter ville lagt til grunn (lønn inkl. skatt og arbeidsgiveravgift, pris ekskl. mva., men inkl. miljøavgifter).
6. Når eksterne virkninger er tilstrekkelig regulert gjennom miljøavgifter eller kvotesystemer, skal avgift eller kvotepris inngå i verdsettingen i nytte-kostnadsanalysen. Da skal det ikke *i tillegg* gjøres en separat verdsetting av den eksterne virkningen i nytte-kostnadsanalysen (virkningen dobbeltelles).

Mange spørsmål knyttet til miljøanalyser drøftes ikke i dette kapitlet. I kapittel 8 tar vi opp generelle spørsmål knyttet til tid og usikkerhet, mens kapitlene 9-11 tar opp spørsmål som er mer spesifikke for klima, biologisk mangfold og miljøgifter.

I tillegg til de spesifikke tilrådingene ovenfor vil utvalget peke på at det kan være rom for å forbedre hvordan nytte-kostnadsanalyser faktisk utføres i staten. Slike

forbedringer kan være knyttet til samordningen mellom reglene for små og store prosjekter, valg av samme parameterverdier for analyser som utføres i ulike etater, og behovet for generell kvalitetssikring av nytte-kostnadsanalyser. Utvalget kommer tilbake til disse spørsmålene i kapittel 13.

Kapittel 8 Usikkerhet og diskontering

8.1 Oversikt over problemstillinger

Mange miljøtiltak har virkninger som strekker seg over lang tid, jf. drøftingen av klimaendringer, biologisk mangfold og miljøgifter i kapitlene 3-5. For å vurdere tiltak må vi dermed kunne sammenveie samfunnsøkonomiske kostnader og inntekter som påløper på ulike tidspunkter. Samtidig er det betydelig usikkerhet knyttet til virkninger som kommer langt fram i tid. Vi vet f.eks. ikke med sikkerhet konsekvensene av de tiltakene vi i dag gjør (eller ikke gjør) for å begrense omfanget av miljøgifter eller bevare biologisk mangfold.

I økonomiske analyser er det ofte en sammenheng mellom hvordan tid og usikkerhet håndteres. Tid og usikkerhet er likevel ulike begreper, og i dette kapitlet skal vi behandle dem hver for seg. Vi starter derfor i avsnitt 8.2 med å behandle tidsdimensjonen uten å behandle usikkerhet. Deretter behandler vi usikkerhet i avsnittene 8.3 og 8.4. I avsnitt 8.5 drøfter vi svært langvarige prosjekter, og denne drøftingen er enklest når vi behandler tid og usikkerhet samtidig. Tilsvarende behandler vi tid og usikkerhet samlet når vi ser særskilt på diskontering av klimaprosjekter i avsnitt 8.6. På samme måte som i kapittel 7 vil vi i stor grad trekke på resultatene fra NOU 1997: 27 og NOU 1998: 16, men legge vekt på å utdype de punktene som har særlig relevans for miljøanalyser. Utvalgets tilrådinger oppsummeres i avsnitt 8.7.

8.2 Tid: nåverdikriteriet og valg av rente

Utgangspunktet for drøftingen av tid er at inntekter og kostnader som påløper nå, har større verdi enn inntekter og kostnader som påløper i fremtiden. I økonomiske analyser håndteres dette ved å beregne såkalte *nåverdier*. En nåverdiberegning innebærer at alle inntekter og kostnader diskonteres til samme tidspunkt (som oftest tidspunktet for oppstart av prosjektet eller tiltaket) ved å benytte en diskonteringsrente. Nåverdiberegningen har dermed samme form som i en vanlig bedriftsøkonomisk vurdering, og kan skrives som følgende sum (der I er investeringen, som antas å påløpe umiddelbart; B_t er samfunnsøkonomiske inntekter på ulike tidspunkter; C_t er samfunnsøkonomiske kostnader; r er diskonteringsrenten, som her antas konstant over tid, og T er tidshorisonten for analysen):

$$NV = -I + \sum_{t=1}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t}$$

Forskjellen mellom en bedriftsøkonomisk og en samfunnsøkonomisk nåverdikalkyle består i at inntekter, kostnader og diskonteringsrente ikke nødvendigvis er sammenfallende i de to kalkylene. I kapittel 7 drøftet vi hvilke priser som skulle legges til grunn i den samfunnsøkonomiske analysen, og gikk nærmere inn på

verdsettingen av miljøgoder. I dette avsnittet drøfter vi hvordan diskonteringsrenten, r , bør fastsettes i en samfunnsøkonomisk analyse.

På samme måte som vi tar utgangspunkt i lønn og markedspriser når vi skal verdsette arbeidskraft og varer eller tjenester, jf. omtale i kapittel 7, tar vi utgangspunkt i markedsrenter når vi skal finne diskonteringsrenten i nytte-kostnadsanalyser. Det er imidlertid en rekke ulike markedsrenter som varierer avhengig av usikkerhet, løpetid og om renten regnes før eller etter skatt. I dette avsnittet tar vi ikke hensyn til usikkerhet, og vi er derfor i første omgang ute etter en sikker rente. Det vil i praksis bety at vi tar utgangspunkt i renten for sikre statspapirer.

Renten uttrykker endringen i realverdien av en krone fra en periode til den neste. Siden renten dermed er en pris på samme måte som prisen på arbeidskraft (lønnen) eller prisen på varer, kan de samme reglene som vi kom fram til i kapittel 7, også benyttes for renten. I så fall burde vi bestemme den samfunnsøkonomiske diskonteringsrenten fra produksjonssiden av økonomien, og benytte en rente før skatt. I en liten, åpen økonomi med frie kapitalbevegelser er den norske realrenten over tid i stor grad gitt fra utlandet. Med frie kapitalbevegelser er alternativkostnaden for bruk av kapital innenlands renten i det internasjonale kapitalmarkedet, som i likevekt igjen er lik renten før skatt innenlands. Dette er et resultat som normalt holder selv om vi ikke kan forsvare den generelle regelen om bruk av produsentpriser (som også gjelder varer som ikke omsettes internasjonalt), jf. f.eks. drøftingen i avsnitt 6.2 i NOU 1997: 27.

Rentene på norske og utenlandske statspapirer er normalt nominelle renter, og lånene har ulik løpetid. I en nytte-kostnadsanalyse regner vi imidlertid vanligvis i reelle størrelser, og har derfor bruk for en realrente. Videre trenger vi renter med løpetider som dekker lengden av det prosjektet vi vurderer.

Markedet for statspapirer er godt utbygd, og det er normalt mulig å finne gode anslag for realrenter over ulike tidsperioder. I de fleste nytte-kostnadsanalyser vurderes prosjekter som er relativt langvarige, og vi bør normalt få en god tilnærming til en riktig diskonteringsrente ved å benytte renten på de lengste statspapirene (30 år).²⁴ For så langsiktige papirer kan vi også få en godt anslag på realrenten ved å trekke en forventet inflasjonsrate fra den nominelle renten. Enkelte land legger også ut langsiktige realrenteobligasjoner, og renten på disse obligasjonene kan ev. benyttes direkte som anslag på diskonteringsrenten. Det kan argumenteres for at staten bør benytte én diskonteringsrente for alle langsiktige prosjekter, og det krever i så fall at denne renten fastsettes sentralt. Den risikofrie diskonteringsrenten i nytte-kostnadsanalyser er for tiden fastsatt til 2 pst. jf. Rundskriv R-109/2005 fra Finansdepartementet.

²⁴ Bruk av én langsiktig diskonteringsrente er kun korrekt dersom rentestrukturen er flat (dvs. med samme rente i hver enkelt periode), jf. drøftingen i avsnitt 8.5 og boks 8.1.

8.3 Risikoaversjon og bruk av markeddata

Behandling av risiko i privat sektor

Ved investeringer i privat sektor ser vi at det stilles høyere avkastningskrav jo høyere risikoen er. En investering i et sikkert verdipapir (f.eks. statsobligasjoner) har et langt lavere avkastningskrav enn investeringene i en aksje, og avkastningskravet til en aksje er høyere jo høyere risikoen knyttet til aksjen er. For realinvesteringer er avkastningskravet på tilsvarende måte avhengig av risikoen i det aktuelle prosjektet.

Vi skal ikke gå grundig inn på hvordan risiko bør håndteres i privatøkonomiske analyser, men konsentrere oss om et par punkter som er relevante også for samfunnsøkonomisk vurdering av risiko.²⁵ Begrunnelsen for å kreve økt forventet avkastning på risikable prosjekter er at de enkelte individene misliker risiko, og derfor foretrekker et sikkert prosjekt fremfor et usikkert prosjekt med samme forventede avkastning. I økonomisk terminologi sier vi gjerne at individene er *risikoaverse*. Neste observasjon er at individer kan redusere sin samlede risiko ved å ha mange risikable objekter i sin portefølje (så lenge ikke avkastningen på alle objektene er perfekt korrelert). Virkningen av slik *diversifisering* er at i et godt fungerende marked vil avkastningskravet for et prosjekt reflektere det bidraget prosjektet gir til den samlede porteføljerisikoen, og ikke prosjektets isolerte risiko. Den risikoen som blir igjen i en godt diversifisert portefølje, betegner vi gjerne *systematisk risiko*.

Det er vanlig å anta en enkel, lineær sammenheng mellom avkastningskrav og risiko:²⁶

$$ER_i = R_f + \beta_i(ER_m - R_f)$$

I uttrykket over er ER_i avkastningskrav (forventet avkastning) for et usikkert prosjekt, R_f den risikofrie renten (i praksis renten på statspapirer), og ER_m den forventede avkastningen til en bredt sammensatt aksjeportefølje (markedsavkastningen). Parameteren β_i uttrykker hvor mye risiko prosjektet tilfører porteføljen, og avhenger av prosjektets isolerte risiko og hvordan prosjektavkastningen er korrelert med markedsavkastningen. Dersom prosjektavkastningen er negativt korrelert med markedsavkastningen, ser vi at avkastningskravet blir lavere enn den risikofrie renten. Slike prosjekter er sjeldne, men prosjekter med forsikringskarakter er viktige eksempler. Vi kommer tilbake til dette forsikringsaspektet i avsnitt 8.6.

Uttrykket ovenfor er satt opp slik at vi får ett risikotillegg, og dermed ett avkastningskrav, for den ene perioden vi betrakter. De fleste prosjekter både i privat og offentlig sektor vil imidlertid strekke seg over flere perioder, og det er ikke åpenbart at vi skal benytte samme risikotillegg (og dermed samme periodevise avkastningskrav) i hver periode. Bruk av samme risikotillegg i hver periode gjør at den samlede risikojusteringen stiger eksponentielt over tid. Intuitivt kan det være en rimelig forutsetning at usikkerheten blir stadig større etter hvert som vi beveger oss

²⁵ For en enkel gjennomgang av noen hovedbegreper i finansieringsteori, se f.eks. Brealey og Myers (1996).

²⁶ Dette er den såkalte kapitalverdimodellen (CAPM), jf. f.eks. Mossin (1982). Modellen kan ses på som en lineær tilnærming til faktiske avkastningskrav eller som en eksakt modell dersom vi legger restriksjoner på preferanser eller de stokastiske egenskapene ved prosjektavkastningen, jf. f.eks. Huang og Litzenberger (1988).

utover i tid, og en slik risikoutvikling er også vanlig å anta i de fleste analyser.²⁷ I en del tilfeller er det imidlertid ikke rimelig å anta at risikoen utvikler seg på denne måten, f.eks. hvis mye av risikoen oppløses på et gitt tidspunkt i fremtiden (milepælsrisiko). For en nærmere drøfting av hvordan risiko bør håndteres i slike tilfeller, viser vi drøftingen i kapittel 9 i NOU 1997: 27.

I drøftingen ovenfor har vi behandlet risiko gjennom en økning i avkastningskravet. Det er en vanlig måte å behandle risiko på fordi de dataene vi benytter for beregninger gjerne har form av avkastningstall. Svakheten ved en slik fremgangsmåte er imidlertid at diskonteringsrenten både ivaretar tid og usikkerhet, slik at det kan være uklart hvordan tid og usikkerhet hver for seg påvirker analysen. Et mye brukt alternativ til risikojustering av diskonteringsrenten er å beholde en risikofri diskonteringsrente, men håndtere risikoen gjennom å justere nettoinntektene fra prosjektet i hver periode. I stedet for å benytte forventede inntekter og et risikojustert avkastningskrav benyttes dermed risikojusterte prosjektinntekter og et risikofritt avkastningskrav. De risikojusterte inntektene betegnes gjerne *sikkerhetsekvivalenter*, og uttrykker hvilken sikker inntekt som er ekvivalent med en usikker inntekt i hver periode for en risikoavers investor. Dersom prosjektet har høyest lønnsomhet når det ellers går godt i økonomien (positiv korrelasjon med markedsporteføljen), blir dermed den sikkerhetsekvivalente inntekten lavere enn den forventede. De to metodene gir samme resultat (i form av nåverdi for det aktuelle prosjektet), og det er derfor kun et fremstillingsvalg hvilken av dem som benyttes. I mange tilfeller kan imidlertid bruk av sikkerhetsekvivalenter gjøre det klarere hvordan risiko er behandlet i analysen.

Selv om privat sektor behandler risiko på den måten som er drøftet ovenfor, er det ikke åpenbart at offentlig sektor skal gjøre det samme. Det krever for det første at offentlig sektor også skal stille et høyere krav til mer risikable prosjekter, og for det andre at det økte avkastningskravet skal utformes på samme måte som i privat sektor. Vi behandler de to spørsmålene etter tur nedenfor.

Håndtering av risiko i samfunnsøkonomiske analyser

Ovenfor så vi at aktører i privat sektor kan redusere sin risiko ved å diversifisere sin portefølje. I en samfunnsøkonomisk analyse er det i utgangspunktet risikoen for landet som helhet som er den relevante risikoen i analysen. Et land har et omfattende sett av produksjonsaktiviteter og finansplasseringer som gjør at landet normalt er godt diversifisert (selv om land med ensidig næringsstruktur kan være sterkt utsatt for risiko knyttet til enkeltmarkeder). En slik omfattende diversifisering av aktiviteter har fått en del økonomer til å hevde at det ikke i utgangspunktet bør tas hensyn til risiko i samfunnsøkonomiske analyser.²⁸ Selv en stor økonomi vil imidlertid være utsatt for svingninger over tid, og noen prosjekter vil være mer risikable for samfunnet enn andre. For eksempel vil utbyggingen av en ny hovedflyplass ha høyere samfunnsøkonomisk lønnsomhet i høykonjunktur enn i lavkonjunktur (fordi flere vil benytte flyplassen), mens lønnsomheten av investeringer i helsetjenester i større grad vil være uavhengig av svingninger i økonomien. Så lenge samfunnet står overfor systematisk risiko på denne måten, bør risikable prosjekter ha et høyere avkastningskrav også i samfunnsøkonomiske analyser.

²⁷ Teknisk sett bygger en slik forutsetning på at utviklingen i aksjeverdier følger en geometrisk "random walk" med trend, jf. f.eks. Hull (2003).

²⁸ Se f.eks. Arrow og Lind (1970).

Selv om det skal justeres for risiko i samfunnsøkonomiske analyser, er det ikke åpenbart at det skal gjøres på samme måte som i privat sektor. Risikotilleggene i privat sektor beregnes med data fra aksjemarkedet, mens bare en begrenset andel av nasjonalformuen er verdsatt i aksjemarkedet.²⁹ Det kan videre være vanskelig å forene anslag for risikotillegg fra modellbaserte analyser med de relativt høye risikotilleggene som kan beregnes fra aksjemarkedsdata, jf. drøftingen i avsnitt 8.5.³⁰ Det er også mulig å peke på ulike former for markedssvikt som kan gjøre det problematisk å bruke avkastningstall hentet fra aksjemarkedet, f.eks. knyttet til at privat informasjon hos bedriftsledelsen kombinert med mangelfull eierstyring kan føre til for sterk prioritering av kortsiktige prosjekter, eller at noen overoptimistiske investorer kan påvirke den generelle investeringsatferden i markedet.³¹ Den samlede virkningen av slik markedssvikt på bedriftenes avkastningskrav er imidlertid usikker, og det er f.eks. ikke mulig å fastslå at aksjemarkedet diskriminerer mot langsiktige prosjekter. Generelt er det derfor ikke klart hvordan risikotillegg fra aksjemarkedet ev. bør benyttes i samfunnsøkonomiske analyser.

Det er likevel ikke nødvendigvis slik at vi har bedre alternativer enn å benytte data fra aksjemarkedet. Det henger sammen med flere forhold: Alternativet til å benytte markedsdata er en analyse der vi direkte prøver å modellere individenes preferanser for risiko sammen med forventet konsumvekst og andre sentrale parametere i økonomien, jf. boks 8.1. Slike modeller er imidlertid krevende å estimere, og det er ikke alltid enkelt å vurdere hvilke restriksjoner som er rimelige å legge til grunn i modellene, jf. nærmere drøfting i avsnitt 8.5.³² Videre kan markedet ta hensyn også til andre deler av nasjonalformuen selv om bare en begrenset andel av formuen er verdsatt i aksjemarkedet.³³ Spørsmålet om markedsdata er relevante for samfunnsøkonomiske analyser kan dermed være mer avhengig av i hvilken grad alle aktørene har adgang til markedet uten for store kostnader enn av om en stor andel av nasjonalformuen faktisk verdsettes der.

Samlet sett finnes det ikke noe klart svar på hvordan risiko kvantitativt skal håndteres i samfunnsøkonomiske analyser. Den mest praktiske metoden kan være å ta utgangspunkt i markedsdata, men ta hensyn til at risikoen ved offentlige prosjekter ofte kan være lavere enn mange private prosjekter. Denne fremgangsmåten er valgt i Finansdepartementets rundskriv R-109/2005 som bl.a. fastsetter risikotillegg for offentlige prosjekter, jf. omtale i boks 8.2 i avsnitt 8.5. For svært langvarige eller store prosjekter kan det likevel vurderes å benytte andre fremgangsmåter, jf. drøftingen i avsnitt 8.5.

8.4 Realopsjoner og læring.

I de fleste investeringsprosjekter vil kapitalen i større eller mindre grad være bundet i prosjektet etter at investeringen er utført, slik at salgsverdien av kapitalen er lavere enn investeringsutgiften. Fleksibiliteten til å velge om prosjektet skal gjennomføres,

²⁹ Det kan være et problem også i privatøkonomiske analyser dersom aksjemarkedet ikke gir en god representasjon av samlet privat formue, jf. f.eks. drøftingen i Brealey og Myers (1996).

³⁰ Dette er det såkalte equity premium puzzle, jf. f.eks. Mehra og Prescott (1985).

³¹ Se hhv. Stein (1989) og Bolton, Scheinkman og Xiong (2006) for drøftinger av de to formene for markedssvikt.

³² De fleste modellbaserte analyser bygger f.eks. på en symmetrisk behandling av tid og risiko, jf. boks 8.1.

³³ Se Mayers (1972) og oversikten i Halleraker (1995).

eller hvordan prosjektet skal utformes, er i stor grad borte etter at investeringen er startet opp. Sagt på en annen måte er de mulige valgalternativene begrenset etter prosjektstart.

I teorien om realopsjoner tar en hensyn til at investeringer i større eller mindre grad er irreversible. Tankegangen er at den som kan gjennomføre prosjektet, i utgangspunktet har en mulighet eller realopsjon til å gjennomføre en investering. Verdien av prosjektet er imidlertid avhengig av én eller flere variable som utvikler seg på en usikker måte over tid, f.eks. prisen på den varen som blir produsert i prosjektet. Etter hvert som den usikre variabelen utvikler seg over tid endrer også verdien av realopsjonen seg, f.eks. slik at verdien av opsjonen øker i verdi dersom prisen utvikler seg gunstigere enn forventet. Utøvelse av realopsjonen skjer når investeringen ev. gjennomføres, og oppgaven for prosjekteieren er å utøve opsjonen slik at verdien av prosjektet blir størst mulig. Prosjekteieren må derfor velge gunstigste investeringstidspunkt basert på hva hun lærer om utviklingen i de usikre variablene etter hvert som tiden går.

Dersom vi gjør forutsetninger om hvilke stokastiske prosesser som styrer utviklingen i de usikre variablene, er det mulig å beregne når en investering bør gjennomføres. Slike beregninger er imidlertid til dels teknisk kompliserte, og vi vil ikke gå nærmere inn på dem her.³⁴ Et gjennomgående resultat er imidlertid at en investor krever en høyere pris enn det tradisjonell investeringsteori skulle tilsi (dersom pris er den usikre variabelen) for å gjennomføre prosjektet. Vi kan se det slik at netto inntekter fra prosjektet både skal dekke investeringsutgiften og verdien av den realopsjonen investor gir opp når prosjektet gjennomføres.

Tankegangen om at en prosjekteier vil ha betalt for å gi opp fleksibilitet når hun vet hun vil lære mer om prosjektet over tid, har også relevans for analyser av klimatiltak. I en samfunnsøkonomisk analyse er det vanlig å anta at vi i klimasammenheng kan miste fleksibilitet på to måter. Den første effekten er at høye utslipp i dag vil begrense hvor lav konsentrasjon av klimagasser vi kan ha i fremtiden. Hensynet til å opprettholde fleksibilitet i valget av konsentrasjonsmål innebærer dermed at vi bør ha lavere utslipp i dag enn dersom vi i fremtiden (når vi lærer mer om skadevirkningene av klimagasser) fritt kunne velge konsentrasjonsmål uavhengig av dagens utslipp. Slike tidlige tiltak mot klimagassutslipp vil være i samsvar med det såkalte føre-var-prinsippet ("precautionary principle") i miljøøkonomi. Vi har imidlertid også en annen effekt som er knyttet til at reduksjon av klimagassutslipp krever investeringer i utslippsreducerende teknologi. De investeringene vi foretar i dag, f.eks. på energisiden, vil begrense muligheten til å velge andre former for investeringer når vi lærer mer både om mulige teknologier og om klimaproblemet. Hensynet til å bevare fleksibilitet vil i dette tilfellet kunne tilsi høyere utslipp i dag for å kunne velge riktig teknologi i fremtiden. Det er derfor uklart om en analyse basert på realopsjoner samlet sett tilsier høyere eller lavere tiltak mot klimagassutslipp på kort sikt sammenliknet med en situasjon med full beslutningsfleksibilitet.

Analysen blir ytterligere komplisert dersom vi tar hensyn til at investeringer i utslippsreducerende tiltak sjelden gjennomføres separat, men "bygges inn" i investeringer som har et annet formål, f.eks. investeringer i energianlegg eller

³⁴ En omfattende gjennomgang av realopsjonsteori er gitt i Dixit og Pindyck (1994).

industrivirksomhet. I så fall vil manglende klimainvesteringer knyttet til energiinvesteringer i dag (f.eks. manglende tilrettelegging for senere karbonfangst i et kullkraftverk) redusere fleksibiliteten i denne energiinvesteringens levetid, selv om argumentet for å opprettholde fleksibilitet for senere investeringer fortsatt er til stede. Det kan isolert sett tilsi høyere klimarelaterte investeringer enn med full beslutningsfleksibilitet. Samlet sett vil slike sammenkoplinger mellom miljøinvesteringer og andre investeringer gjøre investeringsproblemet vanskeligere, og det er neppe mulig å finne klare regler for offentlige investeringsprosjekter.

En generell tilråding er likevel at det er viktig å vurdere både investeringstidspunkt og prosjektutforming ved investeringer i offentlig sektor dersom det er usikkerhet om klimakostnader og teknologi. I praksis kan dette skje ved at ulike starttidspunkter og ulike prosjektutforminger sammenliknes for offentlige prosjekter der slik variasjon er mulig. Spesielt bør det legges vekt på å bevare fleksibilitet i prosjektet. For eksempel kan det være lønnsomt å utsette utbyggingen av en firefelts vei som har positiv nåverdi, og i stedet tilrettelegge for en utbygging fra to til fire felt som kan gjennomføres når informasjonen er bedre. Lønnsomhetsberegningen vil i så fall vise at nåverdien av det fleksible alternativet (tilrettelegging og senere gjennomføring) har høyere nåverdi enn alternativet med direkte utbygging til fire felt. Sagt på en annen måte skal inntektene fra direkte utbygging til fire felt både dekke investeringsutgiften og den tapte opsjonsverdien ved at det ikke er mulig å redusere prosjektet igjen dersom det senere skulle vise seg at etterspørselen blir lavere enn forventet. Det vises til avsnitt 6.6 i NOU 1998: 16 for et forenklet eksempel på hvordan slike prosjekter kan håndteres i praksis.

Til tross for at irreversible investeringer kan være vanskelige å analysere, representerer de ingen markedssvikt. Dersom private aktører har samme informasjon som myndighetene om fremtidige karbonpriser og teknologiutvikling, er det i utgangspunktet ikke noe behov for at myndighetene korrigerer private investeringsbeslutninger. Problemet for myndighetene kan imidlertid være å etablere en troverdig (forventet) karbonprisbane og regulere FoU på en god måte, jf. drøftingen i kapitlene 9 og 10.

8.5 Langsiktige prosjekter (med vekt på miljøprosjekter)

En del miljøprosjekter kan ha nyttevirkninger som kommer langt ut i tid. Den beregnede samfunnsøkonomiske lønnsomheten av slike prosjekter vil dermed kunne påvirkes sterkt av valg av diskonteringsrenter, f.eks. dersom det på lang sikt benyttes en lavere diskonteringsrente.

Argumentene for en lavere rente kan deles i to grupper. For det første er det usikkert om vi i tilstrekkelig grad tar hensyn til senere generasjoner dersom vi benytter en relativt høy diskonteringsrente også for langvarige prosjekter. For det andre kan vi være i tvil om informasjonen i observerbare markedsrenter er relevant også for senere perioder. Vi drøfter de to hovedargumentene etter tur. Deler av drøftingen krever noen tekniske begreper som er nærmere forklart i boks 8.1.

Kjent utvikling i renter og risikotillegg

Vi starter med å anta at både risikofrie renter og risikotillegg videre fremover utvikler seg omtrent som vi kan anslå ut fra tilgjengelige markedsdata, og at det prosjektet vi betrakter, ikke er stort nok til å endre markedsprisene. Virkninger som kommer langt ut i tid, vil i så fall ha en svært lav nåverdi. Med en diskonteringsrente på 5 pst. vil f.eks. nåverdien av 1 krone om 50 år være 8,7 øre, og om 100 år bare 0,76 øre. Det argumenteres derfor ofte med at prosjekter med virkninger langt ut i tid bør stå overfor en lav diskonteringsrente for å ta hensyn til fremtidige generasjoner. Det er imidlertid ikke åpenbart at en lavere diskonteringsrente fanger opp det problemet vi ønsker å løse.

Vi legger først til grunn at det ikke i seg selv er et problem å verdsette alle inntekter og kostnader i kroner (slik at vi kan gjøre en fullstendig nytte-kostnadsanalyse, jf. kapittel 7).

I så fall bør vi på vanlig måte få fram i analysen hvilke grupper som tjener på prosjektet, og hvilke som taper på det. Hvis prosjektet har en negativ nåverdi når vi ikke har hensyn til fordelingsvirkninger, mens de som ville tjene på prosjektet er fremtidige generasjoner, har vi i utgangspunktet et fordelingsproblem og ikke et diskonteringsproblem. Den som utformer prosjektanalysen, må i så fall få fram fordelingsvirkningene, og beslutningsfatter bør vurdere om prosjektet bør gjennomføres på grunn av de positive virkningene for fremtidige generasjoner. Det kan argumenteres for at en tilslører fordelingsproblemene gjennom å benytte en særlig lav diskonteringsrente, og at en eksplisitt håndtering av fordelingsproblemene er bedre enn mekanisk å senke renten. Et krav om at prosjektet skal være bærekraftig innebærer at det stilles eksplisitte krav til hvordan fremtidige generasjoner påvirkes av prosjektet.

For langsiktige prosjekter er det også nødvendig å håndtere andre priser enn diskonteringsrenten på en riktig måte. Dersom f.eks. miljøgoder blir knappere over tid, er det grunn til å tro at verdien (kalkulasjonsprisen) på miljøgoder vil gå opp relativt til verdien på andre goder. Betydningen av slike endringer i relative priser kan være større enn betydningen av diskontering, og gjøre at prosjekter blir samfunnsøkonomisk lønnsomme selv om inntektene kommer langt fram i tid.³⁵ En riktig håndtering av relative priser vil gi et bedre uttrykk for prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet enn en nedsettelse av diskonteringsrenten. For klimaendringer eller andre brede miljøendringer som i vesentlig grad påvirker den samlede produksjonsevnen i økonomien, kan det imidlertid være vanskelig å anslå hvordan relative priser vil endres uten en omfattende, modellbasert analyse.

Heller ikke for mer avgrensede miljøgoder er det mulig å utarbeide en generell regel for hvordan verdien endres over tid. Det skyldes bl.a. at endringene i tilbudet av et miljøgode ofte ikke er gitt, men avhenger av den politikken som føres. Tålegrensene for forsuring var f.eks. overskredet for 30 pst. av Norges areal i 1980, mens anslaget for 2010 er 7 pst. som følge av tiltak mot utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser etter inngåelse av Gøteborg-protokollen i 1999, jf. omtale i kapittel 5. Den marginale verdien av et miljøgode relatert til god vannkvalitet (gitt verdsetting i kroner, jf. omtale i avsnitt 7.5) kan derfor ha blitt lavere over tid som følge av en mer effektiv

³⁵ Endringer i relative priser drøftes i Hoel og Sterner (2007), der det også vises at en eksogen redusert tilgang på miljøgoder vil kunne påvirke renten i økonomien. Prisveksten vil avhenge av hvor mye tilbudet av miljøgodet blir redusert over tid, og hvor inntektselastisk etterspørselen etter det aktuelle miljøgodet er.

miljøpolitikk. Til tross for at det ikke er mulig med en generell regel, er det likevel tenkbart å gi retningslinjer for hvor sterk veksten i relativ betalingsvillighet for miljøgoder bør være i ulike situasjoner, jf. omtale i kapittel 11.

Blant annet i drøftingen av biologisk mangfold og miljøgifter peker vi på at det er en rekke miljøvirkninger som det er vanskelig eller lite ønskelig å verdsette i kroner. I slike situasjoner kan det f.eks. være aktuelt å fastsette en minstestandard som også tar hensyn til fremtidige generasjoner. Generelt er det viktig å være oppmerksom på at renten som benyttes til å diskontere inntekter og kostnader verdsatt i kroner, er en kronerente som kun skal benyttes på størrelser der kroner er måleenhet. En diskonteringsrente på 5 pst. sier dermed at inntekter målt i kroner om 50 år er verdt knappe 10 pst. av hva de er i dag, men sier i utgangspunktet lite om hvordan en eksogent satt miljøstandard ev. bør utvikle seg over tid.

Usikker utvikling i renter og risikotillegg

Når vi ikke har observerbare markedspriser å støtte oss til, må vi vurdere hva som bestemmer risikofri rente og risikotillegg på lang sikt. I boks 8.1 er det skissert litt mer formelt hvordan økonomer antar at preferanser, teknologi og usikkerhet bestemmer rente og risikotillegg.³⁶

³⁶ Punktene nedenfor drøftes på en litt mer formell, men likevel lett tilgjengelig, måte i Dalen, Hoel og Strøm (2008).

Boks 8.1 Hva bestemmer renten på lang sikt?

Den vanligste modellen i samfunnsøkonomiske analyser for å anslå rentenivået på så lang sikt at vi ikke har markedsdata, tar utgangspunkt i en eviglevende konsument som maksimerer forventet nytte av (stokastisk) konsum over tid gitt en tidsadditiv,

nyttefunksjon: $U = \int_0^{\infty} e^{-\rho t} E(u(c_t)) dt$, der u er en konkav nyttefunksjon for konsum på et gitt tidspunkt.¹ Konsumet bestemmes av sparing og av en eksogen, men usikker, vekstrate i økonomien. Det kan da vises at renten på tidspunkt t bestemmes av en såkalt Ramsey-regel under usikkerhet, jf. f.eks. Gollier m.fl. (2008):

$$r_t = \rho + \mu g_t - 0,5\mu(1 + \mu) \frac{\text{var}(X_t)}{t} \quad (*)$$

De ulike symbolene i formelen (*) har følgende betydning:

- r_t er den årlige diskonteringsrenten for en sikker avkastning (mulig konsum) på tidspunkt t .
- ρ er en parameter i nyttefunksjonen (tidspreferansraten) som bestemmer diskonteringen av fremtidig nytte.
- μ måler den prosentvise reduksjonen i marginal nytte når konsumet øker med 1 pst. (I formelen er det valgt en nyttefunksjon som gjør at μ er konstant.)
- g_t er den forventede årlige vekstraten for konsumet.
- $X_t = \ln(c_t / c_0)$ er en stokastisk, normalfordelt variabel som uttrykker vekstraten for konsumet.

Formelen kan forklares på følgende måte:

- En høy ρ gir en høy diskontering av fremtidig nytte, og bidrar dermed til å øke renten.
- En høy μ gjør at konsumenten er lite villig til å flytte forbruk fra perioder med lavt konsum til perioder med høyt konsum. Så lenge den forventede vekstraten for konsumet er positiv, bidrar det til å øke renten.
- Økt usikkerhet i økonomien (målt med variansen til X_t) øker sparingen, og bidrar dermed til lavere rente. Denne virkningen er sterkere jo høyere verdi vi har for μ (som i dette tilfellet kan tolkes som en såkalt relativ risikoaversjonskoeffisient).²

Følgende momenter er bl.a. benyttet i litteraturen for å begrunne at renten kan synke over tid:

- Lavere økonomisk veksttakt etter hvert som teknologiske muligheter uttømmes.
- Større vilje til å ta risiko (målt ved en lavere μ) etter hvert som økonomien vokser.³

¹ Den urealistiske antakelsen om en evigvarende konsument kan erstattes av en antakelse om at aktøren i modellen bryr seg om sine etterkommere, slik at vi får såkalt ricardiansk ekvivalens, jf. f.eks. Barro (1974). Alternativt kan ρ oppfattes som en parameter myndighetene setter på normativt grunnlag ut fra etiske vurderinger, jf. Stern (2006).

² Som omtalt i fotnote 15 i hovedteksten følger det av nytteforventningshypotesen at samme μ inngår både ved vurdering av å flytte konsum over tid (andre ledd i formelen) og ved vurdering av usikkerhet (tredje ledd). Det finnes en omfattende litteratur som ikke påtvinger denne preferansestructuren, jf. f.eks. Gollier (2001).

³ Dette er ikke opplagt fordi μ , som ikke lenger oppfattes som en konstant, også inngår i andre ledd i formelen. Gollier (2002) viser imidlertid at totalvirkningen er en lavere rente så lenge vekstraten med stor sannsynlighet er positiv.

Den risikofrie renten kan på lang sikt bli bestemt av følgende forhold:

- Konsumentenes tidspreferanser rate som bestemmer hvordan nytte i dag verdsettes i forhold til nytte senere. Det er viktig å merke seg at tidspreferanseraten benyttes til å neddiskontere nytte, mens renten benyttes til å neddiskontere konsum. En høy tidspreferanser rate bidrar isolert sett til en høy diskonteringsrente.
- Forventet vekst i økonomien, kombinert med konsumentenes villighet til å flytte konsum i tid. Hvis veksten i økonomien er høy, f.eks. som følge av sterk teknologisk fremgang, men konsumentene er lite villige til å utsette konsum, bidrar det isolert sett til en høy diskonteringsrente.
- Usikkerhet i økonomisk utvikling. Hvis usikkerheten om den økonomiske utviklingen er høy, øker vanligvis spareraten, og det bidrar isolert sett til lavere rente.³⁷ (Når vi bringer inn usikkerhet, må vi tolke risikofri rente som avkastningskravet på en risikofri investering.)

Risikotillegget for et prosjekt bestemmes av hvordan avkastningen i prosjektet samvarierer med resten av økonomien (mengden risiko), den samlede usikkerheten i økonomien, og av hvor villige konsumentene er til å bytte konsum mellom tilstander med lav avkastning og tilstander med høy avkastning (prisen på risiko). Et høyt kompensasjonskrav for å bytte konsum fra tilstander med lav til tilstander med høy avkastning svarer til at konsumentene har høy risikoaversjon.

Vi ser av drøftingen over at villigheten til å flytte konsum over tid er en faktor som er med å bestemme risikofri rente, mens villigheten til å flytte konsumet mellom tilstander er med å bestemme risikotillegget. I økonomiske analyser behandles vanligvis tid og usikkerhet symmetrisk i analysen, slik at en liten villighet til å flytte konsum utover i tid også gir liten villighet til å flytte konsum til tilstander der konsumet er høyt som følge av gunstige utfall.³⁸ Denne symmetrien har bl.a. betydning for muligheten til å forklare det høyere risikotillegget for aksjer. I utgangspunktet kunne vi tenke oss å forklare det høye risikotillegget for aksjer ved at individene i økonomien er svært risikoaverse. Gitt symmetrisk behandling av tid og usikkerhet, og vekst i økonomien over tid, vil imidlertid det også innebære at individene er lite villige til å bytte konsum i dag med konsum senere, slik at den risikofrie renten også blir høy. Innenfor den valgte modellen er det derfor vanskelig samtidig å forklare at historiske data viser relativt lave risikofrie renter og høye risikotillegg.³⁹

Problemene med å forklare historisk sett lave risikofrie renter og høye risikotillegg har ført til fremvekst av modeller der tid og usikkerhet ikke behandles symmetrisk, f.eks. modeller der vanedannelse påvirker fremtidig konsum. I disse modellene vil vi stå friere til å anslå en mulig utvikling i den risikofrie renten uavhengig av utviklingen i risikotillegget for risikable prosjekter. Videre i dette kapitlet vil vi likevel holde oss til standardmodellen med symmetrisk behandling av tid og risiko når vi skal anslå

³⁷ Sammenhengen mellom økt usikkerhet og økt sparerate følger ikke av forutsetningen om risikoaverse konsumenter, men gjelder likevel for en bred klasse av nyttefunksjoner, jf. f.eks. Gollier (2001).

³⁸ Den symmetriske behandlingen av tid og usikkerhet følger av nytteforventningshypotesen. En rekke hovedresultater i finansieringsteori og usikkerhetsøkonomi blir derfor endret dersom en løser opp på forutsetningen om symmetrisk behandling av tid og usikkerhet, jf. f.eks. Gollier (2001).

³⁹ Dersom en går langt tilbake i tid, har imidlertid renter på forholdsvis sikre papirer vært relativt høye, jf. f.eks. Siegel (1995) som benytter data tilbake til 1802.

mulig utvikling i risikofri rente og risikotillegg. Nedenfor drøfter vi hvordan ulike endringer påvirker disse størrelsene:

a) Endret vekst i økonomien

Enkelte økonomer har hevdet at det over tid vil være vanskelig å opprettholde så høye vekstrater som vi har sett gjennom store deler av det 20. århundre, og at en lavere veksttakt vil redusere renten. Det er et godt teoretisk (og empirisk) grunnlag for en positiv sammenheng mellom økonomisk vekst og realrente over tid. Forutsetningen om at gjennomsnittlig vekst vil synke over tid, er imidlertid mer usikker. I lys av nyere økonomisk vekstteori som legger vekt på skalafordeler når det tas hensyn til at aggregert kunnskapskapital inngår som en innsatsfaktor i produksjonen av de fleste goder, synes det like aktuelt å argumentere for en høyere som for en lavere veksttakt på lang sikt.⁴⁰

b) Endret usikkerhet i økonomien

Økt usikkerhet i økonomien vil på samme måte som redusert vekst føre til en lavere sikker rente. I tillegg vil økt usikkerhet bidra til å øke den premien individene krever for å investere i usikre prosjekter. Virkningen av økt usikkerhet er dermed klar både for risikofri rente og for risikotillegg, men det kan derimot være uklart om usikkerheten faktisk øker over tid. Enkelte økonomer har hevdet at det er mer rimelig at vi antar større usikkerhet langt utover i tid rett og slett fordi vi vet mindre om hvordan økonomien da vil se ut.⁴¹ I tillegg har det vært pekt på at begivenheter med mulige katastrofale utfall, f.eks. klimaendringer, i vesentlig grad vil øke usikkerheten og dermed redusere risikofri rente, jf. f.eks. Weitzman (2009). Disse argumentene kan utvilsomt ha noe for seg, men alternativt kan det argumenteres for at bl.a. større internasjonal integrasjon og bedre diversifisering vil redusere variabiliteten i økonomien. Det er heller ikke åpenbart at sannsynligheter for katastrofale utfall bidrar til å øke sparingen og redusere sikker rente, særlig dersom utfallene er så dramatiske at det er vanskelig å finne plasseringer som gir mulighet til å opprettholde konsumet etter at en katastrofe er inntruffet.

c) Svakheter i datagrunnlag

Svakheter i datagrunnlaget kan være en begrunnelse for at det er mulig å forene observerte risikotillegg og rimelige anslag for risikoaversjon. Tankegangen er at aksjer har en langt høyere variabilitet i avkastningen enn det som fremkommer selv i så lange tidsserier som 30-50 år, fordi det i sjeldne tilfeller oppstår utfall i form av kriger mv. som dramatisk endrer oppnådd avkastning og i enkelte tilfeller fullt ut ødelegger aksjemarkedet.⁴² Med en høyere variabilitet når vi tar hensyn til slike utfall, er observerte risikopremier forenlige med mer rimelige anslag på risikoaversjon. Høy variabilitet i aksjemarkedet i senere år kan også trekke i retning av at risikopremiene vil forbli høye.

⁴⁰ Nyere økonomisk vekstteori er f.eks. drøftet i Obstfeld og Rogoff (1996).

⁴¹ Merk at vi her snakker om usikkerhet i hver enkelt periode, og ikke usikkerhet om f.eks. nivået på aksjepriser langt fremover i tid. Med en geometrisk "random walk" med trend vil usikkerheten om nivået på aksjepriser øke over tid selv om periodeusikkerheten er uendret.

⁴² Brown, Goetzman og Ross (1995) peker på at USA, Storbritannia, Tyskland, Nederland, Østerrike og Frankrike hadde fungerende aksjemarkeder i 1792, men at kun markedene i de to første landene har operert sammenhengende siden den gang.

d) Markedssvikt

I avsnitt 8.3 har vi pekt på at aksjemarkedet kan gi en samfunnsøkonomiske korrekt verdsetting av risiko selv om bare en begrenset del av nasjonalformuen verdsettes der. Samtidig er det imidlertid bare en begrenset del av befolkningen som deltar i aksjemarkedet, og dermed direkte bærer den risikoen som omsettes der. Dersom den manglende deltakelsen skyldes høye transaksjonskostnader eller andre former for markedssvikt, kan observerte risikopremier bli høye selv om ikke risikoaversjonen er veldig høy hos dem som deltar i markedet. Økonomiske begrensninger i bruken av aksjemarkedet gjør at risikopremien i markedet ikke uten videre bør brukes i samfunnsøkonomiske analyser, selv om begrensningene ikke nødvendigvis er et argument for at staten bør benytte lavere risikopremier i sine investeringsbeslutninger.

En annen innfallsvinkel er at omfanget av markedssvikt kan bli endret over tid, bl.a. som følge av finansmarkeder som er bedre utbygd og fungerer bedre, og et høyere inntektsnivå som gir mulighet for mer finansiell sparing. Økt mulighet for deltakelse i aksjemarkedet vil i så fall trekke i retning av at forventet risikopremie går ned over tid. Flere økonomer har argumentert for at vi har observert en nedgang i forventede risikopremier i de siste tiårene, jf. bl.a. Blanchard (1993). Dersom aktørene i økonomien er villige til å øke andelen av risikable objekter i sine porteføljer etter hvert som de blir rikere, kan det også vises at risikofrie renter vil synke på lang sikt selv om forventet økonomisk vekst og usikkerheten i hver periode ikke endres.⁴³

Samlet sett er det neppe mulig å trekke klare konklusjoner om hvordan risikofrie renter og risikotillegg vil utvikle seg på riktig lang sikt. Både teoretiske argumenter og en del empiriske analyser kan imidlertid trekke i retning av at risikotillegget kan bli redusert over tid dersom vi tror på fortsatt økonomisk vekst og økt integrasjon av internasjonale finansmarkeder. En slik reduksjon av forventet risikopremie er også lagt til grunn i Finansdepartementets anslag for risikotillegg for offentlige investeringer, jf. boks 8.2. For risikofrie renter er det kanskje enda vanskeligere å finne klare argumenter for hvordan den langsiktige utviklingen vil bli. Enkelte teoretiske argumenter kan trekke i retning av lavere realrenter over tid, jf. drøftingen ovenfor. Samtidig er imidlertid disse argumentene knyttet til relativt enkle teoretiske modeller (jf. boks 8.1), og observerbare realrenter viser i liten grad tegn til et lavere rentenivå over tid (innenfor observasjonsperioden på om lag 30 år). Samlet sett kan det derfor synes vanskelig å ha en velbegrunnet oppfatning om at realrentenivået vil være vesentlig annerledes på lang sikt enn i dag.

⁴³ En slik økende andel risikable objekter svarer til at aktørene har synkende relativ risikoaversjon. Synkende relativ risikoaversjon og lav sannsynlighet for negativ vekst vil gi synkende risikofrie renter over tid, jf. Gollier (2002), og vil også redusere risikotillegget over tid.

Boks 8.2 Anslag på risikotillegg for offentlige investeringer

Et anslag på risikotillegg for offentlige investeringer kan ta utgangspunkt i markedsdata, jf. drøftingen i hovedteksten. I St.meld. nr. 20 (2008-2009) Om forvaltningen av Statens pensjonsfond i 2008 er det anslått en langsiktig, nominell avkastning (geometrisk) på statsobligasjoner på 4,5 pst. pr. år. Med en inflasjonsrate på lang sikt på om lag 2 pst., og en løpetidspremie i størrelsesorden 0,5 pst., svarer dette til en risikofri realrente på om lag 2 pst.

Det er betydelig usikkerhet om den langsiktige risikopremien for aksjer, jf. drøftingen i hovedteksten. I St. meld. nr. 20 er det antatt en forventet langsiktig risikopremie (geometrisk) på 2,5 pst. sammenliknet med statsobligasjoner, svarende til en risikopremie på 3 pst. sammenliknet med risikofri rente. Den langsiktige realavkastningen på aksjer (geometrisk) kan dermed anslås til 5 pst. Med en forventet langsiktig volatilitet knyttet til realavkastningen av aksjeinvesteringer på 15 pst., svarer dette til en gjennomsnittlig aritmetisk avkastning på om lag 6 pst. reelt (og 8 pst. nominelt).¹

For å finne risikotillegget for offentlige investeringer må vi gjøre to korreksjoner. For det første må vi ta hensyn til at avkastningen på aksjer er målt etter bedriftsskatt, mens den offentlige kalkulasjonsrenten skal være før skatt. Dersom vi antar en gjennomsnittlig skattesats på om lag 25 pst., blir den nominelle avkastningen før skatt knapt 11 pst. For det andre fanger det estimerte avkastningskravet opp både risiko knyttet til realinvesteringen og risiko knyttet til gjeldsgrad. Dersom vi antar at dataene er estimert for selskaper som i gjennomsnitt har om lag 50 pst. gjeld og 50 pst. egenkapital (målt som markedsverdi), får vi et nominelt avkastningskrav på om lag 8 pst. for et prosjekt med om lag samme risiko som et gjennomsnittsprosjekt finansiert i aksjemarkedet.² Med en sikker nominell rente på om lag 4 pst. blir dermed risikotillegget lik 4 pst.

En sikker realrente på 2 pst. og et risikotillegg på 4 pst. for prosjekter med samme realrisiko som et gjennomsnittsprosjekt finansiert i aksjemarkedet, er også lagt til grunn for Finansdepartementets rundskriv R-109/2005 Behandling av kalkulasjonsrente, risiko, kalkulasjonspriser og skattekostnad i samfunnsøkonomiske analyser. I dette rundskrivet er det videre lagt til grunn at mange offentlige prosjekter har lavere risiko enn prosjekter finansiert i aksjemarkedet. Det tilrås et risikotillegg på 2 pst. for slike "normale" offentlig prosjekter med moderat systematisk risiko, slik at kalkulasjonsrenten blir 4 pst.

¹ Volatiliteten måles som årlig standardavvik. Med normalfordelt avkastning (lognormale aksjepriser) er sammenhengen mellom geometrisk (r_g) og aritmetisk avkastning (r_a) gitt ved $r_g = r_a - \sigma^2 / 2$, der σ er det årlige standardavviket.

² Det antas en gjennomsnittlig lånerente på 5 pst., slik at $0,5 \cdot 0,11 + 0,5 \cdot 0,05 = 0,08$.

8.6 Diskontering av klimaprosjekter

Drøftingen i avsnitt 8.5 er i hovedsak knyttet til den generelle utviklingen av langsiktige, sikre renter og risikotillegg. I dette avsnittet skal vi mer spesifikt drøfte hvordan klimarelaterte prosjekter bør diskonteres.⁴⁴

Diskusjonen i dette avsnittet er todelt. Vi starter med å drøfte hvordan klimavirkninger bør diskonteres når det skal vurderes om klimagassutslipp bør begrenses. En slik analyse vil i prinsippet føre fram til en utslippsbane som over tid bestemmer konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren. Deretter antar vi at det er valgt en slik utslippsbane, og at banen realiseres via et kvotesystem. I et slikt kvotesystem er prisen på kvotene usikker, og vi drøfter hvordan denne usikkerheten bør påvirke diskonteringsrenten i prosjekter der slike kvoter inngår.

Reduksjon av klimagassutslipp

Fastsettelse av en optimal bane for klimagasser er et ”stort prosjekt” (jf. drøftingen i kapittel 7) som i vesentlig grad vil påvirke risikofri rente, risikotillegg og andre priser i økonomien. I analysen er det dermed ikke mulig å ta utgangspunkt i de rentene og risikotilleggene vi kan anslå før prosjektet realiseres. I stedet må analysen bygge på en modell som tar direkte utgangspunkt i preferanser (nyttefunksjoner) og tilgjengelig teknologi (produktfunksjoner). I boks 8.3 er det skissert hvordan en slik analyse i prinsippet kan utføres, og i den forbindelse er det også kort redegjort for analysen i Stern-rapporten.

⁴⁴ Drøftingen kan i prinsippet også være relevant for andre store tiltak på miljøsidan, f.eks. en global satsing mot reduksjon av biologisk mangfold.

Boks 8.3 Diskontering og reduksjon av klimagassutslipp

Formelen (*) i boks 8.1 uttrykker renten langs en balansert vekstbane, og kan ikke benyttes dersom vi vurderer et svært stort prosjekt, f.eks. globale tiltak mot klimaendringer. Virkningene av et slikt prosjekt må beregnes direkte fra nyttefunksjonen som:

$$\Delta EU = \int_0^{\infty} e^{-\rho t} E(u(\Delta c_t)) dt \quad (**),$$
 der Δc_t er den stokastiske endringen i optimalt konsum som følger av prosjektet på tidspunkt t , $u(c_t)$ er en nyttefunksjon definert over konsum på tidspunkt t , ρ er en tidspreferanserate som benyttes til å neddiskontere nytte mellom ulike tidspunkter, og E er en forventningsoperator.¹

I referansebanen (uten tiltak mot klimaendringer) følger konsumet en stokastisk bane over tid. I klimasammenheng kan vi tenke oss at den viktigste usikkerheten er knyttet til skadevirkningen av klimagasser (klimafølsomheten) og teknologiske endringer. Når vi gjennomfører klimatiltak, vil denne konsumbanen bli endret, og vi får en ny stokastisk konsumbane (som er usikker både fordi referansebanen er usikker, og fordi virkningene av klimatiltak er usikre). Endringen i konsum på hvert tidspunkt gir en endring i nytte på hvert tidspunkt, og denne endringen i nytte neddiskonteres til tidspunkt 0 ved bruk av tidspreferanseraten, ρ .

Tidspreferanseraten er i utgangspunktet den samme som i formel (*) i boks 8.1. De øvrige variablene i formel (**) vil avhenge av hvilke av de usikre utfallene som blir realisert. Vi har dermed ikke én entydig diskonteringsrente på samme måte som for et lite prosjekt. Når vi nedenfor snakker om "diskonteringsrenten" eller "avkastningskravet" for klimatiltak, må det tolkes som den gjennomsnittlige diskonteringsrenten vi får når vi simulerer ulike utfall av (**).

Det sentrale resultatet i denne boksen er at avkastningskravet bestemmes av temperaturøkningen som følge av økt utslipp av klimagasser (klimasensitiviteten) og forutsetninger om teknologiutvikling.² Dersom klimasensitiviteten er høy, vil skadevirkningene være store dersom det ikke iverksettes tiltak mot klimagassutslipp, konsumet uten tiltak blir lavt, og avkastningen av tiltak vil være høy. Motsatt vil en lav klimasensitivitet gjøre at skadevirkningene av økte klimagassutslipp er små, konsumet kan holdes på et høyt nivå uten tiltak, og avkastningen av tiltak vil være lav. Avkastningen av tiltak som reduserer utslipp av klimagasser, er dermed negativt korrelert med konsumnivået i økonomien når usikkerheten er knyttet til klimasensitivitet. Det gjør isolert sett at diskonteringsrenten blir lavere enn under full sikkerhet.

¹ Vi beholder en tidsadditiv nyttefunksjon, jf. boks 8.1, og ser også bort fra fordelingsproblemer.

² Vi antar for enkelthets skyld at usikkerheten om skadevirkninger av klimaendringer er knyttet til klimasensitiviteten, og ikke til usikkerhet om skadevirkningene av en gitt temperaturøkning.

Virkningen av usikker teknologi for diskontering er noe mer komplisert enn virkningen av usikker klimasensitivitet. Det skyldes at vi ikke uten videre kan si hvordan teknologiutvikling for å løse et klimaproblem er korrelert med annen teknologiutvikling (og dermed med konsumnivået i økonomien).³ En sterk utvikling av klimateknologi vil gjøre avkastningen av klimaprojekter lav fordi det isolert sett er langt billigere for samfunnet å utsette prosjektene til ny og bedre teknologi er på plass. Dersom utviklingen av klimateknologi er positivt korrelert med utviklingen av annen teknologi (og dermed konsumnivå), er dermed avkastningen av klimaprojektene lav når konsumet i økonomien er høyt. Tilsvarende er avkastningen av klimagassprosjektene god når konsumet i økonomien er lavt (svak teknologiutvikling og ingen gevinst ved å utsette prosjektet). Den negative korrelasjonen mellom avkastningen på klimagassprosjektene og konsumet i økonomien gir igjen en diskonteringsrente som er lavere enn den risikofrie renten. Motsatt vil imidlertid en negativ korrelasjon mellom utvikling av klimateknologi og annen teknologi gjøre at avkastningen på klimaprojekter er høyest når konsumet i økonomien er høyt. Det gjør i så fall at diskonteringsrenten, alt annet likt, er høyere enn den risikofrie renten.

Det er vanskelig å fastslå hvordan teknologiutvikling på klimaområdet er korrelert med generell teknologiutvikling. En mulighet er at sterk satsing på klimateknologi får fram teknologiske løsninger som også kan anvendes på andre områder, slik at det er komplementaritet mellom ulike innovasjoner.⁴ En annen mulighet er at sterk satsing på klimateknologi fortrenger mulighetene til å utvikle teknologi på andre områder. I mangel av sikker kunnskap kan det være en praktisk tilnærming å anta at det ikke er noen klar korrelasjon mellom utviklingen av klimateknologi og utviklingen av annen teknologi. Det vil i så fall bety at diskonteringsrenten for klimaprojekter skal være lavere enn den risikofrie renten på grunn av den negative korrelasjonen mellom klimasensitivitet og konsumnivå over tid (slik at reduksjon av klimagassutslipp i stor grad kan ses på som et forsikringsprosjekt). I tillegg vil imidlertid mangel på løpende fleksibilitet ha stor betydning for utformingen av optimale klimatiltak, jf. drøftingen i avsnitt 8.4.

I Stern-rapporten brukes det omfattende stokastiske modeller for å simulere virkningen av klimaendringer. Utfallet av hver simulering vil i prinsippet bestemme én diskonteringsrente for konsum, men bare for det ene utfallet, jf. omtalen ovenfor. Generelt er det derfor ikke benyttet én enkelt diskonteringsrente i Stern-rapporten. Utfallene av simuleringene avhenger både av valg av parametere i nyttefunksjonen og av de sannsynlighetsfordelingene som er lagt til grunn i simuleringene. Parameterne er valgt ut fra empiriske vurderinger, men det er også valgt en lav tidspreferanserate ut fra etiske hensyn. Den etiske vurderingen til Stern-rapporten gjenspeiler et syn om at nyttevirksomheter bør vurderes tilnærmet likt uavhengig av hvilken generasjon de tilfaller. Et slikt syn kan bl.a. reflektere at muligheten til kompenserende omfordeling av inntekt mellom generasjoner er lite realistisk for store klimaendringer som berører alle land, jf. også kapittel 7. Appendix 2A i Stern-rapporten drøfter diskontering av klimaendringer.

³ En sterk generell teknologiutvikling gir en positiv formuesvirkning på konsumet, men kan også føre til at konsumet blir utsatt i tid som følge av høyere risikofri rente, jf. Ramsey-formelen i boks 8.1. Her ser vi bort fra ev. tidsforskyvning av konsumet som følge av endringer i risikofri rente.

⁴ Se f.eks. Bresnahan og Trajtenberg (1995).

Omtalen i boks 8.3 viser at den økonomiske vurderingen av globale klimatiltak er komplisert, også når det gjelder diskontering, og det er vanskelig å gi operative svar. Utvalget mener likevel det kan argumenteres for at diskonteringsrenten for globale klimatiltak bør være lavere enn risikofri rente på grunn av forsikringselementet i slike tiltak, jf. omtalen i boksen. Det kan videre argumenteres for at det for slike store og langsiktige prosjekter, med betydelige fordelingsvirkninger mellom land og generasjoner, bør benyttes en lav tidspreferanserate av etiske grunner. Det vil i så fall også trekke i retning av en lav diskonteringsrente, jf. drøftingen i Stern-rapporten. For praktisk virkemiddelbruk i norsk økonomi vil imidlertid diskontering innenfor kvotesystemer kunne ha større betydning, jf. drøftingen nedenfor.

Diskontering innenfor kvotesystemer

Innenfor et kvotesystem vil klimavirkningen være gitt når samlet kvotemengde over tid er bestemt. Den relevante usikkerheten for investeringer mv. som innebærer endringer i klimagassutslipp, vil være endringer i kvoteprisen over tid.

Den relevante diskonteringsrenten for klimakvoter kan i prinsippet estimeres dersom vi har gode finansielle markeder for fremtidige kvotepriser.⁴⁵ Prisen på klimakvoter må i utgangspunktet antas å være positivt korrelert med aktivitetsnivået i økonomien, og verdien av kvotene bør derfor neddiskonteres med en rente som er høyere enn risikofri rente (dvs. ha et positivt risikotillegg). I de fleste tilfeller vil klimakvoter inngå i ulike prosjekter sammen med en rekke andre usikre komponenter, f.eks. i form av usikker transporttetterspørsel og usikre priser på innsatsfaktorer i veg- eller jernbaneprosjekter. Ofte vil verdien av klimakvotene utgjøre en begrenset del av det aktuelle prosjektet, og tidligere estimerte diskonteringsrenter for denne typen investeringer vil i liten grad endres. Hovedanslagene for diskontering av offentlige prosjekter bør derfor som en praktisk tilnærming i mange tilfeller kunne beholdes selv om omfanget av klimaregulering og prisen på klimakvoter øker over tid.

I mange prosjekter vil kvoter for klimagassutslipp inngå på kostnadssiden av prosjektet. Noen prosjekter vil imidlertid ha som formål å redusere klimagassutslipp, og kvoteverdien vil dermed inngå på prosjektets inntektsside. Det kan i utgangspunktet virke lite rimelig at verdien av klimakvoter skal risikojusteres på samme måte uavhengig av om kvotene inngår på inntekts- eller kostnadssiden av et prosjekt. En nærmere analyse viser imidlertid at prosjektanalysen blir riktig på den måten:

Når fremtidig utslippsreduksjon (og dermed redusert bruk av klimakvoter) inngår på inntektssiden av prosjektet, vil det positive risikotillegget bidra til å redusere prosjektets nåverdi. Det reflekterer at verdien av prosjektet er knyttet til kvoteprisen, og at kvoteprisen i gjennomsnitt er høy når det ellers går godt i økonomien. Ved et prosjekt som gir netto utslippsøkning, vil derimot det positive risikotillegget bidra til å øke prosjektets nåverdi. Kostnadene er høye når det går godt i økonomien (og kvoteprisen er høy), mens lavere kvotepris bidrar til å redusere kostnadene i lavkonjunktur. Generelt vil usikre kostnader (med en gitt forventning) øke verdien av et prosjekt når usikkerheten skyldes prissvingninger som er positivt korrelert med den generelle aktiviteten i økonomien.

⁴⁵ Vi går ikke inn på hvordan risikotillegg kan estimeres fra prisdata, men viser til drøftingen i f.eks. Hull (2003).

En samlet analyse

Analysen innenfor kvotesystemet hviler på at den samlede kvotemengden er gitt over tid. Dersom samlet kvotemengde endres over tid, f.eks. slik at systemet strammes inn dersom klimafølsomheten viser seg å være høyere enn forventet, får vi en kombinasjon av de to analysene ovenfor. Det enkleste kan være å tenke seg at kvotesystemet er definert for perioder, og at kvotemengden er gitt innen en periode, men kan endres før en ny periode starter. I så fall vil diskonteringen innen en periode isolert sett fortsatt tilsi positive risikotillegg (pga. høyere verdi av kvotene ved høy økonomisk aktivitet). Diskonteringen mellom perioder kan imidlertid isolert sett tilsi et negativt risikotillegg dersom uventet store skadevirkninger av klimagassutslipp (høy klimafølsomhet) fører til lavere konsum over tid, innstramning i kvotesystemet og høyere kvotepris, og omvendt dersom skadevirkningene av klimagassutslipp er lavere enn forventet.⁴⁶

Det er dermed ikke mulig å finne et enkelt svar på hvordan klimarelaterte prosjekter bør diskonteres, heller ikke for et lite land som i stor grad vil stå overfor gitte priser i EUs kvotesystem, jf. drøftingen i kapittel 9. For mange prosjekter som fører til endrede klimagassutslipp, vil klimabetydningen være begrenset og i liten grad påvirke risikoprofilen. Hvis kvotesystemet oppfattes som rimelig stabilt over tid, men med noe sannsynlighet for uventede endringer i samlet kvotemengde, kan det videre tilsi et moderat risikotillegg for klimakvoter. En praktisk løsning kan i så fall være at for prosjekter der inntekter eller utgifter i stor grad er avhengig av kvotepriser eller avgifter på klimagassutslipp, kan risikotillegget på 2 pst. for et normalt offentlig tiltak benyttes, jf. R-109/2005..

8.7 En kort oppsummering

Teorien for håndtering av tid og usikkerhet i samfunnsøkonomiske analyser er til dels komplisert, særlig for svært langvarige prosjekter der vi ikke har gode markedsdata. Basert på drøftingen i dette kapitlet kan vi likevel trekke noen konklusjoner:

1. Diskonteringsrenten i nytte-kostnadsanalyser bør være en realrente som er beregnet før skatt, og med en løpetid som er tilpasset prosjektlengden.
2. Det bør i utgangspunktet benyttes markedsbaserte anslag for risikofri rente og risikotillegg.
3. Det er stor usikkerhet om anslagene for risikotillegg på lang sikt og til dels også for langsiktig, risikofri rente. Det finnes argumenter i økonomisk teori for en lavere risikofri diskonteringsrente på lang sikt, men disse argumentene er ikke entydige. Utvalget foreslår ingen endringer i gjeldende praksis (jf. Finansdepartementets rundskriv R-109/2005). Det bør tas hensyn til at risikoen i mange offentlige prosjekter er lav (slik det er lagt opp til i rundskrivet).
4. Med usikkerhet og irreversible beslutninger er det viktig å vurdere tidspunkt for investering og valg av prosjektutforming, særlig med sikte på å bevare beslutningsfleksibilitet. Prosjektet bør utformes og startes opp slik at nåverdien blir størst mulig (forutsatt at ikke-verdsatte elementer er like for tilfellene som

⁴⁶ Det er ikke åpenbart at kvoteprisen øker i et slikt scenario, fordi uventet store klimakostnader også har en negativ inntektsvirkning.

- sammenliknes). Irreversible investeringer kan være krevende å analysere, men representerer ingen markedssvikt.
5. Renter som diskonterer størrelser som er verdsatt i kroner, kan ikke generelt benyttes til å diskontere virkninger målt i andre enheter enn kroner.
 6. I økonomiske analyser der miljøgoder verdsettes, kan det være nødvendig å håndtere endringer i relative priser fordi miljøgoder kan bli knappere over tid. Slike endringer bør ivaretas i inntekts- og kostnadsstrømmene, og ikke i diskonteringsrenten.
 7. For mange prosjekter som fører til endrede klimagassutslipp, vil klimabetydningen være begrenset og i liten grad påvirke risikoprofilen. For prosjekter der inntekter eller utgifter i stor grad er avhengig av kvotepriser eller avgifter på klimagassutslipp, kan risikotillegget på 2 pst. for et normalt offentlig tiltak benyttes, jf. rundskriv R-109/2005.
 8. Fordelingsproblemer mellom generasjoner bør fremkomme eksplisitt i analysen på samme måte som andre fordelingsvirkninger.
 9. Vurderingen av store prosjekter kan ikke bygge direkte på eksisterende priser, men krever separate analyser, herunder analyser av fordelingsvirkninger og virkningene av usikkerhet. Koordinerte tiltak for å redusere globale klimagassutslipp er et eksempel på et slikt stort prosjekt som i vesentlig grad kan påvirke markedsprisene. Det kan argumenteres med at prosjektet har forsikringskarakter og derfor bør ha et negativt risikotillegg (og dermed en lavere diskonteringsrente enn dersom det ikke tas hensyn til risiko).

Kapittel 9 Klimapolitikk og regulering av klimagassutslipp

9.1 Innledning

I mandatet heter det at utvalget skal vurdere hensiktsmessige metoder for å anslå den fremtidige utviklingen i priser på utslipp av klimagasser og hvordan slik prisinformasjon bør brukes i samfunnsøkonomiske analyser. Utvalget skal videre vurdere hvordan avvik mellom privatøkonomiske og samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderinger best kan håndteres. I dette kapitlet gir utvalget en samfunnsøkonomisk analyse av norsk politikk overfor klimagassutslipp basert på de generelle reglene for slike analyser som er drøftet i kapitlene 7 og 8. Som et ledd i analysen tar utvalget opp bruken av tilgjengelig prisinformasjon. Utvalget drøfter ikke hvordan tilpasninger til klimaendringer best kan gjennomføres, jf. bl.a. at det er satt ned et eget utvalg for å vurdere dette spørsmålet. Drøftingen i kapitlet er videre konsentrert om hvordan Norge som et lite land bør forholde seg til en internasjonal klimaavtale med andre land som sikter mot å begrense utslippene av klimagasser. Utvalget går derfor i dette kapitlet i begrenset grad inn på hva som kan være en globalt bærekraftig løsning på klimautfordringene gitt de skadevirkningene klimaendringer kan ha, jf. omtalen i kapittel 4.

En samfunnsøkonomisk analyse gir ikke i seg selv entydige svar på hvordan norsk klimapolitikk bør utformes. Det er også nødvendig å ta utgangspunkt i hvilke mål myndighetene har for klimapolitikken, og hvilke kriterier som foreligger for hvordan målene bør nås. Disse spørsmålene er drøftet i avsnitt 9.2, og er nærmere utdypet i vedlegg 1 i rapporten. Et viktig spørsmål er om gjennomføringen av mål kun er knyttet til en kostnadseffektiv oppfølging av internasjonale avtaleforpliktelser, eller om det også skal tas hensyn til hvordan norsk politikk påvirker globale utslipp. Utvalget drøfter også om myndighetene kan tenkes å ha bredere mål for sin klimapolitikk, særlig knyttet til å øke sannsynligheten for å få til en internasjonal avtale gjennom krav til utslippsreduksjoner innenlands. Implikasjonene av et ev. slikt mål drøftes i avsnitt 9.5.

Myndighetene kan benytte ulike virkemidler for å nå de målene som settes. Utslipp av klimagasser innebærer en negativ ekstern virkning som har samme skadevirkning for klimaet uavhengig av hvor utslippet finner sted. Omsettelige kvoter eller avgifter peker seg dermed ut som de sentrale virkemidlene overfor klimagasser, jf. omtalen i kapittel 7. I avsnitt 9.3 drøftes bruk av kvoter og avgifter overfor utslipp i privat og offentlig sektor.

Tre forhold er særlig sentrale i drøftingen av virkemidler: For det første tar utvalget stilling til hvilken pris for klimagassutslipp som bør benyttes i en situasjon der det ikke foreligger en fullstendig global klimaavtale. For det andre drøfter utvalget om en slik pris bør benyttes overfor alle sektorer i økonomien, eller om det er ønskelig med mer differensierte virkemidler (særlig som følge av risiko for såkalt karbonlekkasje). For det tredje tar utvalget opp hvilken betydning usikkerhet om fremtidige kvotepriser har for en optimal klimapolitikk. Drøftingen i avsnitt 9.3 bygger på teoriomtalen i

kapitlene 7 og 8, men samtidig legger utvalget vekt på å finne operative handlingsregler som tilpasser teorieresultatene slik at de kan anvendes i praksis.

I avsnitt 9.4 drøfter utvalget hvordan ev. andre former for markedssvikt enn den direkte forurensingseffekten av klimagasser kan ha betydning for virkemiddelbruken. I den forbindelse tar utvalget opp problemet med at noen grupper ikke nødvendigvis har god nok innsikt i eller informasjon om fremtidige kvotepriser til å fatte lønnsomme beslutninger, f.eks. når husholdninger fatter beslutninger om energibruk i hus. Betydningen av teknologiutvikling for å begrense utslippene av klimagasser, og problemet med at markedet neppe vil være i stand til å generere ønsket innsats på teknologiområdet, drøftes i kapittel 10.

I avsnitt 9.5 drøfter utvalget eventuelle begrunnelser for og konsekvenser av å ha et separat mål for klimagassutslipp innenlands. En mulig begrunnelse for et slikt mål kunne være å synliggjøre for andre land at en reduksjon av klimagassutslipp er mulig uten for store velferdstap, og dermed eventuelt øke sannsynligheten for at flere land over tid blir med i en internasjonal avtale. Avslutningsvis drøfter utvalget hvordan innenlandske mål kan implementeres dersom myndighetene ønsker å ha et slikt mål.

I avsnitt 9.6 oppsummeres kort de ulike vurderingene og tilrådingene utvalget har på klimaområdet.

9.2 Mål og kriterier for måloppfyllelse i klimapolitikken

I dette avsnittet drøftes mål for norsk klimapolitikk og kriterier for hvordan disse målene bør oppnås. Et mål i inneværende avtaleperiode er å oppfylle den norske avtaleforpliktelsen etter Kyoto-avtalen. Den norske avtaleforpliktelsen er skissert i boks 4.3. Forpliktelsen er i utgangspunktet knyttet til kvoteplikt, og ikke til utslippsnivå. Norge skal ved utløpet av perioden 2008-2012 ha en kvotemengde som er større eller lik samlede utslipp av klimagasser i de fem årene.

I tillegg har myndighetene mål om overoppfyllelse av Kyoto-avtalen samt ulike langsiktige mål om å kutte de globale utslippene av klimagasser, jf. omtale i boks 4.3. De langsiktige målene er dels knyttet til om det oppnås en global og ambisiøs klimaavtale. Myndighetene har også målformuleringer knyttet til utslippsreduksjoner innenlands, jf. omtalen i avsnitt 9.2.3. Videre har Norge en omfattende innsats rettet mot utviklingsland uten kvoteplikt i Kyoto-perioden, særlig gjennom bevilgninger til internasjonale tiltak mot avskoging.

9.2.1 Kriterier for gjennomføring: kostnadseffektiv gjennomføring i tråd med avtale

Et naturlig utgangspunkt er at Norge gjennomfører sine mål på en kostnadseffektiv måte, jf. omtale av kostnadseffektivitet i kapittel 4. Det innebærer at forpliktelsene etter Kyoto-avtalen oppfylles slik at kostnadene for Norge blir så lave som mulige, og tilsvarende for overoppfyllelsen og de langsiktige målene.

En problematisk side ved et mål som kun er knyttet til å oppfylle en internasjonal avtale kostnadseffektivt, kan være at vi strengt tatt ikke er interessert i om de tiltakene vi gjennomfører, faktisk bidrar til globale reduksjoner av klimagassutslipp. Ideelt sett

kunne en se for seg at ethvert tiltak som ga godkjente utslippsreduksjoner i henhold til Kyoto-avtalen, også ga reelle utslippsreduksjoner. Det er tre grunner til at det neppe er tilfelle: For det første kan for streng regulering av flyttbare norske utslippskilder føre til at de flytter til land som ikke har påtatt seg kvantitative forpliktelser etter Kyoto-avtalen, i stedet for å redusere sine utslipp innenlands. Dette er problemet med såkalt karbonlekkasje som vi kommer tilbake til i avsnitt 9.3.2. For det andre innebærer norske kjøp av Kyoto-kvoter (AAU-er) fra land med store kvoteoverskudd ("hot air") ikke nødvendigvis reelle utslippsreduksjoner. Kjøp av slike kvoter har vært lite aktuelt i norsk klimapolitikk, og utvalget går derfor ikke videre med å drøfte ev. slike kjøp.⁴⁷ For det tredje er det ikke åpenbart at systemet med prosjektbaserte kvotekjøp fra land uten kvantitative forpliktelser (CDM-er) i alle tilfeller fører til like store reelle som formelle utslippsreduksjoner, jf. drøftingen i avsnitt 9.3.1. Innenfor en ev. global klimaavtale etter Kyoto-perioden er det imidlertid mulig å se for seg et langt bedre samsvar mellom tillatte og faktiske utslippsreduksjoner.

9.2.2 Kriterier for gjennomføring: kostnadseffektiv reduksjon av globale utslipp

Et alternativ til at Norge skal oppfylle Kyoto-avtalen (og øvrige mål) kostnadseffektivt gjennom alle tillatte tiltak, er å oppfylle kun gjennom tiltak som fører til reelle utslippsreduksjoner.

Utvalget legger til grunn at myndighetene ønsker å nå klimamålene gjennom reelle utslippsreduksjoner globalt. Blant annet har myndighetene i diskusjonen om bruk av CDM-er lagt vekt på å argumentere for at det nåværende systemet med stor sikkerhet gir reelle utslippsreduksjoner, jf. bl.a. omtalen i Revidert nasjonalbudsjett 2007. Videre er det vanskelig å tolke løftet om å overoppfylle Kyoto-avtalen med 10 pst. og den sterke internasjonale satsingen på skogtiltak inn i en ramme der Norge kun er interessert i kostnadseffektiv avtaleoppfølging i denne perioden (selv om det kan være tenkelig å se disse tiltakene kun som tilrettelegging for neste avtaleperiode), jf. omtalen i boks 4.3. Utvalget baserer derfor den videre drøftingen på at Norge ønsker å nå klimamålene gjennom reelle utslippsreduksjoner.

9.2.3 Mulige ytterligere mål

Myndighetene kan også ha mål som går lenger enn å oppfylle Kyoto-avtalen (inkl. overoppfyllelsen) og senere klimaavtaler gjennom tiltak som gir globale utslippsreduksjoner. Det mest nærliggende er at myndighetene har mål om å gjennomføre større utslippsreduksjoner innenlands enn det som følger av en kostnadseffektiv reduksjon av globale utslipp, jf. bl.a. den omfattende drøftingen av innenlandske mål i St.meld. nr. 34 (2006-2007) Norsk klimapolitikk (klimameldingen) og i klimaforliket.

I klimameldingen er det gitt følgende omtale av innenlandske mål, jf. også omtalen i boks 4.3: "*Basert på Statens forurensingstilsyns tiltaksanalyse, de sektorvise*

⁴⁷ Det kan argumenteres for at problemet er at Kyoto-avtalen samlet sett ikke er stram nok, snarere enn at fordelingen av kvoter i seg selv er et problem. En betydelig skjevdeling av kvoter er fullt forenelig med en stram internasjonal avtale, og er også i samsvar med norske løfter om klimanøytralitet, jf. omtalen i boks 4.3.

klimateknologiplanene samt eksisterende virkemidler mener regjeringen det er realistisk å ha et mål om å redusere utslippene i Norge med 13-16 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i forhold til referansebanen slik den er presentert i nasjonalbudsjettet for 2007, når skog er inkludert.” I klimaforliket er dette intervallet utvidet til 15-17 mill. tonn. Etter utvalgets syn kan den siterte setningen forstås på flere måter: En mulighet er at myndighetenes beste anslag for utslippsreduksjoner innenlands er 13-16 mill. tonn gitt den virkemiddelbruken myndighetene ser for seg. I dette tilfellet blir realiserte innenlandske utslippsreduksjoner en følge av virkemiddelbruken, og målet har ikke direkte betydning for valg av virkemidler. En annen mulighet er at målet er bindende i den forstand at myndighetene vil tilpasse virkemiddelbruk for at innenlandske utslippsreduksjoner skal være innenfor intervallet.

I avsnittene 9.3 og 9.4 drøfter utvalget virkemiddelbruk med utgangspunkt i at Norge har som mål å oppfylle Kyoto-avtalen gjennom tiltak som fører til globale utslippsreduksjoner. I avsnitt 9.5 drøfter utvalget hvordan ev. tilleggsmål om innenlandske utslippsreduksjoner kan nås på en best mulig måte (gitt at myndighetene har valgt å ha det), og går samtidig inn på argumenter for og mot slike tilleggsmål.

9.3 Hovedvirkemidler overfor klimagassutslipp: Kvoter og avgifter

Drøftingen av problemet med klimagassutslipp i kapittel 4 viste at omsettelige kvoter og avgifter er godt egnede virkemidler for å regulere klimagassutslipp. Slike virkemidler vil i utgangspunktet også kunne fungere godt på alle forvaltningsnivåer, jf. drøftingen i kapittel 13. Valget mellom de to virkemidlene, og hvor høy avgift eller kvotepris som bør velges, er tema for dette avsnittet. I avsnitt 9.3.4 drøftes problemene med å benytte subsidier til fornybar energi som et utfyllende virkemiddel til å sette karbonpriser via kvoter eller avgifter.

9.3.1 Hvordan bør norske klimagassutslipp verdsettes?

I kapittel 7 viser vi at spørsmålet om en optimal kalkulasjonspris i utgangspunktet er enkelt i en liten, åpen økonomi som står overfor en gitt internasjonal pris. Den internasjonale prisen bør benyttes som kalkulasjonspris for alle innenlandske beslutninger. Med en global klimaavtale som fører til en felles internasjonal karbonpris, vil den internasjonale prisen vise kostnaden ved norske klimagassutslipp, og dermed være utgangspunkt for all innenlandsk virkemiddelbruk.

Uten en internasjonal avtale er det ikke like klart hvordan norske utslipp bør verdsettes. I dag er om lag 40 pst. av norske klimagassutslipp regulert gjennom EUs kvotesystem. Denne andelen vil trolig øke til om lag 50 pst. fra 2013 når kvotesystemet utvides. Norske klimagassutslipp utenfor EUs kvotesystem er i dag regulert gjennom avgifter på utslipp (i hovedsak transport- og avfallssektoren), eller er uten økonomiske virkemidler (fiske, landbruk og prosessindustri). Virkemidlene overfor norske klimagassutslipp er drøftet i boks 4.4.

For verdsetting av klimagassutslipp er det avgjørende spørsmålet hvordan Norge på marginen dekker sine utslippsforpliktelser. I klimameldingen (St.meld. nr. 34 (2006-2007)) og klimaforliket er det satt mål for hvor store utslippsreduksjoner Norge skal være ansvarlig for på ulike tidspunkter, jf. omtalen i boks 4.3. Det er ikke realistisk at

Norge fullt ut skal realisere disse målene gjennom utslippsreduksjoner innenlands, og Norge må derfor importere kvoter. Det kan i utgangspunktet gjøres på to måter: Norge kan importere kvoter fra EU-systemet eller benytte det internasjonale markedet for såkalte CDM-prosjekter, jf. omtalen i boks 9.1.⁴⁸

⁴⁸ Norge kan også benytte prosjektsamarbeid i land med en utslippsforpliktelse etter Kyoto-avtalen, såkalte JI-prosjekter, eller kjøpe utslippsrettigheter direkte fra andre stater (AAU-er).

Boks 9.1 Kvoteplikt og kvotesystemer

Kyoto-protokollen fastsetter en utslippsforpliktelse for de industrialiserte landene som har ratifisert protokollen. Protokollen gir landene plikt til å levere kvoter (kvoteplikt) tilsvarende sine utslipp.

Protokollen åpner for at partene, som supplement til nasjonale tiltak, kan bruke Kyoto-mekanismene til å oppfylle utslippsforpliktelsen. Dette innebærer at landene kan slippe ut mer enn det nivået som er spesifisert i forpliktelsen, dersom disse utslippene motsvares av at landet har kjøpt et tilsvarende antall kvoter etter de regler som gjelder. Kyoto-mekanismene består av handel med utslippskvoter, prosjektsamarbeid mellom industriland som har ratifisert protokollen (JI), og prosjektsamarbeid med utviklingsland (CDM). Bruk av disse mekanismene gjør det mulig for landene å gjennomføre avtalen til lavest mulig kostnader.

Kyoto-avtalen bestemmer de samlede utslippene fra de landene som har påtatt seg utslippsforpliktelser. I tillegg kan utslipp bli ytterligere redusert ved at utslippskvoter blir kansellert eller solgt til parter utenfor kvotemarkedet. Norges planlagte overopppfyllelse av Kyoto-protokollen er et eksempel på det første.

Kyotoprotokollen fastsetter i liten grad virkemidler for hvordan landene skal overholde forpliktelsen. Flere land har innført kvotesystemer som gir bedrifter eller andre aktører incentiver til utslippsreduksjoner. EUs bedriftskvotestystem omfatter flest virksomheter og utslipp, men også regionale kvotesystemer i USA og kvotesystemene i New Zealand og i Australia gjør at flere og flere aktører står overfor en pris på utslipp av klimagasser gjennom kvotesystemer. For alle kvotesystemer gjelder at de setter et felles tak på utslipp innenfor kvotesystemet.

Det vises til boks 4.3 for en gjennomgang av norske forpliktelser og boks 4.4 for en gjennomgang av norske virkemidler i klimapolitikken. Norske kvotepliktige bedrifter er en integrert del av EUs kvotesystem. Gjennom deltakelse i EUs kvotemarked bidrar Norge til et stramt kvotemarked. Ingen land i Europa tildeler færre utslippskvoter, verken som andel av bedriftenes utslipp i 2005 eller sammenliknet med det de forventes å slippe ut i 2008-2012. Den samlede mengden kvoter Norge selger eller tildeler vederlagsfritt i EUs kvotesystem er på om lag 15 mill. tonn per år, som er om lag 7 mill. tonn lavere enn de kvotepliktige bedriftenes antatte utslipp. Norske kvotepliktige bedrifter importerer dermed kvoter fra EUs kvotesystem som kan benyttes til å dekke Norges Kyoto-forpliktelse.

Den stramme tildelingen i EUs kvotesystem bidrar til at Kyoto-forpliktelsen mer enn oppfylles. Det er imidlertid behov for å kjøpe kvoter under Kyoto-mekanismene for å innfri overopppfyllelsen, jf. omtale i boks 4.3. Statens retningslinjer for kjøp av kvoter er omtalt i Revidert nasjonalbudsjett for 2007. En rekke avtaler for statens kvotekjøp har blitt inngått i løpet av høsten 2008 og hittil i år.

Med ulike muligheter for kvoteimport vil utgangspunktet for et lite land normalt være å kjøpe de kvotene som har lavest kostnad. Prisene på godkjente CDM-er (CER-er) er noe lavere enn prisene på EU-kvoter. En optimal norsk politikk kunne derfor være å dekke sine utslippsforpliktelser på marginen via CDM-kjøp, og dermed benytte CDM-prisen (CER-prisen) til å bestemme kostnadene ved norske klimagassutslipp. En del forhold gjør imidlertid at prisen på EU-kvoter likevel kan være mer velegnet for verdsettingsformål:

- Ved verdsetting av klimagassutslipp er det ikke bare prisen i dag som er viktig, men også forventet prisutvikling fremover i tid. Det er usikkert hvordan CDM-instrumentet vil bli benyttet i en fremtidig klimaavtale, og det er ikke usannsynlig at CDM-er vil spille en langt mindre rolle enn i den nåværende Kyoto-perioden, jf. omtalen i kapittel 4. EU-markedet må derimot antas å vedvare utover i tid, og har også en institusjonell oppbygging som understøtter dette. EU-markedet har også informasjon om forventet utvikling i kvotepriser via noterte futurespriser, jf. boks 9.2.⁴⁹
- Diskusjonen av mål og gjennomføringskriterier i avsnitt 9.2 tilsier at Norge ikke bare er interessert i pris, men også i om kvotene faktisk gir globale utslippsreduksjoner. Det sentrale kriteriet for godkjenning av CDM-er er såkalt addisjonalitet, dvs. at CDM-prosjekter kun skal godkjennes dersom de gir en reduksjon av klimagassutslipp sammenliknet med en referansebane. Det er flere argumenter for å benytte CDM-prosjekter innenfor Kyotoperioden, og utvalget drøfter ikke nærmere hvordan norsk kvoteimport bør sammensettes.⁵⁰ Over tid virker det imidlertid lite realistisk å realisere omfattende utslippsreduksjoner innenfor et prosjektbasert system, jf. drøftingen i Hagem og Holtmark (2008). Kvotekjøp innenfor EU-systemet må derimot med stor sikkerhet antas å føre til reelle utslippsreduksjoner i EU.
- Prisdifferansen mellom godkjente CDM-prosjekter (CER) og EU-kvoter er lav og synkende, jf. boks 9.2. Den praktiske betydningen av hvilket system som velges, er dermed begrenset på kort sikt.

⁴⁹ Futuresprisen er prisen som fastsettes i dag for fremtidig levering av en kvote. I denne teksten skiller vi ikke mellom futurespriser og forwardpriser, som for våre formål kan betraktes som sammenfallende begreper.

Spotprisen er en betegnelse på dagens kvotepris.

⁵⁰ Kostnadseffektiv gjennomføring av globale utslippsreduksjoner trenger ikke utelukke CDM-er som virkemiddel selv om ikke alle CDM-prosjekter på kort sikt gir like store faktiske som formelle utslippsreduksjoner. Mulige grunner til likevel å bruke CDM-er kan være at de bidrar til utslippsreduksjoner ved å trekke flere land inn i et klimasamarbeid, og ved å være et instrument for overføring av teknologi. Sammenhengen mellom CDM-bruk og sannsynligheten for å etablere en global klimaavtale er imidlertid ikke klar, jf. bl.a. Hagem og Holtmark (2008).

Boks 9.2 EUs kvotesystem

EUs kvotedirektiv, direktiv 2003/87/EF av 13. oktober 2003, etablerte fra og med 2005 et system for kvotehandling med klimagasser i EU. EUs kvotedirektiv er revidert, senest i 2009. Kvotedirektivet definerer bl.a. hvilke virksomheter som har kvoteplikt, kvoteperiodens varighet samt regler for tildeling av kvotene og kvotenes gyldighet.

Den første kvoteperioden varte i tre år fra 2005 til 2007. Inneværende periode er sammenfallende med Kyoto-perioden, dvs. 2008-2012, og fastsetter at CO₂-utslipp fra energianlegg over 20 MW, mineralsk industri som produksjon av sement, kalk og leca, oljeraffinerier, ilandføringsterminaler, gassraffinerier og treforedlingsindustrien får kvoteplikt. Tilsvarende norske utslippskilder er en del av EUs kvotesystem, og Norge har i tillegg valgt å inkludere utslipp av lystgass (N₂O) fra mineralgjødselproduksjon.

Neste kvoteperiode varer fra 2013 til 2020, dvs. 8 år. Det legges opp til å videreføre kvotesystemet også etter det. Fra 2013 utvides kvotesystemet til å omfatte flere utslippskilder, som CO₂-utslipp fra petrokjemi, ammoniakk og aluminium, karbonfangst og -lagring (CCS), perfluorkarbon (PFK) fra aluminium og N₂O fra mineralgjødselproduksjon. Luftfart gis også kvoteplikt i et eget kvotesystem som knyttes enveis (kan bare kjøpe kvoter) til bedriftssystemet. Forutsatt samme omfang også for norske utslippskilder innebærer det at om lag 60 pst. av norske klimagassutslipp vil være omfattet av EUs bedriftskvotesystem fra 2013.

Kvotene i EUs kvotesystem for perioden 2008-2012 betegnes som EAU-er, og utdelte kvoter er fullt omsettelige mellom kvotepliktige bedrifter innenfor hver kvoteperiode i kvotesystemet. Kvotene i kvotesystemet er Kyoto-kvoter (AAU) som EU-stater og Norge har konvertert til EU-kvoter. Kvotepliktige bedrifter kan i tillegg kjøpe en gitt andel kvoter fra CDM-prosjekter (CER-er) og fra JI-prosjekter (ERU) og benytte dem til oppgjør for kvoteplikten.

Prisen på kvoter omsettes og noteres daglig. Det finnes flere markedsplasser. The European Climate Exchange (ECX) er en ledende markedsplass, men også NordPool, den nordiske kraftmarkedsbørsen, har vært tidlig uten med handel med utslippskvoter. Det noteres spotpriser og futurespriser for EU-kvoter og for CER (godkjente kvoter fra CDM-prosjekter). For EU-kvoter oppgis nå futurespriser til og med 2014. Prisen på CER har hele tiden ligget noe under prisen på EU-kvoter. På ECX oppgis priser tilbake til mars 2008, og prisdifferansen utgjorde da om lag 60 kroner per tonn. Prisdifferansen har variert, men har gjennomgående vært synkende, og er nå på i overkant av 20 kroner per tonn CO₂.

Det er tillatt å spare kvoter, også fra perioden 2 til periode 3, men det er ikke tillatt låne kvoter mellom perioder. Det er heller ikke formelt tillatt å låne kvoter mellom år i en periode. I starten av perioden vil virksomhetene kjenne det samlede antall kvoter de vil få tildelt i løpet av perioden. Tidspunktet for når kvotepliktige virksomheter må levere kvoter for fjorårets utslipp, er imidlertid etter at virksomhetene har fått utdelt årets kvoter. I praksis har derfor virksomheter kvoter tilgjengelig for to år, med unntak av det siste året i perioden, når de skal levere kvoter.

9.3.2 Utforming av virkemidler og karbonlekkasje

Dersom prisen i EU-markedet skal benyttes for å måle kostnadene ved klimagassutslipp i Norge, må prisen gjenspeiles i reguleringen av norske klimagassutslipp. Vi starter dette avsnittet med en kort drøfting av hvordan denne reguleringen bør være gitt at ingen utslippskilder flyttes ut av Kyoto-området som følge av reguleringen. Deretter drøfter vi om alle utslippskilder, også de flyttbare, bør stå overfor EU-prisen når klimamålene skal gjennomføres ved globale utslippsreduksjoner (problemet med karbonlekkasje).⁵¹

Regulering av innenlandske utslippskilder (uten flytting)

Reguleringen av innenlandske utslippskilder er i utgangspunktet ganske uproblematisk når vi ikke tar hensyn til flytting. De utslippskildene som er inkludert i EUs kvotemarked, er automatisk regulert gjennom dette markedet. For øvrige utslipp er det nødvendig å velge virkemiddel. Samfunnsøkonomisk effektivitet tilsier at alle innenlandske utslipp skal stå overfor EU-prisen. Det kan i prinsippet oppnås gjennom et separat kvotesystem som realiserer samme pris som i EU-systemet. Usikkerhet om rensekostnader kan imidlertid gjøre det vanskelig å fastsette en kvotemengde som gir riktig utslippspris. I tillegg vil separate kvotesystemer kunne fungere lite effektivt dersom noen aktører har markedsrett som påvirker kvoteprisen. Samlet sett tilsier dette at en avgift lik kvoteprisen i EU er et mer effektivt virkemiddel for utslippskilder som ikke inngår i EUs kvotemarked.

Kvoteprisen vil variere over tid ettersom etterspørselen etter kvoter endres. Dermed oppstår spørsmålet om avgiften fortløpende bør reguleres slik at den er lik EUs kvotepris, også når det er store svingninger i denne prisen.⁵² Generelt kan det vises at avgifter i utgangspunktet er et mer effektivt virkemiddel enn kvoter under usikkerhet når rensekostnadene på kort sikt øker sterkt med omfanget av utslippsreduksjoner, mens skadekostnadene er avhengige av aggregerte utslipp (og dermed endres lite på kort sikt), jf. drøftingen i boks 9.3. Dette resultatet reflekterer at en bør unngå store endringer i rensekostnader fra periode til periode når det er relativt små kostnader forbundet med at utslippsreduksjonene varierer på kort sikt.⁵³

I utgangspunktet kunne resultatet ovenfor tilsi at avgiften ikke fortløpende bør følge kvoteprisen, men i stedet holdes mer stabil. Tanken er i så fall at de gode egenskapene ved et avgiftssystem bør bevares for de sektorene som ikke må reguleres via EUs kvotesystem. Det er imidlertid en forskjell på hva som ville være et optimalt system globalt eller ev. i EU, og hva som er optimalt for et lite land. For Norge ville det være ønskelig at alternativkostnaden for klimagassutslipp (EU-prisen) var mer stabil, slik den ville vært i et avgiftsbasert system. Når den internasjonale kvoteprisen først svinger, er det imidlertid den løpende prisen som er Norges alternativkostnad. I utgangspunktet bør derfor avgiftene i ikke-kvotepflichtige sektorer variere i takt med kvoteprisen.

⁵¹ Behovet for ev. tilleggsregulering av andre hensyn drøftes i avsnittene 9.4 og 9.5.

⁵² Det institusjonelle systemet for å sette avgifter innebærer at "fortløpende" kan tolkes som én til to ganger hvert år, i nasjonalbudsjettet og ev. i revidert nasjonalbudsjett.

⁵³ Weitzman (1974) og Hoel og Karp (2001) drøfter valget mellom kvoter og avgifter i et land. I tillegg kan det imidlertid være grunner til at kvotesystemer normalt velges i avtaler mellom land. Et viktig hensyn er at virkningen av avgifter kan nøytraliseres gjennom subsidier som hver enkelt stat fastsetter.

I den grad det oppfattes som lite ønskelig med løpende endringer i avgifter, er det imidlertid også tenkbart med en annen politikk som har samme virkning.⁵⁴

Myndighetene kan ved starten av hver kvoteperiode annonsere at avgiften gjennom kvoteperioden vil følge futuresprisene på kvoter slik de på dette tidspunktet kan avleses i markedet. Dersom en slik politikk kan annonseres på en troverdig måte, vil nåverdien av avgiftene være den samme som ved løpende regulering av avgiftene til kvoteprisen, og belastningen for de regulerte bedriftene vil dermed også være den samme.

Drøftingen ovenfor illustrerer hvilke begrensninger og muligheter et lite land står overfor. Det beste for oss ville vært et EU-system (eller et globalt system) som var avgiftsbasert, og dermed hadde en stabil prisutvikling. Gitt at vi står overfor et kvotesystem med svingende priser, kan imidlertid finansielle markeder benyttes til å fordele risiko. Denne muligheten er åpen både for staten, de bedriftene som er regulert via kvotemarkedet, og de bedriftene som er regulert via avgifter.⁵⁵ Staten kan dermed om ønskelig velge den faste avgiftsbanen som følger fra futuresprisene, uten at det gir et samfunnsøkonomisk tap sammenliknet med løpende regulering av avgiften til kvoteprisen.

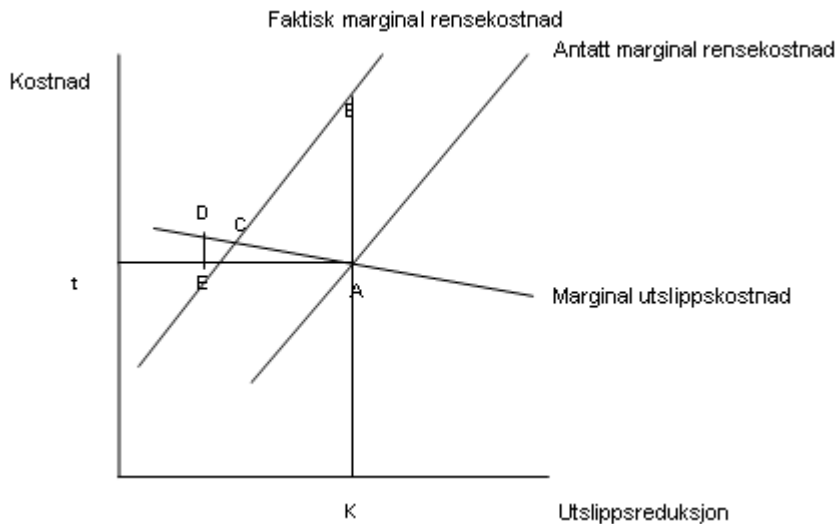
⁵⁴ Utvalget drøfter ikke nærmere hvorfor det ev. kan være lite ønskelig med løpende regulering av avgifter. En slik drøfting måtte trolig tatt utgangspunkt i institusjonelle problemer ved hyppige avgiftsendringer, f.eks. knyttet til å øke avgifter i et valgår. For en drøfting av skattepolitikk når det tas hensyn til velgeratferd og ulike interessegrupper, se f.eks. Persson og Tabellini (2002).

⁵⁵ Når staten lar avgiften være lik futuresprisene på kvoter reduseres den risikoen staten bærer gjennom avgiftssystemet. Dette motsvares av at avgiften er lavere enn den forventede avgiften staten ville satt dersom avgiften fortløpende ble tilpasset kvoteprisen, jf. drøftingen i avsnitt 9.3.3. Nåverdien av skattene er uendret siden sikre skatter neddiskonteres med en sikker rente, mens skatter lik løpende kvotepris neddiskonteres med en risikostjustert rente.

Boks 9.3 Kvoter og avgifter under usikkerhet

Avveiningen mellom kvoter og avgifter når det er usikkerhet om kostnadene ved utslippsreduksjoner, er illustrert i figur 9.1.

Figur 9.1



I figuren er utslippsreduksjoner i et enkelt år vist på førsteaksen og kostnader, skatter og kvotepriser på andreaksen. Den flate, synkende kurven viser den marginale utslippskostnaden. En relativt flat kurve gjenspeiler at den årlige marginale utslippskostnaden er tilnærmet konstant når klimaskadene er avhengig av samlet beholdning av klimagasser. De bratte, stigende kurvene viser to mulige utfall for de årlige marginalkostnadene ved å gjennomføre utslippsreduksjoner (marginale renseskostnader). De relativt bratte kurvene gjenspeiler at tilleggskostnadene ved økte utslippsreduksjoner på kort sikt øker mye, f.eks. fordi mye kapitalutstyr er gitt på kort sikt.

Anta først at marginale renseskostnader er gitt ved kurven til høyre i figuren. I så fall kan en samfunnsøkonomisk løsning realiseres ved å sette en avgift lik t eller en kvotemengde lik $k = X - K$, der X er utslippene uten noen regulering. Dersom kvotemengde og skatt er satt, og renseskostnadene blir høyere enn antatt (gitt ved den venstre kurven), er imidlertid skatt og kvoter ikke lenger ekvivalente virkemidler. En fastsatt kvotemengde lik k vil gi et samfunnsøkonomisk tap svarende til trekanten ABC sammenliknet med en optimal løsning (ex post) i punktet C. En fastsatt skatt lik t vil gi et samfunnsøkonomisk tap gitt ved trekanten CDE som er mye mindre enn ABC. Forskjellen i tap skyldes den ulike brattheten på kurvene. For store utslippsreduksjoner (som følge av en for lav fastsatt kvotemengde) gir et stort samfunnsøkonomisk tap fordi de marginale renseskostnadene stiger sterkt med økende utslippsreduksjoner. For små reduksjoner (som følge av for lav fastsatt avgift) har begrenset betydning når marginal utslippskostnad er tilnærmet konstant.

Karbonlekkasje

En mulig virkning av å ilegge avgifter eller kvoteplikt på innenlandske utslipp er at utslippskildene lokaliseres i land uten tilsvarende regulering.⁵⁶ Dette er en del av problemet med såkalt karbonlekkasje. Begrepet karbonlekkasje er imidlertid ikke bare knyttet til endret lokalisering som følge av reguleringer, men også til indirekte virkninger via prissystemet. Regulering av energimarkedet kan f.eks. føre til redusert forbruk av energi i land med kvoteplikt, lavere pris på energi, og dermed høyere energiforbruk i land uten kvoteplikt. Drøftingen i dette avsnittet er knyttet til den direkte virkningen av reguleringer, mens f.eks. OECD (2009) gir en bredere drøfting av karbonlekkasje.

I avsnitt 9.2 har vi lagt til grunn at Norge har som mål å oppfylle Kyoto-avtalen gjennom reelle utslippsreduksjoner. En innenlandsk utslippsreduksjon som motsvares av en utslippsøkning i et land uten kvoteplikt, samsvarer ikke med et slikt mål. Utgangspunktet er derfor at Norge bør tilpasse reguleringen av flyttbare utslippskilder for å motvirke utslipp. Denne konklusjonen betinger imidlertid at myndighetene har tilstrekkelig informasjon om kostnader og teknologivalg ved endret lokalisering, at myndighetene kan tilpasse reguleringen på en god måte, og at myndighetene ikke kan rette virkemidler direkte mot land uten kvoteplikt. Hver av disse tre forutsetningene blir drøftet nedenfor:

En utslippskilde som kan lokaliseres i et land uten klimareguleringer, er en kandidat for en lavere effektiv kvotepris (eller avgift) enn dersom den ikke var flyttbar. Hvor mye lavere kvoteprisen skal være, er avhengig av kostnader og alternative teknologivalg ved endret lokalisering.⁵⁷ Problemet fra myndighetenes side er at både flyttekostnader og teknologivalg er (delvis) privat informasjon for bedriftene, samtidig som bedriftene har incentiver til å overdrive mobiliteten i næringen for dermed å redusere kvoteprisen bedriften vil stå overfor. Generelt bestemmes bedriftenes lokalisering av et bredt sett av økonomiske forhold, og gode anslag for virkningen av miljøreguleringer vil i praksis være svært krevende å etablere for myndighetene. Videre vil bedriftens nåværende kapitalutstyr være avhengig av teknologisk nivå på det tidspunktet det ble installert, mens nye bedrifter vil installere nytt kapitalutstyr som kan være mer energieffektivt og miljøvennlig. I en situasjon med sterk teknologisk utvikling er det derfor ikke åpenbart at lokalisering av produksjon i et land uten kvoteplikt mv. vil øke globale utslipp (selv om flyttingen fortsatt kan medføre et samfunnsøkonomisk tap).

Dersom det er godtgjort at produksjonsvirksomhet vil bli relokalisert dersom bedriftene blir stilt overfor en ordinær kvotepris (eller avgift), vil det i utgangspunktet være optimalt å innføre en subsidie som stiller dem overfor en lavere effektiv kvotepris (eller innføre en lavere avgift). Etter 2012 vil de fleste norske bedrifter som kan tenkes å være flyttbare, være regulert via EUs kvotesystem. Innenfor kvotesystemet vil det neppe være tillatt å innføre eksplisitte subsidier som senker den effektive kvoteprisen. Virkemidlet for å senke den effektive kvoteprisen vil i stedet

⁵⁶ Endret lokalisering kan skje ved direkte flytting, eller ved at bedrifter i uregulerte land overtar markedet når bedrifter i regulerte land reduserer produksjonen eller blir nedlagt. Begrepet "flyttekostnader" i teksten må derfor tolkes vidt.

⁵⁷ Se Hoel (1996) for en drøfting av hvordan en optimal avgift i prinsippet kan fastsettes med flyttemuligheter.

være tildeling av gratiskvoter, normalt basert på historisk produksjon og en teknologistandard.

Tildeling av gratiskvoter er imidlertid et meget upresist virkemiddel fordi det er uklart hvordan virkemidlet påvirker den effektive kvoteprisen bedriften står overfor. Dette kan illustreres ved å se på to ytterpunkter for tildelingsregler. I det ene tilfellet får bedriftene en engangstildeling av gratiskvoter uavhengig av om de legges ned i fremtiden, og myndighetene antas å kunne forplikte seg til ikke å gi ut ytterligere gratiskvoter senere. Så lenge de aktuelle bedriftene står overfor et godt fungerende kapitalmarked, vil ikke en slik engangstildeling påvirke deres tilpasning. Bedriftene vil dermed ta de samme beslutningene, inkludert flyttebeslutninger, som hvis de betalte fullt ut for kvotene, og gratiskvotene vil kun være en ren overføring til bedriftenes aksjonærer. I det andre tilfellet tildeles bedriftene med korte mellomrom vederlagsfrie kvoter basert på det produksjonsvolumet og teknologivalget som er bedriftsøkonomisk optimalt uten miljøregulering. I dette tilfellet vil bedriftene stå overfor en lav effektiv kvotepris, og dermed isolert sett ha små incentiver til å redusere innenlandske utslipp eller å flytte.⁵⁸

I praksis vil reglene for tildeling av vederlagsfrie kvoter ligge mellom de to ytterpunktene ovenfor både med hensyn til oppdatering av produksjonsvolum, teknologikrav og lengden på perioden kvotene tildeles for. Videre vil tildelingen av gratiskvoter ofte fremstå som en midlertidig ordning, men der det ikke er klart hvor lenge gratis tildelingen vil vare, eller om kriteriene vil bli endret underveis.⁵⁹ Virkningene av gratis tildelingen blir dermed ofte uoversiktlige både fordi myndighetene ikke har god informasjon om bedriftenes teknologivalg og flyttekostnader, og fordi bedriftene ikke har god informasjon om myndighetenes politikk i fremtidige perioder.⁶⁰

Bedriftenes lokalisering valg vil også avhenge av hvilke forventninger de har om fremtidig klimaregulering. En bedrift som planlegger flytting til et land som i dag ikke har klimavirkemidler som kvoter eller avgifter, må vurdere om slike virkemidler vil bli innført i fremtiden. Videre må bedriften vurdere om den kan bli gjenstand for "utjevningsavgifter" eller andre handelspolitiske virkemidler ved eksport fra et land uten klimavirkemidler til land med slike virkemidler.⁶¹ For et lite land som Norge er det neppe aktuelt å rette tiltak direkte mot land uten kvoteplikt. Både utvikling i klimasamarbeidet, og mulighetene for mottiltak fra store land, trekker imidlertid i retning av at bedriftenes forventede flyttekostnader kan være større enn en statisk betraktning kan tilsi.

Drøftingen ovenfor tilsier etter utvalgets syn at det i praksis er vanskelig å differensiere virkemiddelbruken for å ta hensyn til karbonlekkasje. Kombinasjonen av

⁵⁸ Et lukket system der alle gis gratiskvoter basert på oppdatert basisår, og der det er et bindende tak på samlede utslipp, kan likevel gi kostnadseffektive utslippsreduksjoner fordi kvoteprisen bys opp, jf. Bøhringer og Lange (2005).

⁵⁹ Det er bl.a. tilfelle i EUs kvotesystem fra 2013.

⁶⁰ Rosendahl og Storrøsten (2008) drøfter virkningene av tildeling av gratis klimakvoter under ulike tildelingsregler.

⁶¹ Det kan vises at "utjevningsavgifter" i form av toll på vareeksport fra uregulerte land er en bedre løsning enn differensierte klimaavgifter dersom land med klimareguleringer opptrer samlet, jf. Hoel (1996). I praksis kan det imidlertid være meget problematisk å trekke manglende miljøreguleringer inn i allerede kompliserte forhandlinger om frihandel med varer og tjenester, jf. f.eks. OECD (2008).

manglende informasjon om teknologiske muligheter og flyttekostnader og mangel på effektive virkemidler gjør at de miljømessige gevinstene av en politikk rettet mot karbonlekkasje fremstår som svært usikre. Utvalget vil derfor i utgangspunktet tilrå at alle utslippskilder reguleres like strengt innenfor et kvotesystem eller ved hjelp av avgifter.

9.3.3 Utvikling av karbonpriser over tid

I avsnittene ovenfor har vi argumentert for at kvoteprisen i EUs kvotemarked kan benyttes som mål for kostnaden ved norske klimagassutslipp. I nytte-kostnadsanalyser, og ved private investeringsbeslutninger, er det imidlertid ikke bare nødvendig å vite den nåværende kvoteprisen, men også å gjøre anslag for kvoteprisen over tid.

I avsnitt 9.2 påpekte vi at det gjøres noteringer for fremtidige priser (futurespriser) på EU-kvoter. Disse prisene stiger over tid omtrent med en sikker realrente fra år til år. En slik sammenheng mellom futuresprisene i påfølgende år skyldes at en investor kan velge mellom å kjøpe en kvote nå, eller å kjøpe en kvote for levering om ett år og sette pengene i banken imens. Denne sammenheng gjelder også for senere perioder, og vi kan derfor som et utgangspunkt forlenge den observerte banen med futurespriser ved å øke prisen med en sikker realrente fra år til år. En slik metode vil kunne gi en god tilnærming til de prisene vi trenger i en nytte-kostnadsanalyse, men det kan likevel være mulig å bedre analysen noe. I avsnittene nedenfor drøfter vi tre ulike forhold knyttet til forskjell mellom futurespriser og forventede spotpriser, eventuelle spare- og lånerestriksjoner i kvotesystemet, og eventuell ny informasjon som tilflyter kvotesystemet over tid (f.eks. i form av mer ambisiøse klimamål).

Futuresprisen er den sikre prisen en klimakvote kan bli solgt for i fremtiden. Siden det er risiko knyttet til prisen på klimakvoter, og prisen trolig er positivt korrelert med hvor godt det går i økonomien (jf. drøftingen i avsnitt 8.6), må eieren av en kvote betale en premie for å selge den til en sikker fremtidspris. Risikoen for prisendringer gjør dermed at futuresprisene er lavere enn forventede kvotepriser (spotpriser) fremover i tid. I en nytte-kostnadsanalyse der vi tar hensyn til risikoen via avkastningskravet, er det imidlertid den forventede kvoteprisen (og ikke den risikjusterte kvoteprisen) som skal benyttes i analysen.⁶² Futuresprisene bør derfor justeres opp med et risikotillegg for å reflektere forventede spotpriser. I avsnitt 8.6 har vi argumentert for et begrenset risikotillegg, f.eks. på 2 pst. pr. år.

Sammenhengen mellom utviklingen i futuresprisen og realrenten er avhengig av at aktørene fritt kan spare og låne kvoter. I de fleste kvotesystemer, inkludert EU-systemet, er det fri spareadgang, men det er normalt restriksjoner på lån fra fremtidige kvoteperioder (selv om det kan være noen lånemuligheter mellom år innen en kvoteperiode). En effektiv lånerestriksjon vil gjøre at veksten i futuresprisene blir lavere enn sikker realrente (og også dempe veksten i forventede spotpriser).

Det kan være flere grunner til at det er lånerestriksjoner i et kvotesystem. En grunn kan være at bedrifter med store lån vil ha incentiver til å svekke kvotesystemet for å få

⁶² Alternativt kan vi regne alle størrelser som sikkerhetsekvivalenter og neddiskontere med en sikker rente, jf. drøftingen i kapittel 8 i NOU 1997: 27.

kvoteprisen ned, slik at lånerestriksjoner kan øke stabiliteten i systemet. Selv uten å være bekymret for stabiliteten i et politisk konstruert marked som kvotemarkedet, kan imidlertid myndighetene ønske å etablere lånerestriksjoner. Hvis skadevirkningene av ytterligere klimagassutslipp stiger med konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren, bør klimagassutslippene reduseres før konsentrasjonsnivået blir for høyt. Det kan oppnås gjennom en kvotepris som innledningsvis er høy og så vokser med mindre enn realrenten. Restriksjoner på lån av kvoter kan i prinsippet benyttes til komme nærmere en slik optimal prisbane.⁶³ Dersom det er effektive lånerestriksjoner, kan det dermed være et argument for å redusere veksttakten i kvoteprisene noe, særlig mellom kvoteperioder.

Et kvotesystem er et instrument for å iverksette en klimaavtale som forhåpentligvis skal gi ønskelige reduksjoner i klimagassutslipp. Dersom det over tid blir klart at det er nødvendig med en strammere avtale (eller ev. at den eksisterende avtalen er for stram), vil virkningen på kvoteprisene nå være avhengig av sparemulighetene mellom det eksisterende kvotesystemet og det kvotesystemet som skal iverksette en ny avtale. Med manglende sparemuligheter kan det være et særlig behov for å etablere modellbaserte analyser som direkte regner på hvilke kvotepriser som er nødvendige for å realisere en gitt utslippsbane. Slike modeller foreligger i dag bl.a. i OECD, og er under enhver omstendighet et nyttig supplement til den informasjonen som kan hentes inn via kvotemarkedet. Utvalget anbefaler derfor at det arbeides videre med modellbaserte analyser av fremtidige kvotepriser, jf. også omtalen i kapittel 4 og boks 9.4.

⁶³ Det vises til omtalen i vedlegg 1. En mer målrettet metode enn lånerestriksjoner ville være å etablere en appresieringsregel for kvoter.

Boks 9.4 IEAs modellberegninger av fremtidige priser på klimagassutslipp

IEA har i sin *World Energy Outlook 2008* gjort beregninger av hvilke karbonprisbaner som er nødvendige for å nå en stabilisering på hhv. 2 °C og 3 °C. Det mest ambisiøse målet, 450 ppm, betinger at prisen per tonn CO₂ stiger til 180 USD i 2030. For å nå en stabilisering på 550 ppm må prisen i 2030 øke til 90 USD. IEA gir ikke anslag for prisen lengre fram i tid. Basert på andre beregninger er det imidlertid grunn til å regne med at prisene i begge disse scenariene vil måtte økes ytterligere fram mot 2050. Det vises for øvrig til oversikten i Hoel m.fl. (2009).

Skyggepris på karbon i Storbritannia...

Storbritannia besluttet i desember 2007 å innføre en skyggepris på karbon til bruk i forbindelse med offentlige investeringer i landet. Utgangspunktet var en beregnet skadevirkning for verden av økt utslipp som var konsistent med den konsentrasjonen som Stern-rapporten anbefalte som mål. Stern-rapporten anbefaler at verden sikter mot å stabilisere konsentrasjonen av klimagasser mellom 450 og 550 ppm CO₂-ekvivalenter. En sentral forutsetning er at andre land påtar seg tilsvarende forpliktelser. Skyggeprisen ble anslått til 25 britiske pund per tonn. På publiseringstidspunktet svarte dette til om lag 280 norske kroner per tonn. Det ble lagt til grunn at skyggeprisen ville ha en realprisstigning på 2 pst. per år, noe som innebærer en dobling på 35 år. Prisen i 2030 og 2050 vil da svare til hhv. om lag 450 og 650 kroner per tonn.

... og i Frankrike

Frankrike har, basert på modellberegninger og politiske vurderinger, besluttet å legge til grunn følgende anbefalte realpris i euro på utslipp av CO₂ for ulike tidspunkter:

År	2010	2020	2030	2050
Anbefalt skyggepris, euro	32	56	100	200

Dette er vesentlig høyere enn tidligere anbefalt prisbane og over tid klart høyere enn det Storbritannia legger til grunn. Skyggeprisen stiger med om lag 4 pst. pr. år etter 2030, mens det mellom 2010 og 2030 er lagt til grunn en stigende vekstrate som når nivået på 100 euro i 2030. Utviklingen i skyggeprisen skal være forenelig med en stabilisering av klimagasskonsentrasjonen på om lag 450 ppm.

Gitt at myndighetene har fastsatt en forventet karbonprisbane, må myndighetene ta stilling til hvordan den skal anvendes.⁶⁴ For offentlige beslutninger på basis av nytte-kostnadsanalyser mv. bør karbonprisbanen inngå direkte som en del av beslutningsgrunnlaget på linje med andre priser. I de fleste tilfeller er den aktuelle aktiviteten regulert gjennom kvoter eller avgifter, og karbonprisbanen gir dermed de kvoteprisene og avgiftene som skal legges til grunn i nytte-kostnadsanalysen. (Som det fremgår i kapittel 7, skal regulerte utslipp bare regnes inn i nytte-kostnadsanalysen ved at avgiften eller kvoteprisen inngår. En separat verdsetting av utslipp i tillegg til utgiftene for private eller offentlige aktører til avgifter eller kvoter, vil innebære en dobbeltregning.) For private beslutninger fungerer karbonprisbanen tilsvarende som informasjon om myndighetenes beste anslag for fremtidige kvotepriser og avgifter på klimagasser.

⁶⁴ I tillegg må myndighetene ta stilling til hvordan den skal publiseres. Dette drøftes i kapittel 12.

Når beslutningene i offentlig eller privat sektor er knyttet direkte til en aktivitet som medfører utslipp av klimagasser, kan en karbonprisbane benyttes direkte. Økte karbonpriser vil imidlertid også ha betydning for andre priser i økonomien, først og fremst prisene på elektrisk kraft.⁶⁵ Fremtidige kraftpriser er sentrale for mange beslutninger både i privat og offentlig sektor. Kraftprisene vil f.eks. ha betydning for lønnsomheten av jernbaneinvesteringer, nødvendige subsidier for å oppnå ev. mål om fornybar energi, eller utformingen av et skattesystem som i tilstrekkelig grad fanger opp grunnrenten i vannkraftsektoren. Det kan derfor være gode grunner til at myndighetene bør utforme anslag for fremtidige kraftpriser som er konsistente med anslåtte karbonpriser. Også for kraftpriser bør slike anslag ta utgangspunkt i den informasjonen som foreligger i futuresmarkedene.

Utvalget vil til slutt peke på at grunnlaget for å fastsette en langsiktig karbonprisbane kan bli bedre etter hvert som forhandlingene om en ny klimaavtale kommer lenger, forhåpentligvis allerede etter København-møtet høsten 2009. I den nærmeste tiden vil imidlertid den politiske usikkerheten være stor, og også prisutviklingen i EU-markedet fremstår som usikker, jf. at størrelsen på EUs reduksjonsmål fram mot 2030 er knyttet til om det gjennomføres en bred klimaavtale. I en slik situasjon er det særlig viktig å supplere de forventningsverdiene som ligger i futuresprisene, med informasjon om hva kvoteprisen kan bli i alternative scenarier. Alternative scenarier kan ha særlig betydning for investeringsbeslutninger der det er viktig å bevare beslutningsfleksibilitet, jf. drøftingen i avsnitt 8.4.

9.3.4 Subsidier til fornybar energi

Kvotesystemer og CO₂-avgifter er virkemidler direkte rettet mot utslippet av klimagasser. Når utslippene er regulert fullt ut gjennom kvoter eller avgifter på riktig nivå, har alle utslippskilder riktige incentiver til å redusere sine utslipp av klimagasser, jf. drøftingen i avsnitt 9.3.

Subsidier til fornybar (ikke-karbonbasert) energi har vært trukket fram som et virkemiddel i klimapolitikken i tillegg til kvoter og avgifter, jf. bl.a. drøftingen i klimameldingen. Siden et tilstrekkelig stramt kvotesystem (eller tilsvarende avgifter) fullt ut regulerer den negative eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp, er subsidier et dårligere alternativ for å håndtere denne eksterne virkningen. Bruk av subsidier til fornybar energi må derfor begrunnes med hensynet til teknologiutvikling eller ev. med mangel på markedsinformasjon, jf. drøftingen i kapittel 10 og avsnitt 9.4.

Dersom myndighetene velger å ha subsidier til fornybar energi, er det viktig å utarbeide analyser som fanger opp den samlede virkningen av slik støtte i kraftmarkedet og kvotemarkedet. Subsidier til fornybar energi fører til økt utbygging av fornybar energi, og dermed lavere energipriser. En virkning av lavere energipriser er å redusere lønnsomheten for produksjon av ikke-fornybar energi. I tillegg fører imidlertid lavere energipriser til at det samlede energiforbruket øker, også for brukere med prosessutslipp (ikke-energirelaterte utslipp) av klimagasser. Økt produksjon av fornybar energi kan videre gi utilsiktede virkninger gjennom endrede kvotepriser. I en studie av det tyske elektrisitetsmarkedet viser Rosendahl og Bøhringer (2009) at

⁶⁵ Kvoteprisen slår i betydelig grad gjennom i det norske kraftmarkedet, jf. bl.a. Johnsen m.fl. (2008).

subsidier til fornybar energi tvinger de mest effektive kullkraftverkene ut av markedet, mens de minst effektive kullkraftverkene øker sin produksjon. Dette skjer gjennom et fall i kvoteprisene som relativt sett begunstiger de mest forurensende kraftverkene. De samlede virkningene av subsidier til fornybar energi kan derfor være annerledes enn det som fremkommer fra en partiell analyse av energiproduksjon til gitte priser.

9.4 Markedsinformasjon og beslutninger

I kapittel 8 og i avsnitt 9.3 har vi drøftet hvordan usikkerhet bør påvirke nytte-kostnadsanalyser og reguleringen av klimagassutslipp. Analysen har forutsatt at usikkerheten er den samme for myndighetene og de andre aktørene i økonomien.⁶⁶ Selv om myndighetene gir god informasjon om forventede karbonpriser mv., kan det likevel være en lite rimelig forutsetning at alle aktører i økonomien har det samme grunnlaget for sine beslutninger. I dette avsnittet drøfter vi hvordan reguleringen kan påvirkes av at noen aktører ikke har god nok informasjon om utvikling i karbonpriser mv. Dette temaet drøftes også kort i kapittel 10 i forbindelse med teknologistandarder.

Det kan være rimelig å anta at mangelen på informasjon er størst i husholdningssektoren, f.eks. fordi de fleste husholdninger ikke er eksperter på klimaspørsmål, og fordi gevinsten av å hente inn informasjon ikke alltid er stor nok til å forsvare kostnaden for en del tiltak. Tilsvarende begrensninger kan også være til stede i foretakssektoren, men trolig i mindre grad, i hvert fall i større bedrifter som har størst betydning for klimagassutslippene. Det er f.eks. grunn til å tro at oljeselskapene tar innover seg både nåværende klimaregulering og forventet regulering fremover når de vurderer om kraftbruken på sokkelen skal dekkes ved elektrisk kraft fra land eller gasskraftverk på oljeplattformene. I det følgende konsentrerer vi vår drøfting om husholdningssektoren.

Dersom det er grunn til å tro at konsumentene mangler informasjon, kan myndighetene bidra til å fremskaffe, kvalitetssjekke og tilrettelegge den informasjonen som mangler. I enkelte sammenhenger kan det likevel tenkes at tilgjengelig og god informasjon ikke utnyttes, eller at informasjonsmangelen er mer grunnleggende og ikke kan rettes opp gjennom informasjonstiltak fra myndighetene (prinsipal-agent-problemer).

Forskning innen psykologi og økonomi viser at mange har en tendens i visse typer situasjoner til å fatte beslutninger som går på tvers av hva de ved nærmere ettertanke ville ha ønsket (Thaler og Sunstein, 2008). Dette kan skyldes forhold som manglende kunnskap, manglende oppmerksomhet, eller vegring mot å sette seg inn i noe nytt (kognitive kostnader). I tillegg har det vist seg at nåtidsskjevhet (hyperbolsk diskontering), som innebærer at konsumenten fokuserer mer på umiddelbar nytte og kostnad enn det vedkommende selv i et lengre tidsperspektiv finner rimelig, er relativt vanlig.⁶⁷ Nåtidsskjevhet kan, i likhet med manglende informasjon og kognitive kostnader, føre til at konsumenten tar beslutninger som vedkommende selv, når saken betraktes på avstand, finner lite hensiktsmessige. Slike problemer oppstår særlig under følgende betingelser (Thaler og Sunstein, 2008):

⁶⁶ Et unntak er drøftingen av karbonlekkasje i avsnitt 9.3.2, men der var forutsetningen at noen aktører har mer informasjon enn myndighetene (om egen teknologi, flyttekostnader mv.).

⁶⁷ For økonomiske analyser av nåtidsskjevhet, se f.eks. Laibson (1997) og Dasgupta og Maskin (2005).

- *Kostnaden og nytten kommer på ulikt tidspunkt.* Hvis kostnaden kommer først (investeringsgoder), vil nåtidsskjevhet gi en tendens til å investere for lite; hvis gevinsten kommer først (som ved usunt konsum) vil en ha tendens til å konsumere for mye.
- *Høy vanskelighetsgrad.* Når beslutninger krever komplekse vurderinger, vil kognitive kostnader kunne føre til konsumenten ikke tenker godt nok gjennom saken, eller overhodet ikke fatter noen aktiv beslutning. Dette favoriserer det alternativet som i praksis vil velges dersom konsumenten lar være å ta noen aktiv beslutning (default-alternativet).
- *Lav hyppighet.* Beslutninger som tas sjelden, gir liten læringsmulighet ved å prøve og feile.
- *Dårlig tilbakemelding.* Hvis det tar lang tid eller er vanskelig å observere at en beslutning var uhensiktsmessig, blir læringseffekten svak.
- *Liten kjennskap til egne preferanser.* Hvis beslutningen f.eks. krever at man forestiller seg alternative situasjoner som man aldri har stått oppe i før, blir de kognitive kostnadene høyere.

I slike situasjoner kan prisincentiver ha relativt liten effekt, mens en enkel tilrettelegging kan gi betydelige atferdsendringer (se Thaler og Sunstein, 2008, for en rekke eksempler). I mange tilfeller kan dette rett og slett bestå i å sørge for at utfallet dersom konsumenten ikke aktivt tar noe valg (default), er et godt alternativ. Dette vil kunne bedre situasjonen for dem som ikke aktivt tar en beslutning, mens det overhodet ikke endrer valgmuligheten for andre konsumenter.

Flere konsumentvalg med betydning for klimagassutslipp har flere av kjennetegnene nevnt over. For eksempel vil valg av oppvarmingssystem og isolering av boliger eller valg av bosted være komplekse investeringsbeslutninger med lav hyppighet. Det er derfor tenkelig at det finnes urealiserte "vinn-vinn"-alternativer, som både er mer miljøvennlige og mer lønnsomme for den enkelte konsument, men som likevel ikke velges. I slike tilfeller kan tilrettelegging være viktig, f.eks. gjennom utarbeiding av anbefalte, men ikke obligatoriske, standarder. For eksempel kan en kreve at dersom en byggherre ønsker å velge isolasjonsmateriale som ikke tilfredsstillende den anbefalte standarden, må vedkommende levere en erklæring som opplyser om dette før bygging starter.

Standardkrav kan tenkes over hele spekteret fra fullt ut obligatorisk, med straffereaksjoner ved brudd, til full frivillighet uten overvåking. Obligatoriske standarder vil være et eksempel på klassisk direkte regulering, og manglende fleksibilitet kan gjøre slike tiltak lite effektive med mindre myndighetene har særs god informasjon om kostnader og nytte. Det er derfor viktig å merke seg at standarder i visse situasjoner kan ha betydelig atferdseffekt selv ved full frivillighet, såfremt de bidrar til å forenkle, og tilrettelegge for, miljøvennlige valg.

Utvalget har ikke gått inn på en detaljert vurdering av hvilke områder som er mest aktuelle for standarder.⁶⁸ Utvalget vil imidlertid peke på et par generelle krav som bør være oppfylt ved utforming av standarder:

⁶⁸ Det kan bl.a. argumenteres for bindende standarder i de tilfellene der aktørene ikke fullt ut bærer kostnadene av sine egne handlinger ("moral hazard"). Innen klimaområdet kan det f.eks. argumenteres for bindende krav til byggestandard og godkjente byggeområder dersom kostnadene ved klimarelaterte skader veltes over på

- Det er generelt administrative kostnader ved å sette standarder, og det bør derfor gis en eksplisitt begrunnelse for hvorfor en standard er nødvendig.
- Standardene bør vurderes ut fra samfunnsøkonomiske analyser som bygger på forventede karbonpriser og regler som for øvrig følger fra Finansdepartementets rundskriv.

På områder der stigende karbonpriser bidrar til å redusere klimagassutslipp, men der ulike forbrukere velger ulike løsninger, er det vanskelig å korrigere ev. mangel på informasjon gjennom standarder. Et eksempel kan være kjøp av nye biler. Stigende karbonpriser vil trolig i gjennomsnitt føre til kjøp av mindre utslippsintensive biler, men ulike husholdninger vil likevel velge ulike biler. I slike tilfeller er det tenkelig å bruke avgiftssystemet til å korrigere kjøpsbeslutninger (utover virkningen av at løpende utslipp fra bilparken er regulert gjennom CO₂-avgifter på drivstoff). Det norske systemet med en CO₂-komponent for å bestemme engangsavgiften på biler kan ses på som en slik korrigerende avgift. I motsetning til en veiledende standard vil imidlertid en korrigerende avgift føre til et velferdstap dersom husholdningene allerede tar inn over seg de stigende karbonprisene, slik at det *ikke* foreligger et informasjonsproblem. Tilsvarende er subsidier til miljøvennlige alternativer et tenkelig virkemiddel dersom det faktisk foreligger et informasjonsproblem, men vil i motsatt fall gi et velferdstap. Det er også viktig å være oppmerksom på at subsidier til alternative energikilder kan føre til økt energibruk, jf. avsnitt 9.3.4. Utvalget går ikke videre med en drøfting av hvordan slike korrigerende avgifter eller subsidier ev. bør benyttes.

9.5 Innenlandske mål og sektormål

Som omtalt i avsnitt 9.2, har myndighetene målformuleringer knyttet til innenlandske utslipp av klimagasser. I dette avsnittet drøfter vi begrunnelser for å ha mål knyttet til innenlandske utslipp. Deretter drøfter vi hvordan et eventuelt innenlands utslippsmål best kan oppnås.

9.5.1 Innenlandske mål og oppfølging av en internasjonal avtale

Et mål innenlands innebærer at myndighetene regulerer innenlandske utslipp strengere enn en kostnadseffektiv tilpasning krever. En ev. global avtale som begrenser globale utslipp så mye at faren for store og irreversible skadevirkninger blir vesentlig redusert, vil føre til store reduksjoner i innenlandske utslipp etter hvert som kvoteprisen stiger, jf. drøftingen i kapittel 4. Argumentet for innenlandske mål kan derfor ikke bare være knyttet til at en stram internasjonal avtale vil kreve reduksjoner innenlands, fordi slike reduksjoner over tid også vil følge fra en kostnadseffektiv politikk. Et innenlandsk mål må snarere bety at innenlandske utslippsreduksjoner skal tas tidligere enn det som følger av en kostnadseffektiv politikk.

Et argument for innenlandske mål (og tilhørende virkemidler) kan være at innenlandske bedrifter og husholdninger ikke i tilstrekkelig grad tar inn over seg at karbonprisen må øke over tid for å oppnå de nødvendige utslippsreduksjonene. En

forsikringsselskaper eller staten. Utvalget går imidlertid ikke videre med å drøfte hvordan mulige tilpasninger til klimaendringer best kan reguleres.

slik argumentasjon bygger på at myndighetene har bedre informasjon enn private aktører om hvilke utslippsreduksjoner som bør gjennomføres nå, f.eks. fordi myndighetene vet mer om utviklingen av internasjonale klimaavtaler. Argumentet kan ha mest for seg dersom det er stor usikkerhet om hvilken politikk myndighetene vil føre. I en situasjon der en stor (og økende) andel av norske klimagassutslipp er regulert via EUs kvotemarked, og EU fører en langsiktig klimapolitikk som Norge i stor grad er bundet opp til gjennom EØS-avtalen, virker det mindre sannsynlig at innenlandske utslippskilder generelt ikke tar inn over seg en forventet langsiktig prisutvikling. Mulige manglende tilpasninger for enkelte utslippskilder håndteres også mer effektivt gjennom anbefalte standarder enn gjennom generelle utslippsmål for alle sektorer, jf. drøftingen i avsnitt 9.4.2. Tilsvarende er det bedre å øke FoU-innsatsen på klimaområdet gjennom FoU-støtte enn gjennom krav til utslippsreduksjoner, jf. drøftingen i kapittel 10.

Et annet argument for innenlandske mål kan være at slike mål gjør det lettere å etablere en internasjonal avtale. Argumentasjonen kan derfor være at vi bør etablere en innenlandsk regulering som øker sannsynligheten for å oppnå en internasjonal avtale dersom andre vestlige land gjør det samme. Verdien av å "gå foran" kan imidlertid ha vært større tidlig på 1990-tallet da Norge etablerte en CO₂-avgift for enkelte utslippskilder. I en slik tidlig fase, før det har vært omfattende diskusjoner mellom land om hvordan klimavirkemidler skal etableres, og før noen form for effektive internasjonale kvotesystemer er på plass, kan innføring av reguleringer i noen land gi viktig informasjon om hvordan et bredere reguleringssystem kan bygges opp. Tidlig bruk av klimareguleringer kan dermed ha en form for positive eksterne virkninger på samme måte som når enkeltland satser på viktige FoU-tiltak. Effekten av slike tiltak på klimareguleringer i andre land er imidlertid vanskelig å måle.

Reduserte innenlandske utslipp påvirker ikke de globale utslippene så lenge Norge er omfattet av en bindende utslippsforpliktelse. Økte krav til utslippsreduksjoner i bedrifter som er omfattet av EUs kvotesystem, vil (marginalt) redusere kvoteprisen i EU. De økte kravene vil dermed kun bidra til å flytte utslipp mellom Norge og EU, jf. drøftingen i vedlegg 1. Tilsvarende vil økte krav til utslippsreduksjoner i bedrifter utenfor kvotesystemet motsvares av økte internasjonale utslipp gjennom redusert norsk kvoteimport fra CDM-markedet.⁶⁹ Det er dermed i utgangspunktet full separasjon mellom hvor store globale utslippskutt Norge påtar seg, og hvor store utslipp det er lønnsomt å gjennomføre innenlands. Så lenge Norge er en del av internasjonale kvotehandelssystemer, vil den eneste måten å sikre globale utslippsreduksjoner på være å overoppfylle forpliktelsene ved å kansellere kvoter, jf. omtalen i boks 4.3.

Det kan være illustrerende å se hvordan krav til innenlandske utslippsreduksjoner kan fungere i en ny internasjonal avtale dersom flere land innfører slike krav. Fri handel med kvoter er i utgangspunktet en fordel for alle land som deltar i avtalen, uavhengig av om de har høye eller lave kostnader ved utslippsreduksjoner innenlands. Anta at Norge (og andre industrialiserte land) etablerer krav til innenlandske utslippsreduksjoner som innebærer at det gjennomføres dyrere klimatiltak hjemme

⁶⁹ Resonnementet er avhengig av at CDM-kjøp fører til like store reelle som formelle utslippskutt. Norge vil imidlertid alltid kunne realisere større globale utslippskutt gjennom å kjøpe EU-kvoter som kanselleres. Strammere regulering av ikke-kvotepfiktige bedrifter er derfor uansett ikke et kostnadseffektivt tiltak for å redusere globale utslipp.

enn ute. Det er dermed samfunnsøkonomiske gevinster ved å flytte utslippsreduksjonene fra Norge til andre land. De samfunnsøkonomiske gevinstene kan imidlertid ikke realiseres fordi Norge har krav om innenlandske utslippsreduksjoner. Den økonomiske virkningen blir den samme som i en internasjonal klimaavtale med kvotehandel der Norge (og andre land) hadde toll på kvoteimport fra land med overskudd på kvoter.⁷⁰ Slike restriksjoner på kvotehandelen synes isolert sett å redusere sannsynligheten for å etablere en internasjonal avtale. Det kan også argumenteres med at restriksjonene bryter med det norske målet om klimanøytralitet, som nettopp må bygge på at utviklingsland om ønskelig kan selge deler av de klimakvotene de mottar gjennom en klimaavtale. I boks 9.5 er de globale merkostnadene ved ikke-kostnadseffektiv gjennomføring illustrert.

Boks 9.5 Globale kostnader ved ikke-kostnadseffektiv gjennomføring

For å minimere samlede kostnader for verden ved å nå et bestemt klimamål må alle bedrifter og husholdninger i alle land, direkte eller indirekte, stå overfor samme pris på utslipp. Avvik fordi noen land eller sektorer ikke er med i en internasjonal avtale, eller fordi det ikke er fri handel i utslippsrettigheter, vil øke kostnadene.

OECD anslår kostnaden ved å nå et mål om stabilisering av klimagasskonsentrasjonen på 550 ppm CO₂-ekvivalenter, noe som svarer til en forventet global oppvarming på om lag 3 °C, til om lag 2 pst. av BNP i 2050 forutsatt en kostnadseffektiv gjennomføring.

OECD har også gjort beregninger av merkostnaden ved ulike former for ikke-kostnadseffektiv gjennomføring av en global klimapolitikk.

- a) Dersom prisingen av utslipp - og dermed utslippsreducerende tiltak - bare skulle omfatte CO₂ og ikke alle drivhusgasser, vil kostnaden for å nå det samme klimamålet nesten dobles.
- b) Dersom prisingen bare gjelder Annex I-landene (dvs. OECD-landene samt Øst-Europa og Russland), mens resten av verden ikke bidrar, vil det bli umulig å nå en stabilisering på 550 ppm selv om utslippene i Annex I-landene skulle falle til null.
- c) OECD peker også på at det å framskynde utfasing av karbonintensive anlegg (både i industrianlegg og andre bygninger) vil bidra til betydelige merkostnader.

Merkostnadene ved ikke-kostnadseffektiv klimapolitikk blir høyere jo mer ambisiøse klimamål man legger til grunn.

Kostnadene ved å nå et gitt konsentrasjonsmål kan også bli høye dersom myndighetene gjennomfører svært kostnadskrevende enkelttiltak.

Utvalget mener at eventuelle innenlandske mål bør være knyttet til samlede norske utslipp, og ikke til enkeltsektorer. Mål for enkeltsektorer vil gjøre at Norge oppfyller sine forpliktelser på en mindre kostnadseffektiv måte enn dersom vi kun har et samlet innenlands mål for utslippsreduksjoner, uten at det er lett å se noen gevinster ved en slik oppsplitting av det innenlandske målet. Videre er det lite samsvar mellom utslipp

⁷⁰ Kvotehandel med toll er ekvivalent med innenlandske utslippskrav dersom tollsatsen settes som differansen mellom marginal rensekostnad hjemme og den internasjonale kvoteprisen når det innenlandske utslippskravet akkurat er oppfylt.

fra enkeltsektorer og det forvaltningsmessige ansvaret for sektorovergripende virkemidler (kvoter og avgifter) som gir utslippsreduksjoner, jf. omtalen i kapittel 3. Det er derfor også vanskelig å se administrative grunner til å bryte innenlandske mål ned på enkeltsektorer. Eventuelle anslag for utslippsutviklingen i enkeltsektorer bør derfor ikke fremstå som mål, men kun som en hensiktsmessig måte å bygge opp et samlet norsk utslippsregnskap på. Utslippsutviklingen i enkeltsektorer kan likevel gi informasjon om hvordan sektoren tilpasser seg virkemiddelbruken, og ev. om det er behov for å etablere anbefalte standarder, jf. omtalen i avsnitt 9.4.2.

9.5.2 Gjennomføring av innenlandske reduksjonsmål

I dette avsnittet drøfter utvalget kort hvordan innenlandske reduksjonsmål bør gjennomføres dersom myndighetene vurderer det som ønskelig å ha slike mål til tross for hensynet til global kostnadseffektivitet.

Det er stor usikkerhet knyttet til kostnadene ved å redusere klimagassutslipp innenlands. Kostnadene på kort og mellomlang sikt (fram mot 2020) da kapital (og til dels arbeidskraft) i stor grad er bundet opp i eksisterende anvendelser, kan være langt høyere enn ved internasjonal kvotehandel dersom det innenlandske ambisjonsnivået settes høyt. Usikkerheten om kostnadene ved innenlandske reduksjoner kan innebære at det bør være fleksibilitet knyttet til ev. innenlandske utslippsmål i den forstand at målene ikke bør fastsettes absolutt for et gitt år.

En fleksibel gjennomføring kan enklest oppnås gjennom å formulere det innenlandske målet som et prismål. Et prismål vil innebære at myndighetene stiller norske utslippskilder overfor en pris på klimagassutslipp som er høyere enn kvoteprisen i EU. Økte priser vil føre til reduserte klimagassutslipp, slik at det forventningsmessig vil svare et kvantumsmål til et gitt prismål (og omvendt). Valget mellom et prismål eller et kvantumsmål kan derfor i utgangspunktet se ut kun som et spørsmål om hensiktsmessighet. Med usikkerhet både om utvikling i kvotepriser og kostnadene ved norske utslippsreduksjoner er det imidlertid viktige forskjeller mellom prismål og kvantumsmål, jf. drøftingen i avsnitt 9.3.2. Et prismål vil innebære at myndighetene på forhånd kan varsle hvor streng reguleringen vil være over en periode, slik at utslippskildene ikke bærer risiko for plutselige endringer i reguleringen dersom kvantumsmålet ikke nås (f.eks. fordi kostnadene ved utslippsreduksjoner innenlands var høyere enn forventet). Hvis argumentet for et innenlandsk utslippsmål er knyttet til at utslippskildene ikke står overfor en så høy pris på utslipp som de ville gjort under en stram internasjonal klimaavtale, kan det også være enklere å direkte etablere en høyere utslippspris enn å gå veien via et kvantumsmål.

Den enkleste måten å realisere et innenlandsk prismål på er ved å benytte avgifter. Utvalget mener derfor at et innenlandsk prismål for utslippsreduksjoner bør gjennomføres ved å benytte avgifter på utslipp av klimagasser. Utvalget kan ikke se argumenter for å etablere en høyere effektiv utslippspris i noen sektorer enn i andre, jf. drøftingen i avsnitt 9.5.2. Utvalget tilrår derfor at et ev. prismål bør nås ved å stille alle sektorer overfor en effektiv utslippspris som er høyere enn forventet kvotepris i EU-markedet. For bedrifter innenfor EUs kvotemarked innebærer det en avgift i tillegg til kvoteplikten, mens sektorer og bedrifter utenfor kvotemarkedet stilles overfor en avgift som er lik summen av kvoteprisen i EU og avgiften på utslipp fra kvotepliktige bedrifter.

Dersom myndighetene ønsker å ha et kvantumsmål i stedet for et prismål, bør avgifter fortsatt benyttes. Den samlede utslippsprisen (summen av avgift og ev. kvotepris) må i så fall settes så høyt at det innenlandske kvantumsmålet forventes å bli nådd. Siden det er usikkerhet om kostnadene ved utslippsreduksjoner innenlands, kan det imidlertid bli nødvendig å endre avgiften over tid dersom det etter hvert blir klart at kvantumsmålet ikke nås. Et fastlåst kvantumsmål kan føre til store avgiftsendringer dersom det er stor usikkerhet knyttet til renseskostnadene. Store avgiftsendringer reflekterer høye samfunnsøkonomiske kostnader ved hurtige reduksjoner i utslipp.

Med mål om utslippsreduksjoner i Norge formulert som prismål, må myndighetene ta stilling til hvor mye høyere karbonprisene bør være i Norge enn i EUs kvotemarked. Med et innenlandsk kvantumsmål trenger myndighetene også informasjon om kostnader ved utslippsreduksjoner i ulike sektorer for å etablere et riktig avgiftsnivå. Slike kostnader krever kvantitative analyser av reduksjonsmuligheter i enkeltsektorer, og disse analysene må fortrinnsvis behandles innenfor en makroøkonomisk modell som sikrer konsistens mellom ulike beregninger, jf. også omtale i kapittel 13.

9.6 Vurderinger og tilrådinger

I punktene nedenfor oppsummeres utvalgets tilrådinger basert på drøftingen i avsnitt 9.2 til 9.5.

1. Utvalget legger til grunn at Norge har ambisjoner om å gjennomføre sine klimamål gjennom tiltak som gir reelle globale utslippsreduksjoner.
2. Det finnes ingen global karbonpris i dag, og det er stor usikkerhet om hvordan globale karbonmarkeder vil utvikle seg. En vesentlig del av norske utslipp av klimagasser er imidlertid regulert gjennom EUs kvotesystem, og denne andelen vil stige i neste handelsperiode fra 2013. EU har langsiktige mål for sin klimapolitikk. Prisen i EUs kvotemarked fremstår dermed som et fornuftig utgangspunkt for å bestemme en utslippspris for norske klimagassutslipp.
3. Anslag for fremtidige karbonpriser bør primært gjøres ved hjelp av informasjon om fremtidige priser i EU-markedet. For prisanslag utover den perioden markedet gir anslag for, kan de sist observerte prisene fremskrives med utgangspunkt i en realrente (etter korreksjon for risiko). Prisanslag fra EU-markedet bør imidlertid suppleres med modellbaserte analyser.
4. Den forventede karbonprisbanen bør legges til grunn i offentlige nytte-kostnadsanalyser og være utgangspunkt for å sette avgifter på klimagasser for ikke-kvotepliktige utslipp. (I tillegg må karbonprisbanen økes dersom myndighetene har innenlandske mål, jf. pkt. 5.) Myndighetene bør også utarbeide anslag for fremtidige kraftpriser.
5. Et innenlandsk mål for utslippsutvikling innebærer en løsning som ikke er kostnadseffektiv. For en gitt kostnad vil totale utslippsreduksjoner bli lavere enn uten et slikt mål.
6. Dersom myndighetene ønsker å ha et innenlandsk mål, tilrår utvalget at det etableres som et felles prismål for alle utslippskilder. Det bør benyttes avgifter for å stille alle norske utslippskilder overfor en pris som er høyere enn EUs karbonpris for kvotepliktige utslipp. Det innebærer at kvotepliktige utslipp

belastes med en avgift i tillegg til kvoteplikten, mens ikke-kvotepliktige utslipp belastes med en høyere avgift.

7. Subsidier til alternative energikilder kan gi økt total energibruk. Avgifter på klimagassutslipp eller kvoteplikt er å foretrekke fremfor subsidier.
8. Gjennomføring av klimamål gjennom reelle utslippsreduksjoner gjør det i prinsippet nødvendig å ta hensyn til karbonlekkasje. I utgangspunktet tilsier hensyn til karbonlekkasje en lavere karbonpris på utslipp fra virksomheter som lett kan flytte til eller ekspandere i ikke-regulerte områder. I praksis er det imidlertid svært vanskelig for myndighetene å fastsette en optimal, differensiert kvotepris. Utvalget tilrår derfor at alle næringer bør stå overfor samme pris på utslipp, uavhengig av potensielle flyttekostnader.
9. Det er mulig at noen aktører ikke i tilstrekkelig grad tar hensyn til forventet endring i kvoteprisene. Det kan i så fall være et argument for bruk av standarder innen enkelte områder. Slike standarder bør utformes på grunnlag av samfunnsøkonomiske analyser basert på anslag for fremtidige karbon- og energipriser.
10. Økende karbonpriser vil påvirke sammensetningen av norsk produksjon og forbruk over tid. Utvalget tilrår at det utarbeides økonomiske analyser for å illustrere de endringene som kan forventes i norsk økonomi.

Kapittel 10 Virkemidler knyttet til teknologiutvikling

10.1 Introduksjon

10.1.1 Teknologiutvikling på miljøfeltet: To typer av markedssvikt

I klimameldingen understreker regjeringen at den vil styrke forskning og utvikling av miljøvennlige energiteknologier inklusive energisparetiltak og fangst og lagring av CO₂. Regjeringen begrunner satsningen med at Norge som en rik energinasjon har et særlig ansvar for å utvikle nye teknologier som kan redusere utslippene av klimagasser. Behovet for teknologiutvikling blir ofte fremhevet i forbindelse med klimaproblemet. IPCC (2008), Stern (2006) og det norske Lavutslippsutvalget (2006) understreket alle teknologiutvikling som helt sentralt når det gjelder å oppnå vesentlige reduksjoner i utslippene av klimagasser.

Teknologiutvikling er også aktuelt når det gjelder miljøgifter og bevaring av biologisk mangfold. I det første tilfellet dreier det seg gjerne om å utvikle erstatningsstoffer som er mindre skadelige for miljøet, mens i det andre tilfellet er det behov for å utvikle mer skånsomme metoder for høsting av naturressurser samt metoder for å unngå spredning av fremmede arter i norsk fauna og flora.⁷¹ Mye av det som dekkes i dette kapitlet, har derfor relevans for alle miljøproblemene som er omtalt i denne rapporten, selv om det ofte er teknologier knyttet til løsningen på klimaproblemet som blir brukt som eksempler.

I dette kapitlet diskuterer vi omfanget og innretningen av offentlig støtte til teknologiutvikling på miljøfeltet. Dette er et vanskelig politikkområde siden vi har å gjøre med to typer av markedssvikt samtidig. På den ene siden har vi den negative miljøeksternaliteten, og på den andre siden har vi den positive kunnskapseksternaliteten som følger av all forskning og utvikling. Det er derfor hensiktsmessig å skille mellom to situasjoner: A) den eksisterende miljøpolitikken internaliserer den negative miljøeksternaliteten fullstendig, dvs. markedssvikten mht. miljøet er tatt vare på av miljøpolitikken og B) den eksisterende miljøpolitikken er utilstrekkelig, dvs. den negative miljøeksternaliteten er ikke fullt ut internalisert.

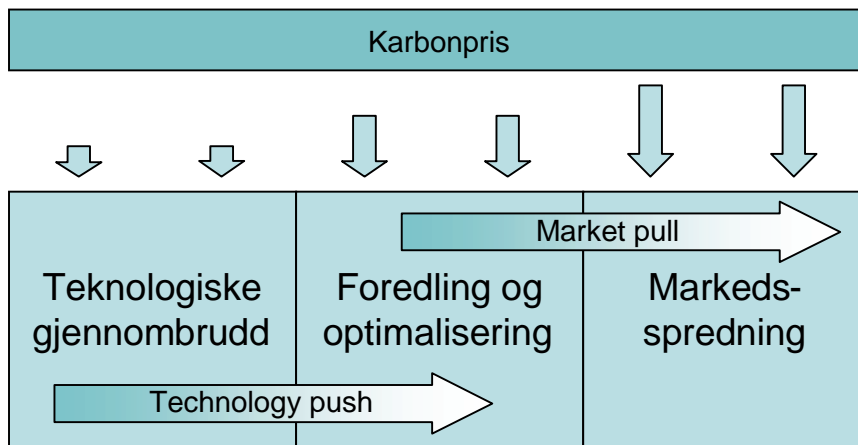
Med dette utgangspunktet stiller vi følgende spørsmål:

1. Bør støttemidlene styres mot miljøvennlige innovasjoner, eller bør alle typer innovasjoner ha lik mulighet til å få offentlig støtte?
2. Hvordan bør myndighetene fremme teknologiutvikling innenfor miljøfeltet på en best mulig måte?

⁷¹ Fiskeretskaper kan utvikles og tilpasses for å ta bedre hensyn til det biologiske mangfoldet, både fiskeartene det gjøres fangst av, utilsiktede bifangster av andre fiskeslag, sjøfugl og sjøpattedyr, og virkningene på livet i havet (bunnfauna, korallrev) for øvrig. Videre har utskifting og dumping av ballastvann ført til utilsikket og uønsket spredning av mange marine arter. Arbeidet for en internasjonal avtale for kontroll av ballastvann har ført til utvikling av teknologier for å hindre slik spredning.

10.1.2 Innovasjonsprosessen

I litteraturen om forskning og utvikling er det vanlig å skille mellom prosessinnovasjon og produktinnovasjon. En prosessinnovasjon kan f.eks. være en bedre metode for å fange inn CO₂ fra gasskraftverk, mens produktinnovasjon kan være nye og mindre miljøfiendtlige kjemikalier som erstatter eldre og skadelige stoffer. I begge tilfeller illustreres innovasjonsprosessen gjerne som en bevegelse gjennom ulike stadier: I) Konseptutvikling med sikte på teknologiske gjennombrudd, II) foredling og optimalisering av noen utvalgte teknologier og III) spredning av den nye teknologien i markedet.



Figur 10.1 Innovasjonsprosessen

(Figur er hentet fra Teknologirådets presentasjon for utvalget 1. april 2009.)

I den første fasen begynner man gjerne med mange, til dels konkurrerende, idéer. Etter hvert som idéene gjennomgår laborietesting og oppskalering til demonstrasjonsanlegg, faller de minst hensiktsmessige idéene fra. Dette er viktig del av kunnskapsgenereringen, dvs. lærdom om hva som ikke virker. I den neste fasen skjer det en foredling og optimalisering av de valgte teknologiene. Dette kan til dels skje i laboriet og i demonstrasjonsanlegg, men også i fullskalaanlegg etter det første møtet med markedet. Alle aspekter ved en ny teknologi kan ikke testes ut i en laboratorie- eller demonstrasjonssituasjon, og en del teknologier vil derfor også falle fra i denne fasen. Samtidig vil de mest lovende teknologiene stadig forbedres gjennom oppsamling av erfaring, og etter hvert kunne konkurrere på like fot med etablerte teknologier i markedet. De går da inn i spredningsfasen som kjennetegnes av at de nye teknologiene tar en økende markedsandel.

Denne modellen passer også til innovasjoner innenfor miljøfeltet. Det er miljøpolitikken som skaper markeder for miljøteknologiene, dvs. såkalt "market pull". Effektene av miljøpolitikken er åpenbar i spredningsfasen hvor det nettopp er miljøpolitikken som gjør de nye, mer miljøvennlige teknologiene konkurransedyktige, men miljøpolitikken er også en forutsetning for at investorer skal finne det interessant å utvikle helt nye, mer miljøvennlige teknologier. Prising av utslipp gjennom skatter eller omsettbare kvoter vil sikre en kontinuerlig etterspørsel for nye og renere teknologier uten at myndighetene gjør annet enn eventuelt å justere skatten eller den

samlede kvotetildelingen. Så lenge en bedrift har utslipp og må betale for det, vil den være interessert i ny teknologi som kan redusere kostnadene ved utslipp.⁷²

Det kan også være en oppgave for det offentlige å sørge for at nok idéer både kommer inn og føres gjennom de ulike stadiene i prosessen. Dette kalles gjerne "technology push" eller en aktiv teknologiutviklingspolitikk. I avsnitt 10.2 går vi igjennom de mest kjente teoriargumentene for å føre en aktiv teknologiutviklingspolitikk. Videre diskuterer vi i avsnitt 10.3 om det finnes spesielle forhold som gjør at en aktiv politikk er viktigere for miljørettet forskning enn annen forskning. Vi skiller som nevnt mellom tilfellet hvor miljøpolitikken fullstendig internaliserer miljøeksternaliteten, og tilfellet hvor miljøpolitikken er uttilstrekkelig. I avsnitt 10.4 tar vi opp hvordan en aktiv politikk bør føres. I avsnitt 10.5 ser vi kort på såkalte siste-utvei-teknologier, og i avsnitt 10.6 konkluderer vi og oppsummerer våre hovedanbefalinger.

10.2 Generelle argumenter for en aktiv teknologiutviklingspolitikk

Ulike typer av positive eksterne virkninger knyttet til kunnskapsakkumulasjon er det vanligste argumentet for at det offentlige bør støtte FoU. Samtidig må det understrekes at dette er et generelt argument som gjelder all FoU, og ikke bare FoU knyttet til miljøvennlige teknologier (se f.eks. Hægeland og Mjøen, 2000). I økonomisk politikk er det videre i hovedsak to strategier for å ta hensyn til de positive eksterne virkningene. Den første er offentlig finansiering av FoU. Det gjøres i hovedsak gjennom offentlig FoU på universiteter og i forskningsinstitutter, eller gjennom offentlig subsidiering av privat FoU (i Norge for eksempel gjennom SkatteFUNN). Den andre hovedstrategien for teknologiutvikling er gjennom patenter. Ved patentering etableres eiendomsrett til kommersiell utnyttning av en teknologi i en gitt periode.

10.2.1 Mangler ved patentsystemet

Teknologi er ofte kostbart å utvikle, men billig å ta i bruk. Nye medikamenter, sikkerhetsutstyr i biler eller lagringskapasitet i datamaskiner er eksempler på dette. Når teknologien er kjent og veletablert, er den ofte enkel å kopiere. Etter at oppdagelser er gjort, kan det være vanskelig å prise nye varer slik at kostnadene til utviklingen av de nye teknologiene dekkes inn. Dette illustrerer et viktig forhold ved teknologiutvikling. Hvis produsentene av teknologi ikke får kompensert sine utgifter, kan de privatøkonomiske incentivene for teknologiutvikling være for små.

For å sikre at private har incentiver til å drive både FoU og å støtte nye produkter i spredningsfasen, har de fleste land et veletablert patentsystem, jf. boks 10.1. Patentsystemet sikrer innovatøren en enerett til å selge sin oppfinnelse, slik at hun kan få dekket sine utgifter. Patentbeskyttelse kan likevel gi utilstrekkelige incentiver til teknologiutvikling. Den første grunnen er at patentsystemet ikke gir en perfekt beskyttelse. Ethvert patent har en begrenset levetid, og etter en viss tid blir det mulig for alle å basere sitt produkt eller sin tjeneste på den nye teknologien. Den andre grunnen er at profitten til innehaveren av patentet er lavere enn det totale samfunnsmessige overskuddet av innovasjonen. Det gjelder selv om patentet var evigvarende. Det kan dermed finnes teknologier som det ikke er privatøkonomisk

⁷² Se f.eks. Downing og White (1986) for en tidlig analyse av incentiver til innovasjon ved ulike miljøpolitiske virkemidler.

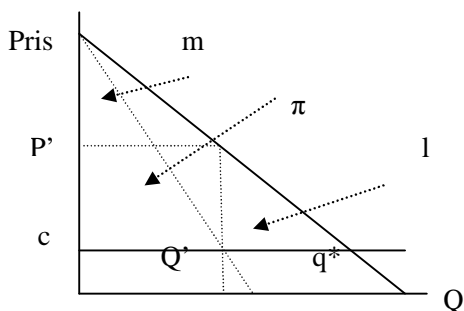
lønnsomt å utvikle, men som er lønnsomme fra samfunnets ståsted (se boks 10.1 om patenter for en nærmere forklaring).

Patentsystemet har enda en innbygget svakhet. Siden det innebærer et monopol på den nye teknologien, vil spredning av den nye teknologien være lavere enn ønskelig, dvs. flere kunne med fordel brukt den nye teknologien, men blir forhindret fra det pga. monopolprisingen. Fenomenet er velkjent når det gjelder spredning av nye medisiner som ofte prises til langt over kostnaden ved å produsere medisinen for å dekke inn utviklingskostnadene til farmasiselskapet (se boks 10.1 om patenter for en nærmere forklaring).

Boks 10.1 Patenter

Et patent gir innehaveren enerett til kommersiell utnyttning av en beskrevet teknologi for en (potensiell) gitt periode. For at en oppfinnelse skal være patenterbar, må den være ny og kommersialiserbar. Fordi patenter gir enerett til kommersiell utnyttning, etableres en monopolsituasjon for patentinnehaveren.

Figur 1



Dette representerer en avveining for samfunnet. Gjennom etablering av monopolen kan patentinnehaveren tjene monopolprofitt. Det kan bidra til å dekke kostnadene ved teknologiutvikling. Men monopolprofitt bidrar også til samfunnsmessig tap fordi monopolisten reduserer omsatt mengde for å øke prisen. Dette illustreres i figur 1. Der introduseres en ny vare som produseres med en konstant grensekostnad, c . Uten patentering kan produsert og omsatt mengde være q^* . Det totale samfunnsmessige overskuddet fra produksjonen blir $m+\pi+l$. Dette er konsumentoverskuddet når prisene er lik grensekostnadene. Når det er monopol, blir produsert og omsatt mengde q' . Det totale samfunnsmessige overskuddet reduseres fra $m+\pi+l$ til $m+\pi$. Det blir et samfunnsmessig tap tilsvarende arealet l . Dette tapet oppstår fordi omsatt mengde reduseres til q' og prisen økes til p' .

Dessuten er endringen til monopol forbundet med overføring av π fra konsumentoverskudd til profitt for monopolisten. Innføring av monopol fører med andre ord både til samfunnsmessig tap og til omfordeling fra konsumenter til monopolisten. Men som teknologipolitikk er overføringen av overskudd fra konsumenter til produsenter selve hensikten: Området π representerer et overskudd for teknologiprodusenten som gir incentiv til å investere i forskning og utvikling. Figuren over viser situasjonen i enkeltperioder med patentbeskyttelse. Patentbeskyttelse er bare tilgjengelig for et potensielt gitt antall perioder (opp til 20 år, men med fornyelse etter bestemte perioder) slik at profittoverskudd vil være en diskontert sum over de periodene det gis beskyttelse.

For miljøteknologi kan adekvat miljøpolitikk gjennom kvoter eller avgifter bidra til at det etableres en etterspørselskurve for miljøvennlig teknologi (for eksempel bilmotorer med lave utslippsnivå). Med patentmuligheter for slik teknologi kan det derfor være gode incentiver for å drive FoU for lavutslippsmotorer. Siden mange miljøproblemer er globale, er det også klart at det er behov for internasjonal miljøpolitikk. Med kvoter og avgifter i mange land og patentinstitusjoner i mange land vil etterspørselskurven i figuren skifte opp og ut i diagrammet. Teknologien vil kunne betjene etterspørselen i mange land når den kan patenteres i mange land. Det kan være verdt å merke seg at resonnetet om at etterspørselskurven vil skifte opp og ut på grunn av tilsvarende mekanismer i flere land, avhenger *både* av adekvat miljøpolitikk i landene *og* av beskyttelse av intellektuell eiendomsrett i de samme landene. Uten miljøpolitikk er utslipp gratis. Da er det ingen etterspørsel etter miljøteknologi. Uten beskyttelse av intellektuell eiendomsrett, står produsenter fritt til å ta i bruk teknologi som er utviklet andre steder, uten å betale kompensasjon. Da vil etterspørselskurven som monopolisten møter i markedet, være forskjellig fra den som er illustrert i figuren. Andre produsenter kan kopiere teknologien og tilby den til lavere pris enn det monopolisten ville ønsket.¹

¹ Men normalt vil fravær av intellektuell eiendomsrett i enkelte land ikke ødelegge markedet for miljøteknologi i *andre* land. Bruk av miljøteknologi i land med patentinstitutter vil være beskyttet av patenter der.

10.2.2 Positive kunnskapseksternaliteter på forskningsstadiet

Når et privat firma investerer i forskning for å utvikle en ny prosess, genereres det ny kunnskap. Den nye kunnskapen vil ofte være til nytte også for andre bedrifter. F.eks. kan andre bedrifter observere nye produkter eller nye produksjonsprosesser, og slik ta i bruk den nye kunnskapen for ytterligere å forbedre sine produkter eller produksjonsprosesser. Dette omtales ofte som "spin-offs", og skjer gjerne på uventede områder. Denne utilsiktete kunnskapsoverføringen er en separat grunn til at den samfunnsøkonomiske verdien av innovasjon gjerne overstiger innovatørens verdi av innovasjonen.

Kunnskapsoverføring mellom bedrifter og FoU-miljøer vil skje uavhengig av om innovasjoner kan patenteres eller ikke. På den annen side vil privat sektor bare påta seg FoU-investeringer dersom det er forventninger om fremtidig profitt, dvs. den nye kunnskapen kan materialiseres i et produkt og selges til en pris som dekker mer enn produksjonskostnadene. I den grad det er vanskelig å beskytte nye prosesser og produkter med et patent vil FoU-investeringer helt eller delvis kunne utebli. Problemet med for lav kunnskapsproduksjon er derfor større på områder hvor det er spesielt vanskelig å patentere nyvinninger.

10.2.3 Positive læringseksternaliteter i spredningsstadiet

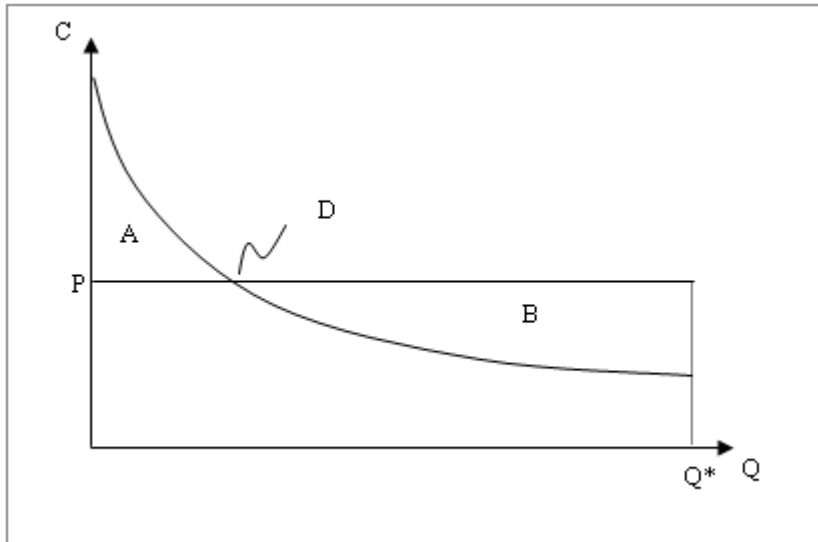
Selv om et forskningsprosjekt har vært vellykket i den forstand at det har resultert i et velfungerende nytt produkt, er det ikke gitt at det nye produktet lykkes i markedet. Kostnadene er gjerne for høye slik at produktet må selges til en pris som innebærer underskudd. Produktet kan likevel være samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis kostnadene kan forventes å falle etter hvert som produktet tas i bruk (se boks 10.2 om læringskurver). På den annen side vil privat sektor bare påta seg å støtte produktet i introduksjonsfasen dersom det er mulig å tjene inn underskuddet fra introduksjonsfasen gjennom å ta en pris som overstiger kostnadene i fremtiden. Dette fordrer også en viss grad av monopolmakt, og vil kunne være vanskelig hvis læringen i spredningsfasen blir fritt tilgjengelig for andre potensielle konkurrenter. Kostnadsreduksjoner som skyldes læring, kan dessuten være vanskelig å patentere.

Læring kan føre til såkalt "teknologisk innelåsning". Ved teknologisk innelåsning tenker man seg at det finnes flere mulige utviklingsbaner som samfunnet kan følge, og at tilfeldige historiske hendelser har avgjort hvilken bane samfunnet faktisk har fulgt. Videre tenker man seg at den realiserte utviklingsbanen innebærer lavere velferd enn én eller flere av de urealiserte utviklingsbanene. Ingen av disse banene blir likevel realisert fordi den eksisterende energi- og miljøpolitikken ikke gir tilstrekkelig incentiv til å vippe utviklingen over i en gunstigere bane.

Boks 10.2 om læringskurver

Teknologiutvikling blir ofte fremhevet som løsningen på klimaproblemet. Samtidig hevder mange at ser vi for ensidig på kostnadseffektivitet, så vil ikke "nødvendig" teknologiutvikling skje. Dette synet kan illustreres med følgende enkle modell: Anta at det finnes en forurensende teknologi som kan selges til prisen P når utslippene er ilagt en CO_2 avgift eller kvoteplikt. Anta videre at det finnes en ny ikke-forurensende teknologi som i dag har en kostnad per enhet som er større enn P , og at disse kostnadene kan tenkes å falle dersom teknologien tas i bruk og man høster erfaringer.

Figur 1 "Læringskurve modellen"



Den fallende kurven angir enhetskostnadene C som funksjon av akkumulert kvantum Q . D er punktet hvor teknologien blir konkurransedyktig til prisen P , og Q^* er det akkumulerte salget av teknologien på et fremtidig tidspunkt t . Området A kalles ofte læringsinvesteringen, mens fremtidig, potensiell gevinst er angitt ved området B . Det er lett å se at en nødvendig betingelse for at det skal lønne seg å investere i læringen, er at området A er mindre enn området B .

De som argumenterer for at hensynet til kostnadseffektivitet ikke vil gi tilstrekkelig teknologiutvikling, baserer seg gjerne på at det er umulig å forhindre at andre bedrifter får tilgang til læringsgevinster. For den enkelte bedrift vil det dermed være fordelaktig å vente med å etablere seg til man ser at teknologien er blitt konkurransedyktig. Når punktet D er nådd, vil nye etableringer komme inntil markedsprisen er lik teknologiens kostnad, og hver enkelt bedrift mottar null i profitt. Prisen vil altså bevege seg langs læringskurven, og området B vil forsvinne. Med slike fremtidsutsikter vil ingen bedrift ønske å påta seg læringsinvesteringen, A , og den nye teknologien vil aldri komme inn i markedet. Dette er et argument for at myndighetene bør dekke hele eller deler av A . Det er imidlertid mange fallgruver ved dette tilsynelatende opplagte resonnementet:

1. Dersom ikke læringsgevinster er fritt tilgjengelige, vil markedet kunne utvikle seg til et monopol (oligopol). I slike situasjoner vil en bedrift kunne gå med underskudd i en overgangsperiode. Det gjør støtte mindre nødvendig.
2. Læringskurver er sterkt forenklede modeller av innovasjonsprosesser, og de har en tendens til å overvurdere innovasjonspotensialet (se Nordhaus, 2008 og Greger og Sagen, 2008).
3. Myndighetene kjenner ikke læringspotensialet på forhånd, og A kan godt være større enn B . Bedriftene som er interessert i støtte, vil tvert imot hevde at det motsatte er tilfelle.

10.2.4 Nettverkseksternaliteter

Det er mulig at produkter som både er konkurransedyktige på pris, og har en eller annen kvalitetsfordel, ikke slår an i markedet. Dette kan skyldes såkalte nettverkseksternaliteter. Med nettverkseksternaliteter menes det at en konsument har nytte av at andre konsumenter bruker samme type teknologi, og at en konsument ikke tar inn over seg at nytten til andre konsumenter påvirkes av ens eget valg av teknologi. For eksempel vil antallet bensinstasjoner øke jo flere bensinbiler som er i bruk. Flere stasjoner gjør valgfriheten større, og priskonkurransen mellom stasjonene senker prisen på bensin. Dermed er konsumentens nytte av en bensinbil knyttet til hvor mange andre konsumenter som også har bensinbiler.

Nettverkseksternaliteter kan på samme måte som læring føre til teknologisk innelåsning. Et eksempel kan være såkalte plug-in-hybridbiler. Dette er biler som over kortere strekninger går kun på batteridrift, men som på lengre strekninger får hjelp av en forbrenningsmotor slik at rekkevidden til tradisjonelle biler opprettholdes. For konsumentene vil slike biler antakelig være lite interessante dersom man ikke har enkel adgang til ladestasjoner. På den annen side vil få elprodusenter være interessert i å investere i ladestasjoner dersom det finnes få plug-in-hybridbiler. I en overgangsfase kan dermed myndighetene ha en rolle både for å koordinere at alle typer plug-in-hybridbiler får samme system for ladning, og for å sikre at et visst tilbud av ladestasjoner etableres. Av samme årsaker kan myndigheten ha en rolle i å koordinere transportsystemer for CO₂ i forbindelse med karboninnfangning og lagring.

Forskning peker på at det er svært vanskelig å basere politikk på eksistensen av teknologisk innelåsning (se David, 2001 og Greger og Heggedahl, 2007). Siden nettverkseksternaliteter gjenspeiler koordineringsproblemer, bør all offentlig inngripen i markedet uansett være midlertidig.

En annen mulig grunn til at tilsynelatende vellykkede, nye produkter ikke slår an i markedet, er såkalte kognitive kostnader eller begrenset rasjonalitet hos beslutningstakerne, se omtale i avsnitt 9.4. Dette kan gi situasjoner som har likhetstrekk med teknologisk innelåsning.

De ulike kildene til markedssvikt er ellers mer utførlig behandlet i vedlegget "Teknologiutvikling, klima og virkemiddelbruk".

10.3 Argumenter for en aktiv teknologiutviklingspolitikk på miljøfeltet

10.3.1 Miljøeksternaliteten er fullstendig internalisert

Vi har diskutert fire grunner til å føre en aktiv teknologiutviklingspolitikk:

- Mangler ved patentsystemet
- Forskning er også til fordel for andre enn dem som betaler for forskningen
- I spredningsfasen foregår det læring som også mange aktører tjener på
- Nettverkseksternaliteter kan forhindre at vellykkede produkter lykkes i markedet

Så lenge miljøeksternaliteten er fullstendig internalisert, vil "market pull"-mekanismen virke på samme måte som den gjør i andre markeder for nye teknologier. Utvalget kjenner ikke til forskning som viser at de ulike typene av markedssvikt som er forklart i i avsnitt 10.2.1 til 10.2.4, er systematisk større på miljøfeltet enn på andre teknologiintensive områder. F.eks. er det påvist sterke læringseffekter innenfor mange fornybare energiteknologier (se avsnitt 10.2.3), men det gjelder også komponenter til datamaskiner, flatskjermer, digitale fotoapparater osv. Som for andre teknologier, bør en aktiv teknologiutviklingspolitikk for miljøteknologier derfor vurderes fra sak til sak.

Det er grunn til å tro at prising av utslipp enten etablert ved et kvotemarked eller ved en skatt, gir sterkere incentiver til teknologiutvikling enn standarder, påbud og forbud (se Jaffe m.fl. 2002). En miljøpolitikk som er basert på standarder, påbud eller forbud, vil derfor kunne gi for lave incentiver til teknologiutvikling selv om miljøpolitikken er dosert riktig.

10.3.2 Miljøeksternaliteten er ufullstendig internalisert

Ved globale miljøproblemer er det behov for en internasjonal miljøpolitikk. Med kvoter og avgifter i mange land vil etterspørselen etter ny miljøteknologi øke, og incentivet til å drive teknologiutvikling øke. Dersom flere land ikke har en god miljøpolitikk, kan på den annen side etterspørselen etter miljøteknologi være lavere enn ønskelig fra et globalt synspunkt. Når miljøpolitikken i flere land er utilstrekkelig, vil etterspørselen etter miljøteknologi ikke avspeile verdens felles behov for slik teknologi. Dermed vil "market pull"-mekanismen virke svakere enn i tilfellet med full internalisering av miljøeksternaliteten. Dette vil påvirke alle leddene i teknologiutviklingsprosessen:

- Antall nye idéer det forskes på, vil være for lavt, og dermed vil kunnskapsproduksjonen også være for lav
- Etterspørselen etter idéene som overlever den første fasen, vil være for lav, og dermed vil tempoet på læringen være lavere enn ønskelig
- Spredningen av teknologien vil også gå saktere, noe som også vil forsinke læringen.
- Graden av markedssvikt blir derfor større når miljøeksternaliteten er ufullstendig internalisert. Dermed utgjør i) beslutningen om at Norge skal bidra til å løse klimautfordringen utover å det å kun oppfylle Kyoto-avtalen og ii) mangelfull internasjonal miljøpolitikk på klimafeltet, til sammen et argument for at det offentlige bør støtte klimavennlig teknologiutvikling mer enn annen teknologiutvikling. Siden teknologiutviklingspolitikken skal bidra til å løse klimautfordringen, bør den rettes mot teknologiløsninger som kan føre til betydelige utslippsreduksjoner globalt, ikke bare nasjonalt.

10.3.3 Næringspolitikk

Ofte brukes det næringspolitiske argumenter for støtte til utvikling av miljøteknologi. Enkelte hevder at politikk for å støtte utvikling av miljøteknologi kan være en *vinn-vinn* politikk som både bidrar til å løse miljøproblemer, og som bidrar til næringsutvikling. Det er to måter å forstå dette argumentet på.

Den såkalte Porter-hypotesen tar utgangspunkt i den forurensende industrien selv, og hevder at denne vil bli mer konkurransedyktig dersom myndighetene våger å føre en mer ambisiøs miljøpolitikk enn resten av verden. Forskningen på dette feltet gir ingen entydig konklusjon (se f.eks. Brännlund, 2007 for en oversikt). Hypotesen har dessuten ikke vært knyttet til offentlig støtte av teknologisk utvikling innenfor miljøfeltet. Porter selv (se Porter, 1991, og Porter og Linde, 1995) har i hovedsak vært opptatt av miljøpolitikkenes betydning for bedriftenes konkurransevne, og ikke av teknologipolitikken på miljøfeltet.

Den andre måten å forstå argumentet om næringsutvikling på er at gjennom en ambisiøs miljøpolitikk som også omfatter offentlig støtte av teknologiutvikling, vil det kunne vokse frem nye industrier som eksporterer avansert miljøteknologi til resten av verden. Et eksempel som trekkes fram, er at Danmark har ført en aktiv politikk overfor vindmøller, og har samtidig blitt en verdensledende eksportør av vindmøller. Det er også flere eksempler fra Norge (se boks 10.3). På den annen side kommer den nye verdiskapingen innenfor miljøfeltet høyst sannsynlig *i stedet for* annen verdiskaping. Videre kan det tenkes at verdiskapingen vi har gått glipp av, ville ha vært minst like høy siden de nye miljøbedriftene er avhengig av enten offentlig støtte eller en aktiv miljøpolitikk. I en analyse av den danske vindmøllestøtten konkluderer det Økonomiske råd i Danmark med at støtten til den danske vindmølleindustrien ikke kunne forsvares ut fra næringspolitiske argumenter (Jespersen, 2002).⁷³ Dette sammenfaller for øvrig med standard handelsteori som konkluderer med at eksportsubsidier normalt ikke fremmer velferden.

Den strategiske handelsteorien åpner for at offentlig støtte til eksportbedrifter kan være velferdsfremmende i visse tilfeller.⁷⁴ Litteraturen om strategisk handelsteori fremhever ellers en rekke problemer med en aktiv offentlig næringspolitikk (Norman, 1993). Myndighetene mangler ofte viktig informasjon om markedene som de mulige støttemottakerne opererer i, f.eks. typen av konkurranse. Siden bedriftene uansett har fordel av å få støtte, kan de forsøke å fordreie fakta om konkurranseforholdene i sin favør.

Utvalget advarer mot å bruke næringspolitiske argumenter for støtte til miljøteknologi. Støtte til teknologiutvikling kan være god næringspolitikk. Det gjelder både for miljøteknologi og for annen teknologi. Utvalget mener at særskilt støtte til utvikling av miljøteknologi bør begrunnes med miljøhensyn og ikke være del av næringspolitikken.

⁷³ Det betyr ikke at støtten ikke kan forsvares av andre grunner. Støtten kan f.eks. tenkes å ha ført til læring som igjen har kommet resten av verden til gode gjennom lavere kostnader for elproduksjon fra vind.

⁷⁴ Det er imperfekt konkurranse på verdensmarkedet, og bedriftenes strategiske variable er substitutter (Tirole, 1997). En strategisk variabel er bedriftens beslutningsvariabel i det aktuelle markedspillet. Det kan f.eks. være prisen på et produkt, kapasiteten til en ny produksjonsenhet eller forskningsinnsats. De strategiske variablene er substitutter dersom f.eks. en økning i en bedrifts forskningsinnsats motsvares av en reduksjon i de andre bedriftenes forskningsinnsats.

Boks 10.3 Boks om utvikling av norsk miljøteknologi: Noen eksempler

Generelt vil enhver tilstramming av miljøpolitikken føre til at ressurser, dvs. arbeidskraft og kapital, overføres til miljøfeltet fra andre områder i samfunnet. Som følge av miljøpolitikken oppstår det dermed bl.a. nye bedrifter som skal løse miljøproblemene gjennom å tilby ulike former for renseteknologi.

Generelt har norsk industri utviklet effektiv miljøteknologi på områder der Norge har hatt særlige fortrinn og myndighetene tidlig stilte strenge miljøkrav. Disse teknologiene er også tatt i bruk internasjonalt, ikke bare i Europa og Nord-Amerika, men for eksempel i aluminiumsindustri, ferrolegeringsindustri, sementindustri og produksjon av kunstgjødsel i Kina, og i aluminiumsindustri også i blant annet India og Russland. Noen eksempler av betydning for klimagasser, miljøgifter og biologisk mangfold kan være:

Utslipp av klimagassen lystgass (N_2O) fra produksjon av salpetersyre til kunstgjødsel i Norge og Europa er kraftig redusert ved bruk av norskutviklet teknologi, som også selges internasjonalt, bla. til CDM-prosjekter i Kina.

Høye og økende utslipp av VOC (flyktige organiske forbindelser, ”oljedamp”), særlig fra bøyelasting til skip fra petroleumsproduksjonen på sokkelen, har lenge vært en utfordring for Norges oppfølging av Gøteborg-protokollen. Fra 2001 til 2008 ble norske VOC-utslipp mer enn halvert (ned 57 pst.), med 80 pst. av reduksjonene på sokkelen, etter at det er utviklet og tatt i bruk flere teknologier for oppsamling og utnyttning av disse gassene, et område der Norge er i front internasjonalt. VOC-gasser omdannes raskt til CO_2 i atmosfæren og regnes med i et lands CO_2 -utslipp. Dette har dermed også bidratt til reduksjon av norske klimagassutslipp.

Det er utviklet erstatningsstoffer for bunnstoffet TBT (tributyltinn) til skip, som viste seg å gi alvorlige skader på flere marine organismer, og nå er forbudt etter flere internasjonale avtaler (EU, OSPAR, IMO-konvensjon fra 2001, trådt i kraft 2008). En norsk produsent av skipsmaling har tatt en ledende rolle på verdensmarkedet på dette området.

Rensekrav for kvikksølv til norske smelteverk førte til utvikling (ved NorZinc i Odda, 1966-72) av en egen renseteknologi, Boliden-Norzinc-metoden. Patentet er nå eid av finske Outokumpu, og teknologien brukes for å rense kvikksølv i de aller fleste (over 40) av verdens sinksmelteverk.

Forbud mot impregneringsstoffer med kulltjærekreosot og CCA (kobber, krom og arsen) har ført til utvikling av alternative prosesser og produkter, også av flere miljøer og bedrifter i Norge. Blant annet har en norsk bedrift utviklet impregneringsstoffer både for furu og for lauvtre, som også gir alternativ til harde tropiske treslag, som kan være overbeskattet, jf. også hensynet til biologisk mangfold.

10.4 Offentlige virkemidler for å fremme innovasjon

Støtte av teknologiutvikling innenfor miljøfeltet kan skje på mange måter, og vi har valgt å gruppere disse på følgende måte:

- Staten kan selv drive FoU samt på ulike måter subsidiere private FoU-prosjekter, dvs. forskning, utvikling og demonstrasjon av nye teknologier.
- Staten kan subsidiere investeringer og bruk av spesifikke miljøvennlige teknologier slik at disse teknologiene blir introdusert i markedet til tross for at teknologiene i dag ikke er konkurransedyktige.
- Staten kan bidra til at nye, miljøvennlige teknologier får innpass i markedet gjennom standarder og påbud eller gjennom forbud mot gamle og mer miljøfiendtlige teknologier.
- På klimafeltet kan staten sette mål om utslippsreduksjoner som er strengere enn dagens internasjonale avtaler tilsier, for på denne måten å gjøre det norske markedet for klimavennlige teknologier mer lønnsomt.

10.4.1 Subsidiert FoU og demonstrasjon

Offentlig subsidiert FoU øker både sannsynligheten for teknologiske gjennombrudd og bidrar til videreføring av umodne teknologier. Støtte til demonstrasjon fører først og fremst til at de spesifikke løsningene teknologien baseres på, kan optimaliseres før teknologien settes i produksjon. Gjennom å demonstrere teknologien i en mindre skala får man også en teknisk verifikasjon av teknologien som kan være nødvendig for å motivere privat sektor til å satse på den, jf. også boks 10.4.

Forskning gjennomført i det offentlige regi kan i prinsippet omgå et av hovedproblemene med patenter: Teknologiutvikling betales av det offentlige og gjøres allment tilgjengelig når den er utviklet. Da forsvinner det omtalte effektivitetstapet ved monopolprising (se boks 10.1 om patenter). Ofte er likevel offentlig finansiert teknologiutvikling av forskjellig karakter fra kommersiell teknologiutvikling. Den har gjerne et klarere preg av grunnforskning, og danner dermed ofte grunnlaget for senere kommersiell og spisset teknologiutvikling. Offentlig finansiert forskning er derfor ikke et alternativ til den typen forskning som drives for kommersielle formål for å løse klart definerte problemer.⁷⁵

Fordi privatdrevet forskning i mange sammenhenger lettere kan spisses mot definerte problemstillinger, har Norge flere ordninger som subsidierer privat forskning, se boks 10.5 om norske støtteordninger. I litteraturen finnes det også beskrivelser av alternative måter å støtte teknologiutvikling på. En type samarbeid mellom det private og det offentlige er at det offentlige utlover pengepremier for teknologiske gjennombrudd. Når forskning er vellykket, gjøres resultatene tilgjengelige for alle,

⁷⁵ I flere sammenhenger kan det være grunn til å tro at kommersiell forskning bedre kan løse klart definerte teknologiske behov enn offentlig finansiert forskning. En årsak til dette er at private bedrifter lettere kan definere slike behov. En annen årsak kan være at private bedrifter har bedre informasjon om kommersielle muligheter ved ny teknologi. Offentlig finansiert og drevet forskning vil med andre ord ofte ha andre formål enn kommersiell og spisset privat forskning.

mens forskerne betales en kompensasjon. Slike premier kan enten være rettet mot klart definerte problemer, eller de kan utbetales når forskningsresultater viser seg å være nyttige etter at de foreligger. For utvikling av fellesgoder, for eksempel til forsvarsformål i USA, har denne typen finansiering vært ganske vanlig.

To dilemmaer i forskningspolitikken er bredden på satsingen og internasjonal arbeidsdeling. Fordi det ofte kan være vanskelig å vite hvilke teknologisor som leder frem, kan det ut fra argumentet om risikospredning være riktig med en bred satsing. Da kan myndighetene få testet ut ulike alternativer slik at flere muligheter blir belyst. På den annen side vil det være større muligheter for å lykkes på ett felt dersom det satses mye på dette feltet. For miljøteknologi som for annen teknologi, er det derfor ikke mulig å konkludere generelt om dette. Tilsvarende er det et dilemma om Norge bør satse på områder som ikke dekkes av andre lands forskningsmiljøer, eller om Norge bør ta del i internasjonalt forskningssamarbeid som fokuserer på noen utvalgte teknologier. Igjen er det vanskelig å konkludere generelt. I noen situasjoner kan norske forskningsmiljøer være unike i verden, og på egen hånd komme fram til løsninger som også resten av verden får nytte av (se boks 10.3). I andre sammenhenger kan norsk forskning utgjøre et viktig bidrag til et internasjonalt forskningsmiljø, og øke sannsynligheten for et teknologisk gjennombrudd.

Boks 10.4 Teknologisenter Mongstad (TCM)

Byggingen av Teknologisenter Mongstad (TCM) starter sommeren 2009. Senterets formål er uttesting av teknologi og utstyr for fangst av CO₂ med hovedfokus på demonstrasjon og oppskalering av teknologier og reduksjon av kostnader og risiko. Senteret eies av Gassnova SF, A/S Norske Shell og StatoilHydro ASA.

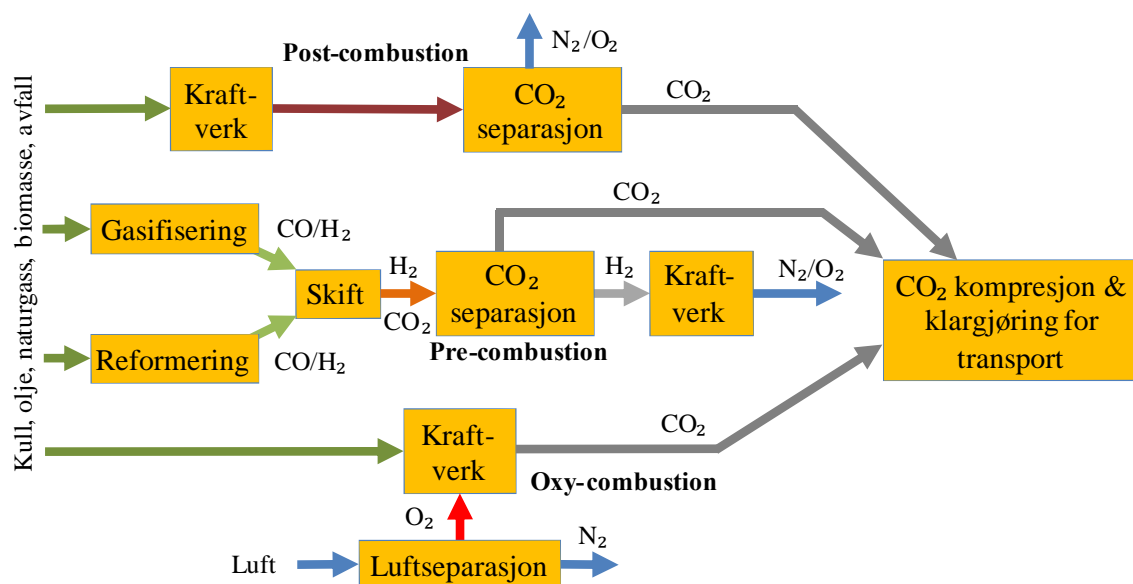
Det er valgt å fokusere på såkalt *post-combustion* i TCM. Dette er én av tre hovedmetoder for fangst av CO₂ fra kraftverk. Figuren viser de tre metodene for CO₂-fangst. CO₂-fangst dreier seg om separasjon av CO₂ fra en gassblanding. I *post-combustion* separeres CO₂ fra røkgass fra forbrenningsprosessen i kraftverket. I *pre-combustion* separeres CO₂ fra brensel før forbrenningen skjer i kraftverket, ved at energien i brensel overføres til hydrogen, og dette benyttes som brensel i kraftverket. Den tredje metoden er *oxy-combustion*, hvor forbrenning skjer med tilnærmet ren oksygen i motsetning til med luft i de to andre metodene. Dette innebærer at røkgassen fra kraftverket ideelt sett er tilnærmet ren CO₂ ved at nitrogen (N₂) fra lufta ikke blander seg i røkgassen.

Grunnen til at post-combustion er valgt som metode på Mongstad, er at de fleste oppfatter dette som den mest aktuelle metoden på kortere sikt, 5-10 år, og vil være likt den mest aktuelle teknologien brukt i et planlagt fullskala gasskraftverk på Mongstad. Generelt oppfattes post-combustion som mest lovende metode for naturgassfyrte kraftverk, mens for kullkraftverk er det ennå uavklart hvilken av de tre metodene som eventuelt vil stå fram som vinner.

I TCM skal røkgass fra to kilder testes, hvor andelene av CO₂ er typisk både for gasskraftverk (4 volumprosent) og kullkraftverk (12-15 volumprosent). Det er målsetting om å redusere både investerings- og driftskostnader for slike anlegg. Det blir viktig å lære om hvordan oppskalering best skal gjøres, hvordan høy pålitelighet oppnås, hvordan minimere energibruk, og hvordan minimere miljøbelastningen fra slike anlegg.

Så langt har Aker Clean Carbon fått kontrakt på bygging og testing av sin egen aminbaserte teknologi i TCM. I tillegg forhandles det med andre interessenter om alternative teknologier. Målet er at teknologitestingen kan starte opp ved årsskiftet 2011/2012.

Figur 10.2 Ulike metoder for karbonfangst



Boks 10.5 om norske støtteordninger for innovasjon

Støtteordningene kan deles opp i generelle ordninger og ordninger som er spisset mot ulike typer av miljøteknologi. SkatteFUNN er en generell ordning som gir bedrifter skattelettelse for utgifter til FoU. SkatteFUNN dekker miljøteknologi i tillegg til all annen teknologiutvikling, men i utgangspunktet må miljøteknologiprojekter konkurrere på lik linje med andre FoU-projekter. Innovasjon Norge er en annen generell ordning som særlig fokuserer på å kommersialisere nye idéer gjennom bedriftsetablering etc. Av støtteordninger tilbyr de etablerstipend og gunstige lån til nye foretak. Innovasjon Norge har en egen satsning på energi og miljø.

Videre satser myndighetene øremerkede midler på forskning, utvikling og demonstrasjon av ny miljøteknologi gjennom Norges forskningsråd. På klimafeltet skjer det f.eks. gjennom Renergi-programmet, mens biologisk mangfold blant annet dekkes opp av programmet Miljø 2015. Dels skjer støtten ved at NFR delfinansierer forskningsaktiviteten til private eller halvstatlige foretak, og dels fullfinansierer NFR rene forskerprosjekter. Renergi har dessuten opprettet flere nye forskningssentre for miljøvennlig energi hvor private foretak er med og finansierer forskningen.

I tillegg er det opprettet mer spesialiserte institusjoner som har ansvar for deler av den offentlige forskningen på klimafeltet. Vi har Gassnova som særlig driver forskning og demonstrasjon av karbonfangst og- lagring (se boks 10.4 om Mongstad), Enova som virker innen fornybar energi og energisparing, og det nye Transnova som skal fokusere på miljøvennlig transport. Enova og Transnova er først og fremst virkemidler for å sikre miljøvennlige teknologier markedsadgang. Enova har f.eks. som sitt formål "*å fremme en miljøvennlig omlegging av energibruk og energiproduksjon i Norge*".

10.4.2 Subsidiar til spesifikke teknologier

Med subsidiar menes både direkte subsidiar i form av pengestøtte og implisitte subsidiar. Eksempler på implisitte subsidiar er ordninger som grønne sertifikater eller pålegg om at kommuner og andre offentlige etater skal vektlegge utslipp av klimagasser spesielt i innkjøpsprosessen.

Subsidiar til spredning virker på en annen måte enn subsidiar til FoU da slike subsidiar ikke er designet for å fremme utviklingen av helt nye produkter eller prosesser, dvs. såkalte teknologiske gjennombrudd. Hensikten er å sørge for videreførdling av eksisterende teknologier eller å overkomme nettverkseksternaliteter som hindrer tilsynelatende vellykkede nye produkter å få innpass i markedet.

Subsidiar til spredning gis på mange ulike måter. For det første har vi direkte investeringstøtte gjennom at det offentlige betaler en viss andel av investeringskostnaden ved overgang til en mer miljøvennlig teknologi. Slik støtte gis både til husholdninger i forbindelse med utskiftning av oppvarmingskilde i boliger, og til bedrifter i forbindelse med f.eks. investeringer i vindmøllerparker.

Videre gis det implisitte subsidiar i form av lovpålagte målsetninger om markedsandeler for nye teknologier. For eksempel kan det vises at kravet til drivstofforhandlerne om at biodrivstoff skal utgjøre en viss andel av det totale drivstoffsalget, tilsvarer en subsidie på bruk av biodrivstoff og en ekstra skatt på

fossilt drivstoff. Det samme gjelder grønne sertifikater som tilsvarer en subsidie på bruk av fornybar energi og en ekstra avgift på annen energi der produksjonen krever kjøp av grønne sertifikater. I mange europeiske land har man dessuten såkalte garantipriser på fornybar energi, noe som også utgjør en subsidie i perioder hvor markedsprisen på elektrisitet ligger under garantiprisen. Siden det er elektrisitetsprodusentene som må finansiere garantiprisen, innebærer dette virkemidlet også en ekstra avgift på all elektrisitet uten garantipris.

Til slutt har vi ulike forordninger som krever at staten eller kommunene skal velge spesielt miljøvennlige løsninger. Dette kan f.eks. være et krav om at den kommunale bilparken skal være elektrisk eller gå på biodrivstoff. Dersom dette ikke er det mest hensiktsmessige til tross for CO₂-avgiften på bensin og diesel, tilsvarer slike offentlige innkjøp implisitte subsidier til elektriske biler eller biodrivstoff.

Når det gjelder subsidier til spredning av spesifikke teknologier, bør politikken i hvert enkelt tilfelle begrunnes ut fra en eller annen form for markedssvikt i spredningsfasen. For eksempel bør det sannsynliggjøres, og helst dokumenteres, at en teknologi har et urealisert læringspotensial før subsidiering iverksettes. Muligheter for læring er ikke et universelt fenomen som gjelder alle nye teknologier, se f.eks. Clarke m.fl. (2006) og Neji (1997). Videre bør det vurderes i hvilken utstrekning privat sektor vil investere i læring i fravær av offentlig støtte. Det kan godt tenkes at privat sektor er villige til å investere i læreprosesser, se f.eks. Irwin og Klenow (1994) og Spence (1984). Til slutt bør støtten fortløpende betinges på at det virkelig skjer læring, og samtidig senkes i takt med at læringen skjer. Støtte til spredning av ny teknologi vil skape et avhengighetsforhold mellom myndigheter og teknologileverandører som det i mange tilfeller vil være vanskelig for myndighetene å bryte, da et opphør av støtten vil lede til nedleggelse av bedrifter osv. Det finnes mange eksempler på offentlig støttede teknologier hvor man har latt prosjektet pågå svært lenge i påvente av en læringsgevinst som aldri kom (se Cohen og Noll, 1991).

Det samme gjelder dersom nettverkseksternaliteter brukes som begrunnelse for å gi støtte til enkeltteknologier. Når det gjelder teknologisk innelåsning, ligger det i fenomenets natur at støtten kun skal være midlertidig, dvs. den skal bare være tilstrekkelig til å vippe samfunnet over på en annen utviklingsbane. Støtte begrunnet ut fra teknologisk innelåsning kan i noen tilfeller ha liten effekt dersom ikke støtten utløser en videreutvikling av teknologiene, slik at den ønskede utviklingsbanen kan realiseres. Når det gjelder transportsektoren, har støtte til markedsspredning i Norge antakelig liten betydning for hvorvidt de store batteriprodusentene lykkes i å lage bedre batterier for elbiler, eller hvilke teknologier som velges av de store bilprodusentene. På dette området synes det derfor å være liten grunn til at myndighetene i Norge skal gå aktivt inn for å påvirke en teknologisk innelåsning.

Mange av teknologiene som subsidieres i dag, må regnes for å være modne teknologier hvor læringspotensialet langt på vei er uttømt, f.eks. pelletsovner og varmepumper. Subsidiene kan derfor ikke begrunnes med hensynet til teknologiutvikling. Støtten kan muligens begrunnes med en form for *kognitive kostnader* hos forbrukerne, men da er det ikke åpenbart at økonomisk støtte er det riktige virkemidlet, jf. omtalen i avsnitt 9.4.

10.4.3 Standarder, påbud og forbud

Det er mange eksempler på at innføringer av tekniske standarder har gitt teknologisk utvikling. Staten California har f.eks. høstet gode erfaringer med energieffektivitetsstandarder og redusert elektrisitetsforbruk i husholdningene gjennom bl.a. mer energieffektive hvitevarer og belysning. På den annen side kan en miljøbegrunnet standard medføre stagnasjon i teknologiutviklingen. Det skyldes at når bedriftene lykkes i å oppfylle standarden, har de ikke nødvendigvis noe incentiv til å videreutvikle sin teknologi for å redusere utslippene ytterligere. Fortsatt teknologiutvikling forutsetter at myndighetene følger opp med stadig strengere standarder, noe som krever god kjennskap til teknologien på feltet.

Utvalget kjenner ikke til forskning som tyder på at standarder er mer effektive enn prising av utslipp når det gjelder å fremme teknologiutvikling. Studier av markedet for SO₂-kvoter i USA tyder tvert imot på at prising av utslipp gir mer teknologiutvikling enn standarder (se bl.a. Burtraw og Palmer, 2003). Dette skyldes både det statiske aspektet ved standarder, og manglende kunnskaper om muligheter for teknologiutvikling hos den regulerende myndigheten.

Standarder kan i noen tilfeller være et effektivt virkemiddel for å overkomme teknologisk innelåsning som skyldes nettverkseksternaliteter. En standard kan i slike tilfeller løse koordineringsproblemet for forbrukerne og bedriftene. I forbindelse med klimaproblemet diskuterer myndighetene standarder som er tenkt å komme på toppen av annen regulering av klimaproblemet. Et eksempel kan være krav til biler om at de skal kunne gå på et klimavennlig drivstoff. Utslippene fra transportsektoren er allerede regulert gjennom CO₂-avgift på drivstoff, så standarden bør ha en tilleggsbegrunnelse, f.eks. knyttet til behovet for å overkomme teknologisk innelåsning. Uansett om standarden alene skal regulere miljøproblemet eller om den kommer på toppen av annen regulering, så vil standarden kunne innebære ekstra kostnader. For det første betyr standarden ofte høyere investeringskostnader. I den grad den også innebærer endringer i kvaliteten på produktet, vil mange konsumenter kunne få redusert sin velferd ytterligere. Før myndighetene innfører en standard, bør det derfor gjennomføres en nytte-kostnadsanalyse, eller ev. en kostnads-virkningsanalyse, jf. omtalen i kapittel 9. Innføringen av en slik standard bør også ledsages av en redegjørelse for den aktuelle markedssvikten og behovet for offentlig inngripen.

Dersom standarden ikke begrunnes med hensynet til teknologispredning, men ut fra kognitive kostnader, har vi argumentert i avsnitt 9.4 for at standarden bør utformes som en "default"-regel der det er mulig å få unntak.

Når det gjelder biologisk mangfold og miljøgifter, er i mange tilfeller standarder og påbud det mest hensiktsmessige virkemidlet, jf. bl.a. omtalen i kapitlene 11 og 12. I slike tilfeller må myndighetene opparbeide seg god kompetanse på teknologifeltet for å kunne se om det er grunnlag for å heve standarden eller innføre nye forbud.

10.4.4 Bruk av ekstra streng klimapolitikk for å fremme teknologiutvikling

Riktig prising av utslipp enten gjennom miljøskatter eller gjennom omsettbare kvoter er essensielt for å fremme teknologisk utvikling innenfor klimafeltet. Mange av

teknologiene, som f.eks. karbonfangst og lagring, vil neppe bli tatt i bruk uten en riktig prising av utslipp. For å fremme teknologiutvikling må også fremtidige priser oppfattes som tilstrekkelig høye av dagens markedsaktører.

Spørsmålet er likevel om Norge bør føre en ekstra streng klimapolitikk for på denne måten å fremme ytterligere teknologiutvikling. Norske begrensninger i handelen med utslippkvoter med utlandet eller en utslippsskatt som er høyere enn den internasjonale kvoteprisen, vil medføre at prisen på utslipp hjemme blir høyere enn prisen på utslipp internasjonalt. Som nevnt over vil dette forsterke "market pull"-mekanismen og isolert sett lede til mer teknologiutvikling. Utvalget mener imidlertid at hensynet til teknologiutviklingen i seg selv ikke bør brukes som argument for å øke prisen på utslipp utover en internasjonal kvotepris.

For det første er en høyere pris på utslipp i Norge enn i resten av verden antakelig et lite treffsikkert virkemiddel for teknologiutvikling. Høyere priser på utslipp i Norge vil utløse mange dyre rensetiltak som ikke vil gi teknologiutvikling, men som innebærer at vi fraviker prinsippet om global kostnadseffektivitet.

For det andre vil en høyere pris på utslipp i Norge føre til at teknologi først og fremst utvikles for behovene i Norge. Det kan komme i konflikt med at teknologisasningen bør innrettes slik at teknologiene som utvikles, vil kunne få bred anvendelse.

Til slutt, det norske markedet for ny miljøteknologi vil i mange tilfeller være alt for lite til å kunne gi tilstrekkelig incentiver til teknologiutvikling. I slike tilfeller vil en ekstra streng klimapolitikk i Norge ha liten effekt på teknologiutviklingen, noe som tilsier at vi uansett bør basere den aktive teknologiutviklingspolitikken på offentlig FoU-produksjon og subsidier til privat FoU.

10.5 Siste-utvei-teknologier

Som alternativ til å redusere utslippene av klimagasser, finnes det forslag om å ta i bruk teknologier som kan styre utviklingen av global atmosfæretemperatur uavhengig av utslippene av klimagasser. Disse teknologiene omfatter både reduksjon av klimagassinnholdet i atmosfæren, og reduksjon av solinnstrålingen til jorda, og omtales gjerne som siste-utvei-teknologier. Eksempler er gjødsling av havet med jernsulfid for å akkumulere karbon i phytoplankton, økning av karbonbindingen i biomasse gjennom treplanting og utvidelse av skogarealer, fangst av CO₂ direkte fra luft ("direct air capture"), og tilføring av aerosoler eller partikler i atmosfæren for å redusere solinnstrålingen ("geoengineering").

Med geoengineering kan temperaturstigningen begrenses selv om konsentrasjonen av CO₂-ekvivalenter i atmosfæren fortsetter å øke. Geoengineering har den fordel at det tilsynelatende er billig, kanskje så billig at det kan svare seg for en nasjon å gjennomføre geoengineering alene (se Barrett, 2008 og Victor, 2008). Dermed kan man komme i en situasjon hvor verden ikke lenger er avhengig av å få til en internasjonal avtale om begrense utslippene for å unngå global oppvarming. På den annen side kan geoengineering medføre mange andre miljøulemper som også vil ramme andre nasjoner enn de nasjonene som ev. iverksetter tiltakene. Det er derfor behov for å diskutere internasjonalt rammeverk for geoengineering.

Direct aircapture er i dag en dyrere, men antagelig mindre betenkelig, siste-utvei-teknologi. Direct aircapture betyr simpelthen at man fjerner CO₂ fra atmosfæren direkte uavhengig av utslippskildene, og siden lagrer denne enten i bakken som ved karbonfangst og lagring, eller bundet til organisk materiale. Igjen er det tenkelig at direct aircapture kan bli så billig at et fåtall nasjoner kan gå sammen å begrense konsentrasjonen av CO₂ i atmosfæren uavhengig av om det oppnås enighet om en internasjonal avtale som begrenser utslippene fra bl.a. bruk av fossilt brennstoff.

Det kan være kontroversielt hvorvidt myndighetene skal subsidiere forskning på slike teknologier. Dersom man ikke oppnår enighet om en internasjonal klimaavtale som reduserer de globale utslippene, vil tilgjengeligheten til siste-utvei-teknologier kunne være avgjørende for å unngå alvorlige effekter av klimaendringer. På den annen side kan tilgjengeligheten til slike teknologier redusere sannsynligheten for at vi får en effektiv, global klimaavtale om utslippsreduksjoner.

Det synes riktig å prioritere forskning på teknologier som forhindrer eller reduserer utslipp av klimagasser. Slik forskning omfatter metoder for å øke energieffektiviteten i prosesser og hos sluttbruker, videreutvikling av energiformer som ikke baserer seg på fossilt brennstoff, og fangst av CO₂ fra store, konsentrerte kilder. For CO₂-fangst vil dette først og fremst omfatte utslipp fra store punktkilder som kraftverk, sementindustri, petroleumsutvinning, stålverk og raffinerier. Geoengineering og direct air capture innebærer stor usikkerhet med hensyn til kostnader, miljømessige bivirkninger, og gjennomførbarhet i stor skala. Slike tiltak bør derfor ikke fremstilles som et alternativ til tiltak for reduksjon av klimagassutslipp, men heller betraktes som mulige fremtidige alternativer hvis tiltak for å redusere klimagassutslipp viser seg vanskelige å gjennomføre samtidig som uheldige klimaendringer opptrer.

10.6 Tilrådinger

Utvalget har følgende tilrådinger:

- FoU-aktivitet medfører en positiv ekstern virkning, mens utslipp av klimagasser er en negativ ekstern virkning. De to eksterne virkningene bør i utgangspunktet reguleres gjennom ulike virkemidler.
- Utvalget har tilrådd at prisen for norske klimagassutslipp bør ta utgangspunkt i kvoteprisen i EU, jf. omtale i kapittel 9. Denne tilrådingen er uavhengig av om FoU-aktivitet på klimaområdet medfører positive eksterne virkninger. Utvalget tilrår dermed ikke høyere priser på norske klimagassutslipp for å gi ytterligere incentiver til FoU-aktivitet. Klimarelatert FoU bør i stedet støttes via offentlig FoU-produksjon og subsidier til privat FoU på samme måte som annen forskningsaktivitet.
- Lave globale priser på klimagassutslipp er et argument for særlig global satsing på klimarelatert FoU før en ev. ambisiøs klimaavtale er på plass, jf. kapittel 4.
- Utvalget finner ikke at hensynet til næringsutvikling i seg selv gir grunn til særskilt satsing på klimarelatert FoU.
- FoU-virksomhet for å løse det globale klimaproblemet bør rettes mot teknologiløsninger som kan føre til betydelige utslippsreduksjoner globalt, ikke bare nasjonalt.

- Når det gjelder bruk av subsidier til teknologispredning, mener utvalget at man i hvert enkelt tilfelle bør begrunne omfanget av støtten ut fra typen og graden av markedssvikt. Et eventuelt uutnyttet læringspotensial bør sannsynliggjøres. Støtten bør trappes ned i takt med at læringen finner sted.
- Det samme kravet bør gjelde subsidier til nye miljøvennlige teknologier hvor begrunnelsen er at produktene ikke vil få spredning i markedet pga. teknologisk innelåsning og nettverkseksternaliteter.
- Utvalget har drøftet krav til markedsandeler for nye miljøvennlige teknologier. Slike krav innebærer ofte en dobbelt regulering av produktene de nye miljøvennlige teknologiene konkurrerer mot, jf. omtalen av grønne sertifikater i avsnitt 10.4.2. Utvalget anbefaler at det ikke brukes slike krav med mindre det er særskilte grunner til det.
- Utvalget anbefaler at standarder som kommer på toppen av annen regulering, i størst mulig grad utformes som "offentlige anbefalinger" det er mulig å få unntak fra.

Kapittel 11 Virkemidler og tilrådinger for biologisk mangfold

11.1 Utfordringer og mål for biologisk mangfold

Tapet av biologisk mangfold, målt for eksempel ved utryddelse av antall arter, skjer nå i et tempo som er anslått til å være i størrelsesorden tusen ganger raskere enn ved naturlig evolusjon (se kapittel 5). De viktigste drivkreftene bak denne utviklingen er økonomisk vekst og befolkningsøkning. Veksten innebærer blant annet omfattende arealbruksendringer som følge av nedbygging og oppdyrking av store arealer, fare for overbeskatning av mange bestander, samt utslipp og spredning av miljøgifter og andre forurensninger. Økt internasjonal handel og reisevirksomhet fører til spredning av fremmede arter, som truer lokale vekster og dyreliv, noe som også kan gi betydelige økologiske og økonomiske skadekostnader. Økt bruk av fossile brensler og andre stoffer fører til utslipp av klimagasser og til menneskeskapte klimaendringer, som forsterker virkningene av arealbruksendringer, gir økt spredning av fremmede arter, og øker presset på det biologiske mangfoldet.

Å frakoble sammenhengen mellom befolkningsutvikling og økonomisk vekst på den ene siden, og tapet av biologisk mangfold på den andre siden, er følgelig en av de mest krevende miljøoppgavene vi står overfor i vår tid.

Partsmøtet til Konvensjonen om biologisk mangfold i 2002 og Verdenstoppmøtet i Johannesburg samme år vedtok at tapet av biologisk mangfold skal reduseres betydelig innen 2010. Den femte ministerkonferansen for miljø i Europa i 2003 vedtok videre å stanse tapet av biologisk mangfold i Europa innen 2010. Norge sluttet seg til dette målet. Målene for 2010 blir ikke nådd verken nasjonalt eller internasjonalt, og arbeid med å sette nye strategiske og operative mål framover i tid er påbegynt, blant annet på europeisk nivå og under Konvensjonen for biologisk mangfold.

Det overordnede målet må følges opp med konkrete delmål som er gjennomførbare på kort og mellomlang sikt, og konkretiseres med politikk og handlingsplaner for prioriterte arter og økosystemer, i henhold til andre internasjonale avtaler og forpliktelser.

I arbeidet med å ta vare på biologisk mangfold er det nødvendig å gjøre prioriteringer mellom ulike arter og økosystemer, bl.a. mellom viktige arter (nøkkelarter, bl.a. for økosystemtjenester, indikatorarter) og arter som er truet eller sjeldne i Norge, jf. rødlistestatus. Arter som er sjeldne i Norge, kan være genetisk interessante eller viktige fordi de i Norge er i ytterkanten av sitt utbredelsesområde, jf. sårbarhet for klimaendringer. Å sette opp konkrete, etterprøvbare mål og forvaltningsstrategier for biologisk mangfold, med millioner arter og komplekse næringskjeder, er derfor en mye vanskeligere utfordring enn for de fleste forurensnings spørsmål.

Et første utgangspunkt for å ivareta helheten er bevare de viktigste og mest kritiske økosystemene, for dermed å ivareta også arter og genetisk variasjon. Det er en hovedbegrunnelse for vekten på økosystembasert forvaltning i blant annet Konvensjonen om biologisk mangfold, Tusenårsutredningen, OSPAR-konvensjonen,

forvaltningsplanene for Barentshavet og Norskehavet, og Vannforskriften etter EUs Vannrammedirektiv (se kapittel 5). Nasjonalt og ikke minst internasjonalt innebærer økosystembasert forvaltning også en større rolle for aktiv bærekraftig bruk, slik en til dels ser for eksempel i EUs Natura 2000-nettverk. En slik helhetlig forvaltning, med vekt på å inkludere alle brukerinteresser og beslutningstakere, må imidlertid suppleres med tiltak som ivaretar enkeltarter, som handlingsplaner for truede arter og naturtyper, og genbanker.

Når det gjelder virkemiddelbruk i forhold til ulike økosystemer og arealtyper har den internasjonale naturvernunionen IUCN et mål om vern av 15 pst. av totalen av hver enkelt naturtype. Kampanjen Countdown 2010, fra IUCN og EU og med norsk deltakelse, har en målsetting om vern av 10 pst. av naturtyper. En hovedutfordring for vern og bærekraftig forvaltning av biologisk mangfold er at selv et slikt relativt betydelig omfang av vernede områder, som en i dag i de fleste land er et stykke unna, ikke er tilstrekkelig til å sikre mer enn en beskjeden del av de totale verdiene av det biologiske mangfoldet.

Et annet og supplerende utgangspunkt er derfor en differensiert inndeling av arealet, prioritert etter verneverdi. Det kan innebære at en for de mest verdifulle og utsatte områdene og artene har et forvaltningsregime med strenge vernebestemmelser. Vernet er strengest for naturreservater og nasjonalparker, mens en for landskapsvernområder har et mindre strengt regime, der en tillater bestemte former for aktiv drift og forvaltning. Slike nasjonale vernetiltak kan suppleres av arealer forvaltet av lokale myndigheter. Arealer utenfor de vernede områdene, det såkalte "hverdagslandskapet", kan forvaltes etter generelle retningslinjer (skogloven, plan- og bygningsloven etc), med vekt på utforming av økonomiske ordninger som gir miljømessig riktige incentiver til balansert bruk og bevaring, og med bruk også av (frivillige) sertifiseringsordninger, som for tømmer og fisk, og av miljømerkingsordninger.

En slik hierarkisk oppdeling av arealet etter strenghet i bruken av virkemidler er en tilnærming som blir mer og mer brukt internasjonalt, og er også et sentralt element i den nye naturmangfoldloven (se kapittel 5).

11.2 Norsk oppfølging og forvaltning av biologisk mangfold

Norge har klare internasjonale forpliktelser etter konvensjonene nevnt i kapittel 5 og fremfor alt i henhold til konvensjonen om biologisk mangfold. Flere av denne avtalens forpliktelser var fulgt opp av Norge før den trådte i kraft, blant annet innen områdevern og artsvern. Også på disse områdene er innsatsen for å øke det vernede arealet, og arbeidet med rødlistene, handlingsplaner for truede arter og genbanker, forsterket i de senere år, som vist i Norges nyeste rapportering til konvensjonen (DN, 2009).

Partslandene er forpliktet til å utarbeide nasjonale strategier og handlingsplaner, til å identifisere viktige typer biologisk mangfold, og overvåke virksomheter som kan true det biologiske mangfoldet. Partene skal bevare artene i sine naturlige vokse- og leveområder, og hindre innføring av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, habitat eller arter (se kapittel 5).

I Norge er nasjonal strategi og handlingsplan nedfelt i følgende stortingsmeldinger:

St.meld. nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.
St.meld. nr. 42 (2000-2001) Biologisk mangfold – Sektoransvar og samordning
St.meld. nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand

St.meld. nr. 42 (2000-2001) la opp til et nytt kunnskapsbasert forvaltningssystem, med hovedsatsing på (i) et nasjonalt program for kartlegging og overvåking, (ii) samordning av juridiske og økonomiske virkemidler, og (iii) informasjon, forskning og kompetanse.

I meldingen ble det lagt opp til at identifisering av områder med stor verdi for biologisk mangfold skulle skje gjennom kartlegging og overvåking, herunder etablering av en artsdatabank. Samordning av juridiske og økonomiske virkemidler skulle sikres gjennom et lovutvalg for utredning av lovverk om biologisk mangfold og relevant sektorlovgivning, og ved en utredning for å vurdere endringer i eksisterende og behov for nye økonomiske ordninger som kunne rettes inn mot områder med stor verdi for biologisk mangfold.

Oppfølgingen av denne stortingsmeldingen og norsk forvaltning av biologisk mangfold er vurdert bl.a. av den svenske peer-review'en av norsk bærekraftpolitikk (Lundberg m.fl. 2007) og vurdert eller berørt av Riksrevisjonen i to rapporter (Riksrevisjonen, 2006 og 2007).

Både Riksrevisjonen og peer-review-rapporten peker på betydelige mangler og svakheter innen kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Riksrevisjonen peker også på svakheter både i arealforvaltningen generelt og i drift og forvaltning av vernede områder. Innsatsen på disse områdene er, som det framgår av den nylig avgitte rapporten om Norges oppfølging av Konvensjonen for biologisk mangfold (DN, 2009), styrket siden dette.

Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold er etablert (DN, 1998), og arbeidet med kartlegging av naturtyper startet alt i 1999, som oppfølging av St.meld. nr. 58 (1996-97) (DN, 1999). Artsdatabanken er opprettet, og leverte blant annet en ny norsk Rødliste i 2007.

Det utarbeides dessuten egne handlingsplaner for en lang rekke truede arter, og ti departementer har gått sammen om en tverrsektoriell strategi med tiltak mot fremmede arter (Miljøverndepartementet, 2007).

Oppfølgingen av handlingsplanen for biologisk mangfold i St.meld. nr. 42 (2000-2001) fra sektorer og kommuner har hittil vært svært varierende, delvis grunnet svakheter i kunnskapsgrunnlaget, som fortsatt er under utvikling. Hovedutfordringene er knyttet til at sektor- og konsesjonsmyndigheter ikke nødvendigvis klarer å ta helhetlige hensyn i forhold til egen sektors næringsvirksomhet (for eksempel energi, landbruk, fiske, oppdrett, samferdsel), og at den enkelte kommune mangler incentiver til å ta tilstrekkelig hensyn til biologisk mangfold i sine beslutninger. Begge disse forholdene kan lett føre til at beslutningene ikke blir så gode som ønskelig. Det er derfor nødvendig med et mer sektorovergripende og helhetlig planleggings- og prioriteringsarbeid, der sektorenes myndighetsutøvelse og kommunenes rolle, bl.a. i

arealplanleggingen, ses i en større sammenheng, slik den nye naturmangfoldloven legger opp til.

Arbeidet med å bedre samordningen av juridiske virkemidler resulterte først i NOU 2004: 28 Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold, og deretter i Ot.prp. nr. 52 (2008-2009) Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). Den nye naturmangfoldloven, som ble vedtatt av Stortinget i juni 2009, og skal gi et helhetlig juridisk rammeverk for forvaltningen av biologisk mangfold, er nærmere omtalt i avsnitt 5.6.

Mens utredning og samordning av juridiske virkemidler er fulgt opp ved NOU 2004:28 og ny naturmangfoldlov, er utredning av og økt samordning av økonomiske virkemidler og ordninger, som det ble lagt opp til i St.meld. nr. 42 (2000-2001), ikke fulgt opp med en offentlig utredning på samme måte.

Etter utvalgets mening ligger det et betydelig potensiale for mer kostnadseffektiv bruk av flere kategorier økonomiske virkemidler for å ivareta biologisk mangfold. Det gjelder positive økonomiske virkemidler for å oppmuntre til bevaring av biologisk mangfold, jf. drøftingen i kapittel 5 av "kollektive goder" og kompensasjon for å sikre biomangfoldverdier ("betaling for økosystemtjenester"). Her er det etter utvalgets vurdering rom for økonomiske virkemidler, blant annet slik det er lagt opp til i den nye naturmangfoldloven. Både de ordningene som der er foreslått (se kapittel 5), andre ordninger knyttet til tilskudd til kommunene, og kraftigere og mer effektiv bruk av fylkesmannens skjønnsmidler, kan gi viktige økonomiske incentiver til bedre lokal forvaltning av biologisk mangfold.

Det kan også være rom for forbedringer og mer effektiv utforming av eksisterende ordninger. Som eksempler kan en nevne auksjoner for eller frivillig innmelding av forslag til områder for barskogvern, som i det finske METSO-prosjektet, eller aspekter av frivillig vern av barskog i Norge (Nordisk ministerråd 2000, 2005 og 2008). I stortingsmeldingen om rovvilt (St.meld. nr. 15 (2003-2004)) drøftes utformingen av erstatningsordninger i forbindelse med rovdyrskader, der en har finske og svenske ordninger som synes å kunne ha gode incentivvirkninger også for forebyggende og konfliktdempende tiltak, og ikke bare reparerende effekt (Magnussen m.fl. 2008; Ollilla, 2008; Schneider, 2008).

Etter utvalgets vurdering er det betydelige muligheter for bedre forvaltning av biologisk mangfold ved å fjerne eller legge om miljøskadelige tilskudd og subsidier i ulike former. Det gjelder ikke minst direkte tilskudd, skattefordeler og andre former for subsidier til næringer og aktiviteter med stor betydning for endringer i arealbruk, som er den klart største trussel mot biologisk mangfold, spesielt for terrestriske økosystemer.

Flere utredninger og analyser har trukket fram til dels uheldige utforminger av tilskudd og skattefordeler til skogbruket, som skogavgiftsordningen og subsidier ved tilskudd til skogkultur og planting (blant annet med fremmede arter), til bygging av skogsbilveger og til drift i bratt og vanskelig terreng (Magnussen mfl, 2008; NOU 1996: 9). Også for tilskudd og overføringsordninger til jordbruket kan det etter utvalgets vurdering være grunn til å se nærmere på muligheten for omlegging av politikken på dette området for å ta bedre hensyn til det biologiske mangfoldet.

Utvalget mener at subsidier i ulike former til skogbruk, jordbruk og andre næringer og aktiviteter med betydning for endringer i arealbruken bør gjennomgås og vurderes. Utvalget tilrår derfor at både bruken av positive økonomiske virkemidler overfor biologisk mangfold, og omlegging av tilskudd og subsidier med negative miljøvirkninger, utredes.

11.3 Tilrådinger

For å ivareta biologisk mangfold er det nødvendig å sette realistiske mål og koordinere beslutninger på tvers av sektorer og forvaltningsnivåer. Ny naturmangfoldlov legger opp til en helhetlig forvaltning av biologisk mangfold. I en slik økosystembasert tilnærming ligger hovedvekten på å bevare artene i sine naturlige leveområder og å bevare økosystemets sentrale funksjoner.

Det biologiske mangfoldet er truet både av areal- eller habitatendringer, klimaendringer, miljøgifter og annen forurensning, overbeskatning og spredning av fremmede arter. Ansvar for beslutninger som regulerer disse truslene, er spredt over en rekke ulike beslutningstakere i alle samfunnssektorer og på alle forvaltningsnivåer. Utvalget mener det er viktig å sikre helhet, konsistens og kostnadseffektivitet ved en samordnet forvaltning for de viktigste kategoriene av økosystemer.

Klimaendringene forsterker utfordringene knyttet til bevaring av biologisk mangfold. Forvaltningen av norsk biologisk mangfold vil både måtte styrkes og innrettes på nye måter for å møte de klimaendringene som uansett vil komme.

Utvalgets tilrådninger basert på drøftingen i avsnitt 11.1-11.2 er:

- Kompleksiteten av arter og økosystemer og mange kryssende interesser og hensyn knyttet til bruk og bevaring gjør at beslutninger om forvaltning av biologisk mangfold bør foretas mest mulig helhetlig. Utvalget tilrår at det utarbeides samlede planer for forvaltning av de viktigste kategoriene av økosystemer, slik det alt foregår med forvaltningsplaner for havområdene og med forvaltning av vassdragene etter EUs vanndirektiv. Utvalget ser spesielt behov for en bedre samlet planlegging og forvaltning av kritiske økosystemer, som f. eks. kystområdene med sukkertaarskogen i sør og stortaareskogen i nord.
- Verdien av å ivareta utvalgte naturtyper vil sjelden tilfalle kommunene fullt ut, mens kostnadene i større grad bæres av kommunene. Utvalget tilrår derfor at det utredes hvordan kommunene gjennom ulike økonomiske ordninger kan få bedre incentiver til å ivareta arealer som er viktige for biologisk mangfold. Slike ordninger kan være knyttet til bruk av fylkesmannens skjønnsmidler eller egne tilskuddsordninger, som i den nye naturmangfoldloven.
- Næringsrettede subsidier, utformet som støtteordninger på utgiftssiden på statsbudsjettet eller som særskilte skatteregler, kan gi utilsiktede reduksjoner i biologisk mangfold uten at annen verdiskaping øker. Endringer i arealbruk er den viktigste faktoren bak reduksjoner i biologisk mangfold i Norge, og subsidier som i sterk grad påvirker arealbruk, kan derfor være særlig uheldige. Utvalget tilrår at alle støtteordninger med negativ miljøvirkning på biologisk mangfold og andre miljøgoder gjennomgås med sikte på avvikling eller omlegging.

- Forvaltning av biologisk mangfold kan normalt ikke baseres på fullstendige nytte-kostnadsanalyser, jf. omtalen i kapittel 7 og avsnitt 13.2. I den grad nyttesiden verdsettes i kroner, må det tas hensyn til at verdien av miljøgoder normalt vil stige over tid. Den årlige verdistigningen vil avhenge av hvordan knappheten på det aktuelle godet utvikler seg, og vil motvirke effekten av diskontering, jf. omtalen i kapittel 8. Det bør vurderes om Finansdepartementet kan gi retningslinjer for hvordan slik verdistigning kan anslås.
- Siden biologisk mangfold sjelden kan verdsettes fullt ut, mener utvalget det bør arbeides videre med oppbygging av et bedre kunnskapsgrunnlag og systematiske beskrivelser av tilstand og utvikling for biologisk mangfold i Norge. En slik beskrivelse må i stor grad bygge på fysiske indikatorer i form av bestandsutvikling mv. men kan også inkludere økonomisk verdsetting eller andre kriterier for prioritering der det er mulig.

Kapittel 12 Virkemidler og tilrådinger for miljøgifter

12.1 utfordringer og mål for miljøgifter

Det er mer enn 100 000 kjemiske forbindelser i verdenshandelen, et tall som stadig øker, hvorav bare en relativt liten andel er forsvarlig testet. Produksjonen av syntetiske organiske kjemikalier (spesielt petroleumsbasert plast og annen petrokjemisk produksjon) er omtrent tusendoblet siden 1930, da slik produksjon begynte for alvor. Også produksjon og utslipp av tungmetaller har økt raskt med den industrielle utviklingen.

Bruk av kjemikalier kan bidra til økt velferd og bedre produkter og tjenester i samfunnet. Også farlige stoffer kan ofte bidra positivt i verdiskapingsprosessen, og eventuell risiko må avveies mot nytten.

FN-toppmøtet i Johannesburg i 2002 (World Summit on Sustainable Development) vedtok et mål om at skadelige effekter på helse og miljø fra bruk og utslipp av kjemikalier skal være minimert innen 2020.

Det strategiske målet for norsk politikk overfor miljøgifter er formulert slik: "Utslipp og bruk av helse- og miljøfarlige stoffer skal ikke føre til helseskader, skader på økosystemer eller skader på naturens evne til produksjon og selvfornyelse. Konsentrasjonen av de farligste kjemikaliene i miljøet skal bringes ned mot bakgrunnsnivået for naturlige forekommende stoffer, og tilnærmet null for menneskeskapt forbindelser".

Dette målet er fulgt opp av et "generasjonsmål": "Utslipp og bruk av stoffer som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø, skal kontinuerlig reduseres i den hensikt å stanse utslippene innen 2020" (St.meld. nr. 14 (2006-2007) Sammen for et giftfritt miljø).

Et slikt mål må følges opp med mer konkrete mål på kort og mellomlang sikt. Siden stortingsmelding nr. 58 (1996-1997) Miljøpolitikk for en bærekraftig utvikling har miljømyndighetene hatt et sett kriterier og en prioritetsliste for de farligste stoffene. Listen omfatter nå 30 stoffer eller stoffgrupper, etter utvidelser foreslått i St.meld. nr. 14 (2006-2007) og St.prp. nr.1 (2008-2009). Utslipp av disse stoffene skal som et første skritt mot generasjonsmålet for 2020 stanses eller vesentlig reduseres innen 2010.

Som oppfølging av St.meld. nr. 14 (2006-2007) er det nylig oppnevnt et eget Miljøgiftsutvalg som skal gi innspill om konkrete tiltak som kan iverksettes for at utslipp av miljøgifter stanses innen 2020.

Som det framgår av kapittel 6 er utslipp av mange stoffer allerede redusert vesentlig. Spesielt er utslipp av miljøgifter fra punktkilder fra produksjon og bruk i industri og annet næringsliv kraftig redusert, selv om det fortsatt gjenstår enkelte utfordringer, og det kan forekomme enkeltepisoder med alvorlige utslipp.

De viktigste virkemidlene mot produksjon og bruk av miljøgifter har i hovedsak vært juridisk-administrative, som forbud og strenge utslippskonsesjoner etter forurensningsloven og produktkontrollloven. For flere stoffer har det imidlertid også vært nyttede økonomiske virkemidler som avgifter eller avgiftsdifferensiering, som har hatt god effekt. Det gjelder blant annet klororganiske stoffer som PER (pentakloreten) og TRI (trikloreten), mye brukt som rense- og løsemidler. Det gjelder også plantevernmidler, der Norge som et av få land har brukt et avgiftssystem med satser fastsatt ut fra virkning på miljø og helse (og ikke bare ut fra volum) (Nordisk ministerråd, 2009). For overgangen til blyfri bensin ble bensinavgiftene differensiert etter blyinnhold i bensinen, inntil nye rensekraft gjorde treveiskatalysator, som forutsetter blyfri bensin, i praksis obligatorisk for nye biler (Throne Holst, 2000). Utvalget mener disse erfaringene viser at det kan være nyttig å vurdere økonomiske virkemidler, i tillegg til de administrative, også for andre stoffer og typer av miljøgifter.

Hovedutfordringene er etter utvalgets vurdering nå på tre områder:

For det første har en behovet for opprydding etter tidligere utslipp og bruk av miljøgifter. Det dreier seg blant annet om opprydding i forurensete sedimenter i havne- og fjordområder (St.meld. nr. 12 (2000-2001) Rent og rikt hav). Det dreier seg om annen forurenset grunn, med for eksempel kreosot (PAH) eller CCA fra impregnert trevirke. PCB-holdige materialer må fortsatt samles inn og behandles, fra flere ulike anvendelsesområder. Avrenning av tungmetaller fra nedlagte gruver er også et problem i flere vassdrag, og mange skipsvrak langs kysten (som U-864 ved Fedje) kan være opphav til spredning av miljøgifter.

For det andre har en utfordringer fra nye stoffer som stadig kommer i internasjonal handel, ikke minst i husholdnings- og forbrukerprodukter.

For det tredje har en andre internasjonale utfordringer, dels fra global spredning av miljøgifter til atmosfæren og havet, dels knyttet til ulovlig eksport av farlig og miljøgiftig avfall i brukte produkter, der det har vært stor oppmerksomhet om blant annet elektrisk og elektronisk avfall og om skip til opphogging.

Opprydding i "gamle synder" er etter utvalgets vurdering først og fremst et spørsmål om prioritering av ressurser til slik opprydding samt utvikling og bruk av metoder for å gjennomføre opprydding og fjerning av miljøgifter på en forsvarlig måte. Det må også sikres aksept og tilslutning lokalt for de valgte metodene.

Utvalget mener det kan være et betydelig potensiale for metoder og incentiver for en raskere opprydding både av forurenset sjøbunn og forurenset jord. Siden 1990 er det påløpt ca. 1 mrd. kroner totalt i oppryddings- og undersøkelseskostnader for rundt 100 prioriterte steder, men det gjenstår fortsatt flere tusen steder der det er grunn til å tro at det forurenset grunn. For de fleste av disse stedene vil forurensningen trolig ikke utgjøre særlig miljø- eller helsefare med dagens arealbruk, men det er likevel behov for videre oppfølging og opprydding mange steder (St.meld. nr. 14 (2006-2007)). I tillegg til å fjerne miljøgifter vil dette også kunne føre til en bedre arealdisponering, med betydning både for redusert press på arealer med biologisk mangfold, og i mange tilfeller tettere, mer kompakte byer og tettsteder, med positive virkninger for energibruk, transport og utslipp av klimagasser.

Forvaltningen av nye stoffer, blant annet i forbrukerprodukter, vil i det alt vesentlige være regulert gjennom lover og regelverk som også har en sterk internasjonal forankring, særlig ved EUs/EØS' REACH-regelverk, der Norge i noen tilfeller kan foreslå eller gjennomføre strengere krav og sterkere virkemidler. Til forskjell fra situasjonen for biologisk mangfold ligger norsk forvaltning av lovverk og regelverk i all hovedsak på nasjonalt nivå, og de ulike tilsyn og sektormyndigheter forholder seg i stor grad til samme lovverk og regelverk og har sammenfallende interesser i å redusere eller fjerne helse- og miljøskadelige stoffer.

De største utfordringene er trolig internasjonalt, bl.a. knyttet til bedre internasjonalt regelverk, kontroll og overvåking for eksport og sluttbehandling av brukte produkter med mulig innhold av miljøgifter. Norge er netto mottaker i den globale spredningen av miljøgifter. Arktis er et spesielt utsatt og sårbart område, og er et godt "barometer" og en tidlig varslers for den globale tilstanden for mange miljøgifter. Ut fra sin rolle i Arktis har Norge derfor et særlig internasjonalt ansvar på dette området. Utvalget vil understreke betydningen av aktiv norsk politikk på dette området, slik som innsatsen for å få til en bindende internasjonal avtale om kvikksølv, der det ble oppnådd et gjennombrudd på UNEP-møtet i Nairobi i februar i år.

12.2 Tilrådinger

For miljøgifter mener utvalget at den nåværende nasjonale reguleringen med forbud eller utslippsgrenser i hovedsak fungerer godt. Utvalget har merket seg at det er oppnevnt et eget utvalg for å se på tiltak overfor miljøgifter, og har derfor ikke gått nærmere inn på slike spørsmål på dette området. Utvalget vil likevel peke på viktigheten av å få på plass internasjonale avtaler som reduserer tilførselen av miljøgifter fra andre land til Norge og Arktis jf. omtalen i kapitlene 6 og 12. Utvalget har følgende tilrådinger:

- Spredning av miljøgifter er et alvorlig miljøproblem av irreversibel eller svært langsiktig karakter, der det er viktig med overvåking og tidlig iverksetting av effektive tiltak (jf. føre var-prinsippet). Virkningene av miljøgifter kan i mange tilfeller ikke verdsettes økonomisk. Ofte kan imidlertid kostnads-virkningsanalyser benyttes for å vurdere aktuelle tiltak.
- Det bør vurderes hvordan en mest effektivt kan stimulere grunneiere og kommuner til opprydding i forurenset grunn og sjøbunn, f.eks. gjennom økonomiske incentivordninger. Samfunnsøkonomiske analyser bør benyttes for å velge ut de høyest prioriterte områdene og for å velge mellom ulike tiltak og rensemetoder.
- Selv om virkemidlene for regulering av helse- og miljøfarlige kjemikalier i hovedsak er juridisk-administrative, har avgifter vært benyttet med god effekt for enkelte stoffer og grupper av kjemikalier. Både i en utfasingsperiode, og for stoffer som ikke krever totalforbud, bør bruk av avgifter vurderes for flere stoffer og på nye områder
- Miljøskadelige tilskudd bør vurderes, med sikte på avvikling eller omlegging, på samme måte for miljøgifter som for reduksjon av biologisk mangfold, jf. kapittel 11 og avsnitt 13.3.4.
- For områder der det innføres begrensninger utover det som følger av internasjonalt regelverk, bør den særskilte norske reguleringen begrunnes gjennom samfunns-

økonomiske analyser. Resultatene fra slike analyser kan også benyttes til å kreve betaling for eventuelt godkjent restutslipp (lik alternativkostnaden ved restutslipp der denne kostnaden kan bestemmes).

Kapittel 13 Sentrale tilrådinger og implikasjoner for regelverk mv.

13.1 Innledning

Utvalget har i kapitlene 7 – 11 kommet med tilrådinger om generelle retningslinjer for samfunnsøkonomiske analyser mv. (kapitlene 7 – 8) og hvordan slike analyser, økonomiske virkemidler og andre reguleringer kan anvendes innen de tre områdene klima, biologisk mangfold og miljøgifter (kapitlene 9, 11 og 12), samt fremme teknologiutvikling på miljøområdet (kapittel 10). I dette kapitlet ser vi tilrådingene i sammenheng (avsnitt 13.3) og drøfter også de administrative konsekvensene av utvalgets forslag i form av mulige endringer i offentlig regelverk mv. (avsnitt 13.4). I avsnitt 13.5 gis det en kort omtale av økonomiske konsekvenser av utvalgets forslag. Først beskriver vi imidlertid summarisk de hovedområdene utvalget har vurdert (klima, biologisk mangfold og miljøgifter), og motiverer hvorfor utvalget til dels har ulike typer av tilrådinger på de tre områdene (avsnitt 13.2).

Utvalgets vurderinger og tilrådinger kan ses innenfor rammen av bærekraftig utvikling ved at bedre beslutninger på de tre områdene klima, biologisk mangfold og miljøgifter kan sikre behovene til nåværende generasjon uten å ødelegge mulighetene for kommende generasjoner, jf. kapittel 2. Utvalget har konsentrert seg om analyser som er direkte innrettet mot styringsformål. Det innebærer bl.a. at utvalget ikke har anbefalinger knyttet til den årlige fremstillingen av bærekraftig utvikling i nasjonalbudsjettet, som etter utvalgets oppfatning er av mer overordnet karakter. Utvalget har heller ikke vurdert hvilke krav som må stilles til en bærekraftig utvikling med bl.a. vekt på å redusere utslipp av klimagasser, tilpasse samfunnet til klimaendringer og ivareta biologisk mangfold, eller hvordan en slik utvikling over tid vil påvirke økonomi og samfunnsutvikling. Avgrensningen av temaer reflekterer ikke et syn om at slike brede analyser er uviktige, men har vært en nødvendig prioritering innenfor et stort fagområde og med en begrenset tidsramme. Utvalget vil i den forbindelse bl.a. vise til formuleringene fra Johannesburg-erklæringen i 2002, spesielt punkt 5 om å videreutvikle og styrke de uavhengige pilarene for bærekraftig utvikling, som kan være en rettesnor for å videreutvikle begrepet bærekraftig utvikling, jf. omtalen i kapittel 2.

13.2 Klima, biologisk mangfold og miljøgifter – noen hovedtrekk

I dette avsnittet beskriver vi hvordan noen ulike kjennetegn ved de tre områdene klima, biologisk mangfold og miljøgifter fører fram til ulike typer tilrådinger. Beskrivelsen er konsentrert om disse hovedtrekkene, og er ikke en kortversjon av kapitlene 4-6.

Alle de tre områdene har en sterkt internasjonal karakter i den forstand at utviklingen innenfor klima, biologisk mangfold og miljøgifter i ett land har betydning for utviklingen i andre land. Den internasjonale avhengigheten varierer imidlertid fra område til område:

Klimautfordringene er rent globale i den forstand at skadevirkningene av klimagasser på klimaet er uavhengige av hvor de slippes ut. En løsning på klimaproblemet krever derfor en global avtale. Ingen land (med delvis unntak for Kina og USA) har så store klimagassutslipp at egne utslippsreduksjoner har særlig betydning for de samlede skadene av slike utslipp. Det gjør at mange land kan ha interesse av å være gratispassasjerer og opprettholde egne utslipp mens andre land reduserer sine. Gratispassasjerproblemet gjør at det er svært krevende å oppnå global enighet om å redusere klimagassutslipp selv om de fleste land er enige om at betydelige utslippsreduksjoner er nødvendige for å unngå en utvikling med mulighet for store og irreversible skadevirkninger. Innenfor en global avtale er det videre behov for regionale avtaler mv. for å implementere mekanismer som kan redusere utslippene, jf. bl.a. EUs kvotesystem.

Biologisk mangfold er i stor grad et globalt fellesgode. Reduksjon av biologisk mangfold er et globalt problem ved at reduksjoner i mangfoldet i ett land påvirker muligheten til å opprettholde biologisk mangfold i andre land. Slike virkninger kan oppstå mellom naboland som sammen forvalter sårbare naturtyper og arter, men også mellom land med større geografisk avstand. Tilsvarende vil reduksjoner i biologisk mangfold i noen land kunne ha skadevirkninger for andre land, f.eks. vil lokal eller nasjonal reduksjon av vesentlige økosystemfunksjoner, som karbonopptak i skog og andre økosystemtjenester, også kunne ha global betydning. På den andre siden vil reduksjon av biologisk mangfold i et land normalt ha størst negativ virkning i landet selv, fordi noen av skadevirkningene er lokale (f.eks. hoveddelen av målbare økonomiske virkninger), og egen politikk vil som oftest ha vesentlig betydning for hvordan nasjonalt biologisk mangfold blir ivaretatt. Denne sammensetningen av internasjonale og regionale eller landinterne virkninger er reflektert i at internasjonale reguleringer dels har form av globale konvensjoner, og dels har form av mer regionale regelsett, f.eks. internt i EU (jf. omtale i kapitlene 3 og 5).

Miljøgifter er på samme måte som reduksjon av biologisk mangfold et problem med både internasjonal og landintern karakter. Miljøgifter, som brytes ned bare over meget lang tid, spres globalt gjennom atmosfæren og havet. Et lands beliggenhet (og størrelse) vil i stor grad bestemme hvordan skadevirkningene av miljøgifter i landet avhenger av egne eller andres utslipp. På samme måten som for biologisk mangfold er kombinasjonen av internasjonale og regionale eller landinterne virkninger reflektert i internasjonale reguleringer, jf. omtale i kapitlene 3 og 6.

Økonomiske reguleringer og andre virkemidler

Det er betydelig usikkerhet om hvor store skadevirkninger ulike konsentrasjoner av klimagasser i atmosfæren fører til, og skadene er til dels også vanskelige å verdsette, jf. omtalen i kapittel 4. Videre er det stor usikkerhet om kostnadene ved å redusere utslipp av klimagasser. Både skadevirkninger og kostnader ved reduksjoner vil fordeles ulikt mellom land og generasjoner med store ulikheter i inntekt. For slike

virksomheter som fordeler seg over lang tid og mellom mange land, er det også svært vanskelig å finne virkemidler som kan omfordele byrdene.

Utslippene av klimagasser er imidlertid i stor grad målbare på en felles skala (i praksis CO₂-ekvivalenter) og verifiserbare, og virkningen på global temperatur er uavhengig av utslippssted, jf. kapittel 4. Disse egenskapene ved klimagassutslipp gjør at de kan håndteres ved hjelp av uniforme økonomiske virkemidler som kvoter eller avgifter når det først er bestemt hvor mye utslippene av klimagasser skal reduseres, jf. omtalen i kapitlene 4 og 9.

I de fleste tilfeller er det mulig å beregne kostnadene ved tiltak som bidrar til å ivareta biologisk mangfold, f.eks. som følge av begrensninger i bruken av areal til økonomisk virksomhet (jf. omtalen i kapittel 5). Virkningene av å ivareta eller redusere biologisk mangfold kan imidlertid sjelden verdsettes fullt ut i kroner, selv om delvis verdsetting noen ganger kan være mulig. Problemer med verdsetting er både knyttet til manglende informasjon og til at enkelte forhold neppe er ønskelige å verdsette i kroner, jf. omtale i kapitlene 5 og 7. Det er derfor neppe mulig å finne generelle økonomiske kriterier for når biologisk mangfold bør ivaretas, og når en viss reduksjon kan aksepteres. Biologisk mangfold kan heller ikke beskrives langs én dimensjon slik klimagassutslipp i hovedsak kan, og det er derfor ikke mulig å bestemme et aggregert enkeltmål for biologisk mangfold, og så benytte virkemidler som kvoter eller avgifter for å nå målet. Større grad av konkretisering av mål, prioritering og vektlegging vil være utgangspunkt for bruk av virkemidler på dette feltet.

Virkningene av miljøgifter er også vanskelige å verdsette. På samme måte som for endringer i biologisk mangfold (og klimagassutslipp) kan det være mulig å måle kostnadene ved reguleringer, mens skadevirkningene ofte er vanskeligere å verdsette. Selv uten verdsetting av skadevirkninger kan en imidlertid tenke seg å benytte økonomiske virkemidler gitt at det er satt et utslippstak for en miljøgift (tilsvarende som for klimagasser). Lokaliseringsavhengige kostnader som er sterkt stigende utover et gitt nivå, gjør imidlertid at kvoteliknende systemer eller avgifter ofte kan være vanskelige å iverksette.

Sammenheng mellom områdene

Utvalget har valgt å behandle de tre utvalgte miljøområdene ganske uavhengig av hverandre til tross for at det er sammenhenger mellom dem, ikke minst ved at klimaendringer og spredning av miljøgifter er trusler mot biologisk mangfold, og ved at et stort naturlig mangfold og intakte økosystemer styrker naturens og samfunnets evne til å tåle klimaendringer. Etter utvalgets oppfatning kan en slik oppdeling forsvareres siden virkemidlene overfor de ulike problemene ofte kan vurderes hver for seg. I noen sammenhenger må imidlertid virkemidler vurderes i sammenheng. For eksempel har arealplanlegging stor betydning for forvaltning av biologisk mangfold og for utslipp av klimagasser (bl.a. gjennom virkningen på transport og energibruk). En stigende kvotepris over tid kan f.eks. redusere lønnsomheten av veiutbygging, og dermed redusere kostnadene ved å beholde arealet uendret av hensyn til biologisk mangfold. Utvalget har i liten grad drøftet slike praktiske sammenkoplinger av virkemiddelbruk.

13.3 Oversikt over sentrale tilrådinger

I dette avsnittet samler utvalget tilrådingene fra kapitlene 7 – 12. For å få en bredere oversikt over de vurderinger som ligger til grunn for tilrådingene, er det nødvendig å gå til de enkelte kapitlene.

13.3.1 Regler for samfunnsøkonomiske analyser

Utvalget har gått gjennom de mest sentrale retningslinjene som ligger til grunn for Finansdepartementets veileder i nytte-kostnadsanalyser og Finansdepartementets rundskriv R-109/2005. Utvalget foreslår enkelte utvidelser, og drøfter og utdyper for øvrig flere av de temaene som er behandlet i disse dokumentene. Utvalget vil fremheve følgende punkter:

- Samfunnsøkonomiske analyser bedrer beslutningsgrunnlaget i offentlig sektor, og det er derfor viktig at slike analyser utføres.
- I en samfunnsøkonomisk analyse vil vi i mange tilfeller (bl.a. på miljøsidene) ikke kunne, eller ønske å, verdsette alle konsekvenser i kroner. Det er i så fall viktig med en systematisk beskrivelse og vektlegging av de elementene som ikke verdsettes.
- Fordelingshensyn er ofte viktige i en samfunnsøkonomisk analyse. Det bør derfor gis en grundig beskrivelse av hvordan ulike virkninger av et tiltak (både verdsatte og ikke-verdsatte) påvirker ulike grupper. Fordelingsvirkninger er mer alvorlige jo svakere virkemidler vi har for omfordeling, f.eks. ved prosjekter som angår mange land med ulikt inntektsnivå, eller som berører generasjoner langt fram i tid.
- Fordelingshensyn, og manglende verdsetting av noen konsekvenser, gjør at en samfunnsøkonomisk analyse ikke kan brukes direkte til å rangere eller entydig tilrå eller frarå prosjekter, men snarere er en fremgangsmåte for å gi systematisk bakgrunnsinformasjon for en politisk eller administrativ beslutningsprosess.
- Markedsgoder som inngår i analysen, kan som hovedregel verdsettes med samme markedspris som private bedrifter ville lagt til grunn (lønn inkl. skatt og arbeidsgiveravgift, pris ekskl. mva., men inkl. miljøavgifter).
- Når eksterne virkninger er tilstrekkelig regulert gjennom miljøavgifter eller kvotesystemer, skal avgift eller kvotepris inngå i verdsettingen i nytte-kostnadsanalysen. Da skal det ikke i tillegg gjøres en separat verdsetting av den eksterne virkningen i nytte-kostnadsanalysen (virkningen dobbeltelles).
- Diskonteringsrenten i nytte-kostnadsanalyser bør være en realrente som er beregnet før skatt, og med en løpetid som er tilpasset prosjektlengden.
- Det bør i utgangspunktet benyttes markedsbaserte anslag for risikofri rente og risikotillegg.
- Det er stor usikkerhet om anslagene for risikotillegg på lang sikt og til dels også for langsiktig, risikofri rente. Det finnes argumenter i økonomisk teori for en lavere risikofri diskonteringsrente på lang sikt, men disse argumentene er ikke entydige. Utvalget foreslår ingen endringer i gjeldende praksis (jf. Finansdepartementets rundskriv R-109/2005). Det bør tas hensyn til at risikoen i mange offentlige prosjekter er lav (slik det er lagt opp til i rundskrivet).
- Med usikkerhet og irreversible beslutninger er det viktig å vurdere tidspunkt for investering og valg av prosjektutforming, særlig med sikte på å bevare beslutningsfleksibilitet. Prosjektet bør utformes og startes opp slik at nåverdien blir

størst mulig (forutsatt at ikke-verdsatte elementer er like for tilfellene som sammenliknes).

- Renter som diskonterer størrelser som er verdsatt i kroner, kan ikke generelt benyttes til å diskontere virkninger målt i andre enheter enn kroner.
- I økonomiske analyser der miljøgoder verdsettes, kan det være nødvendig å håndtere endringer i relative priser fordi miljøgoder kan bli knappere over tid. Slike endringer bør ivaretas i inntekts- og kostnadsstrømmene, og ikke i diskonteringsrenten, jf. også avsnitt 13.3.4.
- For mange prosjekter som fører til endrede klimagassutslipp, vil klimabetydningen være begrenset og i liten grad påvirke risikoprofilen. For prosjekter der inntekter eller utgifter i stor grad er avhengig av kvotepriser eller avgifter på klimagassutslipp, kan risikotillegget på 2 pst. for et normalt offentlig tiltak benyttes, jf. R-109/2005.
- Fordelingsproblemer mellom generasjoner bør fremkomme eksplisitt i analysen på samme måte som andre fordelingsvirkninger.
- Vurderingen av store prosjekter kan ikke bygge direkte på eksisterende priser, men krever separate analyser, herunder analyser av fordelingsvirkninger og virkningene av usikkerhet. Koordinerte tiltak for å redusere globale klimagassutslipp er et eksempel på et slikt stort prosjekt. Det kan etter utvalgets syn argumenteres med at prosjektet har forsikringskarakter og derfor bør ha et negativt risikotillegg (og dermed en lavere diskonteringsrente enn dersom det ikke tas hensyn til risiko).

13.3.2 Klima

Utvalget har konsentrert seg om hvordan Norge bør forholde seg til en internasjonal klimaavtale med andre land som sikter mot å begrense utslippene av klimagasser. Utvalget går derfor i begrenset grad inn på hva som kan være en globalt bærekraftig løsning på klimautfordringene, gitt de skadevirkningene klimaendringer kan ha.

Norge kan som et lite land som hovedregel kjøpe (og selge) kvoter i Kyoto-markedet (CDM-er) og EU-markedet uten at kvoteprisene påvirkes. En kostnadseffektiv tilpasning innebærer dermed i utgangspunktet at alle klimagassutslipp innenlands bør stå overfor en utslippspris som er lik den internasjonale kvoteprisen, og at differansen mellom utslipp og kvoteformue (inkl. ev. overoppfyllelse av internasjonale avtaler) dekkes ved internasjonal kvotehandel. Utvalget drøfter i kapittel 9 hvordan en slik enkel regel ev. må modifiseres dersom det bl.a. tas hensyn til prisdifferanser mellom Kyoto-markedet og EU-markedet, muligheten for karbonlekkasje og usikkerhet om fremtidige priser. Utvalget drøfter også argumentasjonen for å sette ulike standarder på klimaområdet samt hvordan hensynet til teknologiutvikling ev. bør påvirke karbonprisene. Til slutt i kapitlet drøfter utvalget hvordan ev. separate mål om utslippsreduksjoner innenlands bør påvirke reguleringen av klimagassutslipp.

Utvalget kommer fram til følgende tilrådinger på klimaområdet:

- Utvalget legger til grunn at Norge har ambisjoner om å gjennomføre sine klimamål gjennom tiltak som gir reelle globale utslippsreduksjoner.
- Det finnes ingen global karbonpris i dag, og det er stor usikkerhet om hvordan globale karbonmarkeder vil utvikle seg. En vesentlig del av norske utslipp av klimagasser er imidlertid regulert gjennom EUs kvotesystem, og denne andelen vil

- stige i neste handelsperiode fra 2013. EU har langsiktige mål for sin klimapolitikk. Prisen i EUs kvotemarked fremstår dermed som et fornuftig utgangspunkt for å bestemme en utslippspris for norske klimagassutslipp.
- Anslag for fremtidige karbonpriser bør primært gjøres ved hjelp av informasjon om fremtidige priser i EU-markedet. For prisanslag utover den perioden markedet gir anslag for, kan de sist observerte prisene fremskrives med utgangspunkt i en realrente (etter korreksjon for risiko). Prisanslag fra EU-markedet bør imidlertid suppleres med modellbaserte analyser.
 - Den forventede karbonprisbanen bør legges til grunn i offentlige nytte-kostnadsanalyser og være utgangspunkt for å sette avgifter på klimagasser for ikke-kvotepliktige utslipp. (I tillegg må karbonprisbanen økes dersom myndighetene har innenlandske mål, jf. neste punkt.) Myndighetene bør også utarbeide anslag for fremtidige kraftpriser.
 - Et innenlandsk mål for utslippsutvikling innebærer en løsning som ikke er kostnadseffektiv. For en gitt kostnad vil totale utslippsreduksjoner bli lavere enn uten et slikt mål.
 - Dersom myndighetene ønsker å ha et innenlandsk mål, tilrår utvalget at det etableres som et felles prismål for alle utslippskilder. Det bør benyttes avgifter for å stille alle norske utslippskilder overfor en pris som er høyere enn EUs karbonpris for kvotepliktige utslipp. Det innebærer at kvotepliktige utslipp belastes med en avgift i tillegg til kvoteplikten, mens ikke-kvotepliktige utslipp belastes med en høyere avgift.
 - Subsidier til alternative energikilder kan gi økt total energibruk. Avgifter på klimagassutslipp eller kvoteplikt er å foretrekke fremfor subsidier.
 - Gjennomføring av klimamål gjennom reelle utslippsreduksjoner gjør det i prinsippet nødvendig å ta hensyn til karbonlekkasje. I utgangspunktet tilsier hensyn til karbonlekkasje en lavere karbonpris på utslipp fra virksomheter som lett kan flytte til eller ekspandere i ikke-regulerte områder. I praksis er det imidlertid svært vanskelig for myndighetene å fastsette en optimal, differensiert kvotepris. Utvalget tilrår derfor at alle næringer bør stå overfor samme pris på utslipp, uavhengig av potensielle flyttekostnader.
 - Det er mulig at noen aktører ikke i tilstrekkelig grad tar hensyn til forventet endring i kvoteprisene. Det kan i så fall være et argument for bruk av standarder innen enkelte områder, jf. også pkt.13.3.3. Slike standarder bør utformes på grunnlag av samfunnsøkonomiske analyser basert på anslag for fremtidige karbon- og energipriser.

13.3.3 Teknologi

Utvalget har i kapittel 10 vurdert argumentene for å støtte teknologiutvikling på miljøområdet, med særlig vekt på klima. Vurdering av tiltak overfor teknologiutvikling er krevende. Utvalget har følgende tilrådinger:

- FoU-aktivitet medfører en positiv ekstern virkning, mens utslipp av klimagasser er en negativ ekstern virkning. De to eksterne virkningene bør i utgangspunktet reguleres gjennom ulike virkemidler.
- Utvalget har tilrådd at prisen for norske klimagassutslipp bør ta utgangspunkt i kvoteprisen i EU, jf. omtale i kapittel 9. Denne tilrådingen er uavhengig av om FoU-aktivitet på klimaområdet medfører positive eksterne virkninger. Utvalget

- tilrår dermed ikke høyere priser på norske klimagassutslipp for å gi ytterligere incentiver til FoU-aktivitet. Klimarelatert FoU bør i stedet støttes via offentlig FoU-produksjon og subsidier til privat FoU på samme måte som annen forskningsaktivitet.
- Lave globale priser på klimagassutslipp er et argument for særlig global satsing på klimarelatert FoU før en ev. ambisiøs klimaavtale er på plass, jf. kapittel 4.
 - Utvalget finner ikke at hensynet til næringsutvikling i seg selv gir grunn til særskilt satsing på klimarelatert FoU.
 - FoU-virksomhet for å løse det globale klimaproblemet bør rettes mot teknologiløsninger som kan føre til betydelige utslippsreduksjoner globalt, ikke bare nasjonalt.
 - Når det gjelder bruk av subsidier til teknologispredning, mener utvalget at man i hvert enkelt tilfelle bør begrunne omfanget av støtten ut fra typen og graden av markedssvikt. Et eventuelt uutnyttet læringspotensial bør sannsynliggjøres. Støtten bør trappes ned i takt med at læringen finner sted.
 - Det samme kravet bør gjelde subsidier til nye miljøvennlige teknologier hvor begrunnelsen er at produktene ikke vil få spredning i markedet pga. teknologisk innelåsning og nettverkseksternaliteter.
 - Utvalget har drøftet krav til markedsandeler for nye miljøvennlige teknologier. Slike krav innebærer ofte en dobbelt regulering av produktene de nye miljøvennlige teknologiene konkurrerer mot, jf. omtalen av grønne sertifikater i avsnitt 10.4.2. Utvalget anbefaler at det ikke brukes slike krav med mindre det er særskilte grunner til det.
 - Utvalget anbefaler at standarder som kommer på toppen av annen regulering, i størst mulig grad utformes som "offentlige anbefalinger" det er mulig å få unntak fra.

13.3.4 Biologisk mangfold

For å ivareta biologisk mangfold er det nødvendig å sette realistiske mål og koordinere beslutninger på tvers av sektorer og forvaltningsnivåer. Ny naturmangfoldlov legger opp til en helhetlig forvaltning av biologisk mangfold. I en slik økosystembasert tilnærming ligger hovedvekten på å bevare artene i sine naturlige leveområder og å bevare økosystemets sentrale funksjoner.

Det biologiske mangfoldet er truet både av areal- eller habitatendringer, klimaendringer, miljøgifter og annen forurensing, overbeskatning og spredning av fremmede arter. Ansvar for beslutninger som regulerer disse truslene, er spredt over en rekke ulike beslutningstakere i alle samfunnssektorer og på alle forvaltningsnivåer. Utvalget mener det er viktig å sikre helhet, konsistens og kostnadseffektivitet ved en samordnet forvaltning for de viktigste kategoriene av økosystemer.

Klimaendringene forsterker utfordringene knyttet til bevaring av biologisk mangfold. Forvaltningen av norsk biologisk mangfold vil både måtte styrkes og innrettes på nye måter for å møte de klimaendringene som uansett vil komme.

Utvalget tilråder:

- Kompleksiteten av arter og økosystemer og mange kryssende interesser og hensyn knyttet til bruk og bevaring gjør at beslutninger om forvaltning av biologisk mangfold bør foretas mest mulig helhetlig. Utvalget tilrår at det utarbeides samlede planer for forvaltning av de viktigste kategoriene av økosystemer, slik det allerede foregår med forvaltningsplaner for havområdene og med forvaltning av vassdragene etter EUs vanndirektiv. Utvalget ser spesielt behov for en bedre samlet planlegging og forvaltning av kritiske økosystemer, som f.eks. kystområdene med sukkertareskogen i sør og stortareskogen i nord.
- Verdien av å ivareta utvalgte naturtyper vil sjelden tilfalle kommunene fullt ut, mens kostnadene i større grad bæres av kommunene. Utvalget tilrår derfor at det utredes hvordan kommunene gjennom ulike økonomiske ordninger kan få bedre incentiver til å ivareta arealer som er viktige for biologisk mangfold. Slike ordninger kan være knyttet til bruk av fylkesmannens skjønnsmidler eller egne tilskuddsordninger, som i den nye naturmangfoldloven.
- Næringsrettede subsidier, utformet som støtteordninger på utgiftssiden på statsbudsjettet eller som særskilte skatteregler, kan gi utilsiktede reduksjoner i biologisk mangfold uten at annen verdiskaping øker. Endringer i arealbruk er den viktigste faktoren bak reduksjoner i biologisk mangfold i Norge, og subsidier som i sterk grad påvirker arealbruk, kan derfor være særlig uheldige. Utvalget tilrår at alle støtteordninger med negativ virkning på biologisk mangfold og andre miljøgoder gjennomgås med sikte på avvikling eller omlegging.
- Forvaltning av biologisk mangfold kan normalt ikke baseres på fullstendige nytte-kostnadsanalyser, jf. omtalen i kapittel 7 og avsnitt 13.2. I den grad nyttesiden verdsettes i kroner, må det tas hensyn til at verdien av miljøgoder normalt vil stige over tid. Den årlige verdistigningen vil avhenge av hvordan knappheten på det aktuelle godet utvikler seg, og vil motvirke effekten av diskontering, jf. omtalen i kapittel 8. Det bør vurderes om Finansdepartementet kan gi retningslinjer for hvordan slik verdistigning kan anslås.
- Siden biologisk mangfold sjelden kan verdsettes fullt ut, mener utvalget det bør arbeides videre med oppbygging av et bedre kunnskapsgrunnlag og systematiske beskrivelser av tilstand og utvikling for biologisk mangfold i Norge. En slik beskrivelse må i stor grad bygge på fysiske indikatorer i form av bestandsutvikling mv., men kan også inkludere økonomisk verdsetting eller andre kriterier for prioritering der det er mulig.

13.3.5 Miljøgifter

For miljøgifter mener utvalget at den nåværende nasjonale reguleringen med forbud eller utslippsgrenser i hovedsak fungerer godt. Utvalget har merket seg at det er nedsatt et eget utvalg for å se på tiltak overfor miljøgifter, og har derfor ikke gått nærmere inn på slike spørsmål på dette området. Utvalget vil likevel peke på viktigheten av å få på plass internasjonale avtaler som reduserer tilførselen av miljøgifter fra andre land til Norge og Arktis, jf. omtalen i kapitlene 6 og 12. Utvalget har følgende tilrådinger:

- Spredning av miljøgifter er et alvorlig miljøproblem av irreversibel eller svært langsiktig karakter, der det er viktig med overvåking og tidlig iverksetting av effektive tiltak (jf. føre-var-prinsippet). Virkningene av miljøgifter kan i mange

- tilfeller ikke verdsettes økonomisk. Ofte kan imidlertid kostnads-virkningsanalyser benyttes for å vurdere aktuelle tiltak.
- Det bør vurderes hvordan en mest effektivt kan stimulere grunneiere og kommuner til opprydding i forurenset grunn og sjøbunn, f.eks. gjennom økonomiske incentivordninger. Samfunnsøkonomiske analyser bør benyttes for å velge ut de høyest prioriterte områdene og for å velge mellom ulike tiltak og rensemetoder.
 - Selv om virkemidlene for regulering av helse- og miljøfarlige kjemikalier i hovedsak er juridisk-administrative, har avgifter vært benyttet med god effekt for enkelte stoffer og grupper av kjemikalier. Både i en utfasingsperiode, og for stoffer som ikke krever totalforbud, bør bruk av avgifter vurderes for flere stoffer og på nye områder.
 - Miljøskadelige tilskudd bør vurderes, med sikte på avvikling eller omlegging, på samme måte for miljøgifter som for reduksjon av biologisk mangfold, jf. kapittel 12 og avsnitt 13.3.4.
 - For områder der det innføres begrensninger utover det som følger av internasjonalt regelverk, bør den særskilte norske reguleringen begrunnes gjennom samfunnsøkonomiske analyser. Resultatene fra slike analyser kan også benyttes til å kreve betaling for ev. godkjent restutslipp (lik alternativkostnaden ved restutslipp der denne kostnaden kan bestemmes).

13.4 Virkninger for offentlig regelverk mv. (administrative konsekvenser)

Utvalget har forslag som krever endringer gjennom vedtak om statsbudsjettets inntekter og utgifter eller i enkeltlover (f.eks. kvoteloven), jf. bl.a. forslagene om regulering av klimagassutslipp, fjerning eller omlegging av miljøskadelige subsidier, og vurdering av en støtteordning til kommunene for å ivareta biologisk mangfold. I kapitlene 7-12 er de prinsipielle begrunnelsene for disse forslagene drøftet, men en detaljert vurdering av lovendringer mv. har ikke falt naturlig inn under utvalgets kompetanseområde. Utvalget drøfter imidlertid hvordan utvalgets forslag og analyser kan ha betydning for regelverket for nytte-kostnadsanalyser (avsnitt 13.4.1) og fremstillingene i ulike stortingsmeldinger og andre offentlige dokumenter (avsnitt 13.4.2). Utvalget drøfter også kort forholdet mellom ulike forvaltningsnivåer (avsnitt 13.4.3).

13.4.1 Regelverket for nytte-kostnadsanalyser mv.

Utvalgets forslag innebærer at Finansdepartementets veileder og rundskrivet om nytte-kostnadsanalyser bør utvides på noen punkter, jf. kapitlene 7 og 8 og avsnitt 13.3.1. I tillegg mener utvalget at det kan være behov for å gå gjennom den praktiske bruken av nytte-kostnadsanalyser i staten.

Utvidelser av veileder og rundskriv

Utvalget mener Finansdepartementets veileder eller rundskriv bør utvides på følgende områder:

- Utvalget peker på at staten bør utforme en karbonprisbane som skal benyttes i statlige nytte-kostnadsanalyser og være retningsgivende for reguleringen av

klimagassutslipp, jf. omtale i kapittel 9 og avsnitt 13.3.2. Karbonprisbanen bør tas inn i Finansdepartementets rundskriv om nytte-kostnadsanalyser, og dermed gjøres obligatorisk for alle samfunnsøkonomiske analyser i staten.

- Det bør utarbeides anslag for fremtidige kraftpriser som også bør tas inn i Finansdepartementets veileder og rundskrivet, jf. kapittel 9 og avsnitt 13.3.2.

Praktisk bruk av nytte-kostnadsanalyser i staten

Selv om regelverket for nytte-kostnadsanalyser i staten er enhetlig (i det minste for små prosjekter), er det samme ikke tilfelle for praktiseringen. Utvalget har ikke vurdert i detalj hvordan nytte-kostnadsanalyser i dag gjennomføres på enkeltområder, men vil likevel peke på enkelte punkter som bør vurderes nærmere, jf. omtale i kapittel 7:

- Store prosjekter i staten er i dag styrt gjennom egne veiledere, bl.a. med en egen omtale av hvordan systematisk usikkerhet bør håndteres. Utvalget mener disse veilederne bør gjennomgå med sikte på å sikre konsistens i vurderingen av små og store prosjekter. Det bør også vurderes om den nåværende grensen mellom små og store prosjekter er hensiktsmessig, jf. omtalen i kapittel 7 om at et prosjekt kan karakteriseres som stort dersom markedsprisene blir vesentlig påvirket som følge av prosjektet.
- Flere parametere (skattekostnad, risikofri diskonteringsrente, utgangspunkt for risikotillegg) er i dag helt eller delvis styrt gjennom Finansdepartementets rundskriv om nytte-kostnadsanalyser. Andre parametere fastsettes av den enkelte etat, f.eks. tidsverdier. Utvalget mener at det bør foretas en gjennomgang av verdsettingen i nytte-kostnadsanalyser i ulike etater for å sikre at like forhold verdsettes på samme måte. Det bør i den sammenheng også vurderes om flere parametere bør fastsettes i Finansdepartementets rundskriv.
- Det er i dag ingen sentral kvalitetssikring av nytte-kostnadsanalyser utenom store prosjekter. Utvalget har i kapittel 7 bl.a. pekt på mulige feil ved at verdien av klimagassutslipp dobbeltelles i analysen. En annen nærliggende svakhet er å konsentrere virkningene av miljøreguleringer om produksjonssiden av økonomien der det er lettere å registrere kostnads- og inntektsstrømmer, mens endringer i konsumentoverskudd ikke inkluderes. Utvalget mener det er behov for i større grad å kvalitetssikre utførte nytte-kostnadsanalyser. En slik kvalitetssikring bør legges til Finansdepartementet.

13.4.2 Fremstillinger i styringsdokumenter

I dette avsnittet drøfter utvalget enkelte sider ved presentasjonen av sentrale miljøspørsmål i offentlige dokumenter. Drøftingen er konsentrert om klimaspørsmål og biologisk mangfold der betydningen av helhetlige fremstillinger trolig er større enn for miljøgifter (som i hovedsak reguleres enkeltvis).

Klimaspørsmål

Utvalget har i kapittel 9 pekt på at økonomiske reguleringer i form av omsettelige kvoter eller avgifter er effektive styringsinstrumenter på klimaområdet. Utvalget har i den forbindelse foreslått at det etableres en karbonprisbane som legges til grunn i nytte-kostnadsanalyser, og er utgangspunkt for å sette avgifter på klimagasser for ikke-kvotepliktige utslipp. En slik karbonprisbane kan imidlertid bare fungere

effektivt overfor privat sektor dersom den oppfattes som troverdig. Det er derfor behov for analyser som understøtter den publiserte karbonprisbanen. Utvalget anbefaler derfor at følgende punkter tas inn i nasjonalbudsjettet i den årlige analysen av klimapolitikken:

- Karbonprisbanen bør ta utgangspunkt i priser fra EU-markedet. Det bør gis en omtale av prisutviklingen i EU-markedet med særlig vekt på futuresmarkedet. Omtalen bør også omfatte analyser av hvordan markedet utvikles, f.eks. av likviditeten i markedet på lang sikt og ev. utvidelser av hvor lang tid det noteres priser for.
- Prisutviklingen i EU-markedet bør suppleres med modellbaserte analyser for fremtidige kvotepriser. De modellbaserte analysene bør understøttes av en omtale av utviklingen i internasjonale klimaforhandlinger for å underbygge den karbonprisbanen som legges til grunn.
- Økende karbonpriser vil påvirke sammensetningen av norsk produksjon og forbruk over tid. I nasjonalbudsjettet (og i perspektivmeldingen) bør det utarbeides modellbaserte analyser for å illustrere de endringene som kan forventes i norsk økonomi. Slike analyser vil bl.a. kunne få fram at klimareguleringen vil føre til endringer i sammensetningen av næringer.
- Dersom myndighetene ønsker å ha et innenlandsk mål for klimagassutslipp, tilrår utvalget at det etableres som et felles prismål for alle utslippskilder, jf. kapittel 9. Et slikt prismål bør beskrives klart, slik at innenlandske utslippskilder kan tilpasse seg at de blir strengere regulert enn tilsvarende virksomheter i EU-markedet.

Det bør i tillegg tas inn en omtale av utviklingen i kraftpriser som i stor grad kan følge samme mal som i de tre første kulepunktene ovenfor (men med utgangspunkt i prisinformasjon fra norsk og europeisk kraftmarked).

Biologisk mangfold

Utvalget har i kapittel 11 (jf. også avsnitt 13.3.4) pekt på at det bør arbeides videre med systematiske beskrivelser og analyser av tilstanden for biologisk mangfold. En ev. samlet beskrivelse bør legges fram i et eget dokument fra Miljøverndepartementet første gang den presenteres, slik at det kan gis en grundig drøfting av prinsipper og metodevalg.

13.4.3 Beslutninger i kommunene

Beslutninger om miljøspørsmål i offentlig sektor foretas både i staten og i kommuner og fylkeskommuner. I dette avsnittet skal vi komme kort inn på hvordan arbeidsdelingen mellom ulike forvaltningsnivåer og sektorer stiller særlige krav til beslutningssystemene i offentlig sektor. Drøftingen er konsentrert om biologisk mangfold og klima, jf. omtalen i kapitlene 9 og 11.

For *biologisk mangfold* har vi pekt på at manglende samsvar mellom kostnadsansvar og nytte for kommunene gir argumenter for økonomiske ordninger for å bedre incentivene til å ivareta biologisk mangfold, jf. kapittel 11 og avsnitt 13.3.4. Kommunale beslutninger har stor betydning for biologisk mangfold, samtidig som området til dels er komplisert å analysere, jf. drøftingen i kapitlene 5 og 11. Å ivareta

biologisk mangfold bør derfor være et høyt prioritert område både i hver enkelt kommune og for statlig styring av kommunesektoren.

Det er ikke et slikt mangel på samsvar i kommunene for *klimavirkninger*, med utslipp regulert via kvoter eller avgifter. Kommunene fatter en rekke beslutninger som påvirker klimaområdet, særlig knyttet til arealbruk, transportplanlegging, avfallshåndtering og offentlige bygg. En kommune vil f.eks. regne økte avgiftsbelagte utslipp av et tiltak som en kostnad for kommunen eller kommunens innbyggere. Avgiften internaliserer dermed den samfunnsøkonomiske kostnaden for kommunen på samme måte som for private aktører.

I sine beslutninger bør kommunene ta hensyn til at både kommunen selv og innbyggerne i fremtiden vil stå overfor høyere priser på klimagassutslipp, jf. omtalen av karbonprisbanen i avsnitt 13.4.2. Dette innebærer f.eks. at kommunene i sin areal- og transportplanlegging tar hensyn til at innbyggerne i fremtiden vil stå overfor høyere energipriser på grunn av klimapolitikken. Dersom dette tas hensyn til, er det i prinsippet ikke nødvendig at kommunene tar ytterligere klimahensyn i sin planlegging. Skjer dette, kan det innebære dobbeltregulering.

Drøftingen ovenfor tilsier at staten bør konsentrere seg om at kommunene følger opp statlige reguleringer på klimaområdet. Det ligger imidlertid innenfor det lokale selvstyret at en kommune velger andre egnede løsninger dersom den ønsker det. Kommunene har i tillegg en viktig rolle i å formidle informasjon om klimapolitikk og bidra til lokalt engasjement på en mer direkte måte enn statlige myndigheter kan få til.

Utvalget vil for øvrig peke på at med økende krav til en kunnskapsbasert forvaltning, og de omfattende oppgavene kommunene har innen miljøområdet, bør det vurderes hvordan kommunenes miljøkompetanse kan styrkes.

13.5 Økonomiske konsekvenser av utvalgets forslag

Utvalget har ikke tallfestet de økonomiske virkningene av sine ulike tilrådinger. Det skyldes bl.a. at tilrådingene i stor grad allerede inngår i eksisterende politikk, eller er varslet som mulige eller ønskelige tiltak (f.eks. en stram regulering av norske klimagassutslipp med stigende karbonpriser over tid). Det er dermed uklart hvilken referansebane utvalgets forslag skulle vært sammenliknet med. Utvalget vil likevel knytte noen kommentarer til de økonomiske konsekvensene av utvalgets forslag:

På klimaområdet er som nevnt kostnadene ved klimagassutslipp mulige å tallfeste så lenge Norge er underlagt en internasjonal klimaavtale som medfører at vi kan forholde oss til internasjonale kvotepriser. Utvalgets forslag innebærer at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å oppfylle en internasjonal klimaavtale (og ev. tilleggsmål) blir så lave som mulig.

Innen områdene biologisk mangfold og miljøgifter er det som nevnt større begrensninger i hvor stor grad økonomiske virkemidler kan anvendes. Tiltakene som foreslås på disse områdene, vil likevel bidra til at ulike miljømål oppnås på en mer kostnadseffektiv måte, og dermed gi en samfunnsøkonomisk gevinst.

De statsfinansielle virkningene er en del av de samlede økonomiske virkningene. På klimaområdet er en effektiv regulering forenlig med prinsippet om at forurenseren betaler, slik at effektiv regulering av klimagassutslipp kan gi staten økte inntekter. På den annen side vil satsing på miljøteknologi medføre statlige utgifter i den grad støtteordninger velges som virkemiddel. Innen biologisk mangfold er utvalgets tilnærming i større grad at staten bør betale for at biologisk mangfold blir ivaretatt, slik at en optimal politikk på dette området trolig vil føre til netto statlige utgifter (som i en del tilfeller motsvares av kommunale inntekter, jf. omtalen av incentivordninger i kapittel 11). Eventuell økt bruk av økonomiske virkemidler for å redusere utslipp av miljøgifter kan gi økte statlige inntekter i samsvar med prinsippet om at forurenser betaler. Reduksjon av miljøskadelige subsidier vil gi staten reduserte utgifter (støtteordninger på utgiftssiden) eller økte inntekter (skatteordninger).

Kapittel 4

- Aldy J. E., A. J. Krupnick, R.G. Newell, I.W.H. Parry and W.A. Pizer (2009), Designing Climate Mitigation Policy, Discussion Paper, Resources for the Future, Washington DC.
- ”Avtale om klimameldingen”, Oslo, 17. januar 2008.
- Bosetti, V., C. Carraro, M. Galeotti, E. Massetti and M. Tavoni (2006). “WITCH: A World Induced Technical Change Hybrid Model”, *The Energy Journal*, Special Issue “Hybrid Modelling of Energy Environment Policies: Reconciling Bottom-up and Top-down”, 13-38.
- Bye, B. T. Fæhn, T. R. Heggedal, K. Jacobsen og B. Strøm (2008), An innovation and climate policy model with factor-biased technological change - A small, open economy approach, Rapport 2008/22, Statistisk Sentralbyrå.
- Cline, W. R. (1992), The Economics of Global Warming, Institute for International Economics, Washington DC.
- Dasgubta, Sir Partha (2006), Comments on the Stern Review's Economics of Climate Change, University of Cambridge.
- Grieg-Gran, M. (2006), Is tackling deforestation a cost-effective mitigation approach?, Sustainable Development Opinion, International Institute for Environment and Development, London.
- Hoel, M., M. Greaker, C. Grorud og I. Rasmussen (2009), Climate Policy: Costs and Design - A survey of some recent numerical studies, kommer i rapportserien til Nordisk Misisterråd.
- Hoel M. and L. Karp (2002), Taxes versus Quotas for a stock pollutant, Resource and Energy Economics, Vol. 24, pp. 367-384.
- IEA (2008A), Energy Technology Perspectives, International Energy Agency, Paris.
- IEA (2008B), World Energy Outlook 2008, International Energy Agency, Paris.
- IPCC, 2007A: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2007B: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 7-22.
- IPCC, 2007C: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2005), Carbon Dioxide Capture and Storage, IPCC Special Report, Summary for Policy Makers.
- Nordhaus W. D. (2008), A Question of Balance: Economic Modeling of Global Warming, Yale Press.
- Nordhaus, W. D (2007), ‘The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy’, Yale University,
http://nordhaus.econ.yale.edu/dice_mss_091107_public.pdf

OECD (2008), World Environmental Outlook 2008, OECD, Paris.
Stern Review Report (2006): The Economics of Climate Change, HM Treasury, London, (Online: http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm.)
St.meld. nr. 34 (2006-2007) Norsk klimapolitikk; St.meld. nr. 1 (2008-2009) Nasjonalbudsjettet 2009; St.prp. nr. 1 (2008-2009) Det kongelige miljøverndepartement)

Tol R. S. J. (2006), The Stern Review of the Economics of Climate Change. A Comment, Economic and Social research Institute, Hamburg.

Weitzman M. L. (2009), On modeling and interpreting the economics of catastrophic climate change, *Review of Economics and Statistics* 91, p. 1-19.

World Resources Institute (2008), Charts and Maps, Climate, Energy and Transport, www.wri.org.

Kapittel 5

Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no)
Direktoratet for naturforvaltning (www.dirnat.no)
DN (Direktoratet for naturforvaltning) (2009), Norway's National Report on Implementation of the Convention on Biological Diversity, Trondheim, April 2009
Havforskningsinstituttet (www.imr.no)
Lundberg, Lars mfl (2007), En Peer Review-rapport av Norges politik for hållbar utveckling, 20. mars 2007, Finansdepartementet, Oslo
MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005), Ecosystems and Human Well-being, MA Governing Board/UNEP (www.millenniumassessment.org) og Island Press, Washington, D.C.
Magnussen, Kristin mfl (2008), Kartlegging av statlige tilskuddsordninger (postene 70-89) med miljøskadelige konsekvenser, Rapport til Finansdepartementet, SWECO-Grøner, Oslo
Miljøstatus i Norge (www.miljostatus.no)
Miljøverndepartementet (2007), St.meld. nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand
Miljøverndepartementet (2006), St.meld. nr. 8 (2005-2006) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)
Miljøverndepartementet (2003), St.meld. nr. 15 (2003-2004) Rovvilt i norsk natur
Miljøverndepartementet (2002), St.meld. nr. 12 (2001-2002) Rent og rikt hav
Miljøverndepartementet (2001), St.meld. nr. 42 (2000-2001) Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning
Molander, Per (2008), Biologisk mangfold. En analys av begreppet och dess användning i den svenska miljöpolitiken. Rapport til Expertgruppen för miljöstudier 2008:2
Nordisk ministerråd (2009a), State of biodiversity in the Nordic countries. An assessment of progress towards achieving the target of halting biodiversity loss by 2010, TemaNord 2009: 509, Nordisk ministerråd, København
Nordisk ministerråd (2008), Vest-Nordiske sjøfugler i et presset havmiljø, TemaNord 2008: 573, Nordisk ministerråd, København
Nordisk ministerråd (2005), Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold. Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av biodiversitet i skog og våtmark, TemaNord 2005: 563, Nordisk ministerråd, København

- Nordisk ministerråd (2000), Biologisk mangfold i skog i de nordiske land, TemaNord 2000: 607, Nordisk ministerråd, København
- Nordisk ministerråd (1991), Kulturlandskap og jordbruk. Virkemidler rettet mot kulturlandskapet i Norden, Oslo
- Norges forskningsråd (www.forskning.no)
- Norsk institutt for naturforskning (www.nina.no)
- Norsk institutt for vannforskning (www.niva.no)
- Norsk polarinstitutt (npweb.npolar.no)
- NOU 2005: 10 Lov om forvaltning av viltlevende marine ressurser
- NOU 2004: 28 Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold
- NOU 2001: 35 Forslag til endringer i reindriften
- NOU 1999: 9 Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen
- NOU 1996: 9 Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting
- Organisation for Economic Cooperation and Development (2008), OECD Environmental Data Compendium, OECD, Paris
- Organisation for Economic Cooperation and Development (2008), OECD Environmental Outlook to 2030, OECD, Paris
- Organisation for Economic Cooperation and Development (2002), Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policymakers, OECD, Paris
- Pearce, David; Atkinson, Giles og Mourato, Susana (2006), Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments, OECD, Paris
- Pearce, David og Moran, Dominic (1994), The Economic Value of Biological Diversity, Earthscan, London
- Riksrevisjonen (2007), "Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge", Dokument nr. 3:11 (2006-2007), overlevert Stortinget 3. juli 2007
- Riksrevisjonen (2006), "Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder", Dokument nr. 3:12 (2005-2006), overlevert Stortinget 7. september 2006
- Statens forurensningstilsyn (www.sft.no)
- Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no), blant annet Naturressurser og miljø 2008
- St.prp. nr. 32 (2006-2007) Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 15. desember 2006
- St.prp. nr. 79 (2001-2002) Om opprettelse av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 21. juni 2002
- Sukhdev, Pavan mfl (2008), The economics of ecosystems & biodiversity. An interim report (Commission of the European Communities), Banson, Cambridge, UK
- United Nations Environment Programme (2007), Global Environment Outlook. GEO4 - environment for development, UNEP (Nairobi), Progress Press, Valetta, Malta
- Wilson, Edward O. (red.) (1988), Biodiversity, National Academy Press, Washington, D.C.

Kapittel 6

- Carson, Rachel (1962), Silent Spring, Houghton Mifflin, Boston
- Emsley, John (2005), The Elements of Murder. A History of Poison, Oxford University Press, Oxford

- Emsley, John (2004), *Vanity, Vitality and Virility. The Science Behind the Products You Love to Buy*, Oxford University Press
- Emsley, John (2001), *Nature's Building Blocks. An A-Z Guide to the Elements*, Oxford University Press, Oxford
- Emsley, John (2000), *The Shocking History of Phosphorus. A Biography of the Devil's Element*, Macmillan, London
- Emsley, John (1998), *Molecules at an Exhibition. The Science of Everyday Life*, Oxford University Press, Oxford
- Miljøstatus i Norge (www.miljostatus.no): Blant annet "Miljøgifter", "PCB", "Dioksiner og furaner", "Klorerte parafiner", "Bromerte flammehemmere", "Miljøgifter, ferskvann", "Organiske miljøgifter i innsjøer", "Forurenset sjøbunn", "Noen farlige kjemikalier" og andre oppslag
- Miljøverndepartementet (2007), St.meld. nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand
- Miljøverndepartementet (2006), St. meld. nr. 14 (2006-2007) Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid
- Miljøverndepartementet (2001), St.meld. nr. 12 (2000-2001) Rent og rikt hav
- Norges forskningsråd (www.forskning.no)
- Norsk institutt for luftforskning (www.nilu.no)
- Norsk institutt for naturforskning (www.nina.no)
- Norsk institutt for vannforskning (www.niva.no)
- Norsk polarinstitutt (npweb.npolar.no)
- NOU 1995: 4 Virkemidler i miljøpolitikken
- Pacyna, Jozef M.; Pacyna, Elisabeth G. og Aas, Wenche (2009), "Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead and cadmium", *Atmospheric Environment*, Volume 43, Issue 1, January 2009, Pages 117-127
- Statens forurensningstilsyn (www.sft.no): Blant annet "Mer tungmetaller fra Nikel til Øst-Finnmark" (6. januar 2008), "Kilde til DDT-forurensning i Mjøsa funnet" (12. juni 2008), "Mindre miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg" (30. mai 2008), "Stadig mindre utslipp av miljøgifter" (28. mars 2008), "Mindre bromerte flammehemmere i fisken i Mjøsa" (14. februar 2008). "DDT i Mjøsa-sedimenter" (15. januar 2008) og andre nyheter
- Statens strålevern (www.nrpa.no)
- Statistisk sentralbyrå (2008), *Naturressurser og miljø 2008*, Statistiske analyser 102, Statistisk sentralbyrå, Oslo
- Timbrell, John (2005), *The Poison Paradox. Chemicals as Friends and Foes*, Oxford University Press, Oxford
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2008c), "The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport", December 2008, UNEP, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2008b), "Draft final review of scientific information on cadmium", Version of November 2008, UNEP, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2008a), "Draft final review of scientific information on lead", Version of November 2008, UNEP, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland

Kapittel 7

- Atkinson, A. og J. E. Stiglitz (1980), "Lectures in Public Economics", McGraw-Hill.
- Bateman, I. J., R. T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden og J. Swanson (2002), "Economic Valuation with Stated Preference Techniques", Edward Elgar Ltd.
- Bovenberg, A. L. og L. H. Goulder (2002), "Environmental taxation and regulation", Handbook of Public Economics vol. 3 (red. A. J. Auerbach og M. Feldstein), North-Holland.
- Coase, R. (1960), "The problem of social cost", Journal of Law and Economics 3.
- Diamond, P. A. og J. A. Mirrlees (1971) "Optimal taxation and public production I: production efficiency; and II: tax rules", American Economic Review 61.
- Dreze J. og N. Stern (1987), "Theory of cost-benefit analysis", Handbook of Public Economics vol. 2 (red. A. J. Auerbach og M. Feldstein), North Holland.
- Freeman, M. A. III (1993), "The Benefits of Environmental Improvement": Theory and Practise", Resources for the Future.
- Fridstrøm, L. (1992), " "Stated preference" – eller økonomi som eksperimentalvitenskap, Sosialøkonomen nr. 2/92.
- Hagen, K. P. (2005), "Økonomisk politikk og samfunnsøkonomisk lønnsomhet", Cappelen Akademisk Forlag.
- Hanemann, M. W. (1991), "Valuing the environment through contingent valuation", The American Economic Review 81.
- Hervik, A., M. Risnes og J. Strand (1986), "Betalingsvillighet for vern av vassdrag I forbindelse med Samlet Plan", Sosialøkonomen nr. 1/86
- Hylland, A. og R. J. Zeckhauser (1979), "Distributional objectives should affect taxes but not program cost or design", Scandinavian Journal of Economics 81.
- Johansson, P.-O. (1994), "Cost-Benefit Analysis of Environmental Change", Cambridge University Press.
- Kaplow, L. (1996), "The optimal supply of public goods and the distortionary cost of taxation", National Tax Journal 49.
- Laffont, J. J. (1975), "Macroeconomic constraints, economic efficiency and ethics: An introduction to Kantian economics", Economica 42.
- Lindhjem, H., og S. Navrud (2008): How Reliable are Meta-Analysis for International Benefit Transfers? Ecological Economics 66, 425-435.
- Nyborg, K. (2000), "Homo economicus and homo politicus: Interpretation and aggregation of environmental values" Journal of Economic Behavior and Organization 42.
- Nyborg, K. (2002), "Miljø og nytte-kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger", Rapport 5/2002.
- Nyborg, K. og I. Spangen (1996), "Politiske beslutninger om veiinvesteringer", Økonomiske analyser 3.
- Tirole, J. (1988), "The Theory of Industrial Organization", The MIT Press.
- Weitzman, M. L. (1974), "Prices vs. quantities", Review of Economic Studies 41.
- Willig, R. (1976), "Consumer's surplus without apology", American Economic Review 66.

Kapittel 8

- Arrow, K. og R. Lind (1970), Risk and uncertainty: "Uncertainty and the evaluation of public investment decisions", *American Economic Review* 60.
- Barro, R. J. (1974), "Are government bonds net wealth?", *Journal of Political Economy* 82.
- Blanchard, O. (1993), "Movements in the Equity Premium", *Brooking Papers on Economic Activity* 2.
- Bolton, P., J. Scheinkman og W. Xiong (2006), "Executive compensation and short-term behaviour in speculative markets", *Review of Economic Studies* 73.
- Brealey, R. og S. Myers (1996), "Principles of Corporate Finance", Fifth edition, McGraw-Hill.
- Bresnahan T. F. og M. Trajtenberg (1995), "General purpose technologies "Engines of growth"?", *Journal of Econometrics* 65.
- Brown, S. J., W. N. Goetzman og S. A. Ross (1995), "Survival", *Journal of Finance* 50.
- Dalen, D. M., M. Hoel og S. Strøm (2008), "Kalkulasjonsprisen på lang sikt i en usikker verden", *Samfunnsøkonomen* nr. 8/2008.
- Dixit, A. K. og R. S. Pindyck (1994), "Investment under Uncertainty", Princeton University Press.
- Gollier, C. (2001), "The Economics of Risk and Time", The MIT Press.
- Gollier, C. (2002), "Discounting an uncertain future", *Journal of Public Economics* 85.
- Gollier, C. P. Koundrie og T. Pantelidis (2008), "Declining discount rates: Economic justifications and implications for long run policy", Discussion Paper, IDEI.
- Halleraker, M. (1995), "Behandling av risiko i nytte-kostnadsanalyser – en prinsippvurdering", SNF-rapport 41/95.
- Hoel, M. og T. Sterner (2007), "Discounting and relative prices", *Climate Change* 84.
- Huang, Chi-fu og R. Litzenberger (1988), "Foundations of Financial Economics", Prentice Hall Inc.
- Hull, J. C. (2003), "Options, Futures and Other Derivatives", Fifth edition, Prentice Hall.
- Mayers, D. (1972), "Non-marketable assets and the capital equilibrium under uncertainty", *Studies in Theory of Capital Markets* (red. M. C. Jensen), Praeger Publishers, New York.
- Mehra, R. og E. C. Prescott (1985), "The equity premium: A puzzle", *Journal of Monetary Economics* 15.
- Mossin, J. (1982), "Investering og kapitalkostnad", Tanum-Norli.
- Obstfeld, M. og K. Rogoff (1996), "Foundations of International Economics", The MIT Press.
- Siegel, J. J. (1995), "Stocks for the Long Run", Irwin Professional Publishing, New York.
- Stein, J. (1989), "Efficient capital markets, inefficient firms: A model of myopic corporate behaviour", *Quarterly Journal of Economics*.
- Weitzman, M. (2009), "On modelling and interpreting the economics of catastrophic climate change", *Review of Economics and Statistics* 91.

Kapittel 9

- Bøhringer, C. og A. Lange (2005), "On the design of optimal grandfathering schemes for emission allowances", *European Economic Review* 49.

- Bøhringer, C. og K. E. Rosendahl (2009), "Green serves the dirtiest", Discussion paper 581, Statistics Norway.
- Dasgupta, P. og E. S. Maskin (2005), "Uncertainty and hyperbolic discounting", *American Economic Review* 95.
- Hagem, C. og B. Holtsmark (2008), "Er det noen fremtid for CDM-ordningen?", *Samfunnsøkonomen* nr. 5/2008.
- Hoel, M. (1996), "Should a carbon tax be differentiated across sectors?" *Journal of Public Economics* 59.
- Hoel, M. og L. Karp (2002), "Taxes versus quotas for a stock pollutant", *Resource and Energy Economics* 24.
- Hoel, M., M. Greaker, C. Grorud og I. Rasmussen (2009) "Climate Policy Costs and Design. A Survey of Some Recent Numerical Studies." Nordisk Ministerråd.
- Johnsen, T. A., H. M. Korvald, F. E. Pettersen og K. D. Viggem (2008). "Handel med utslippsrettigheter for CO₂ og det norske kraftmarkedet", *Samfunnsøkonomen*, nr. 9/2008.
- Laibson, D. (1997), "Golden eggs and hyperbolic discounting", *Quarterly Journal of Economics* 62.
- OECD (2008), "Climate Change Mitigation. What Do We Do?"
- Persson, T. og G. Tabellini (2002), "Political Economics and Public Finance", *Handbook of Public Economics* vol. 3 (red. A. J. Auerbach og M. Feldstein), North-Holland.
- Rosendahl, K. E. og H. B. Storrøsten (2008), "Tildeling av gratis klimavoter", *Samfunnsøkonomen* nr. 9/2008.
- Thaler, R og C. Sunstein (2008) "Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth and Happiness, Yale University Press.
- Weitzman, M. (1974), "Prices vs. quantities", *Review of Economic Studies* 41.

Kapittel 10

- Barrett S. (2008), "The incredible economics of geoengineering", *Environmental and Resource Economics* 39, p. 45-54.
- Brännlund R. (2007), "Miljøpolitikk uten kostnader - en kritisk granskning av Porterhypotesen", *Expertgruppen for Miljøstudier, Finansdepartementet, Sverige.*
- Burtraw D. og K. Palmer (2003), "The Papparazzi Take a Look at a Living Legend: The SO₂ Cap and Trade Program for Power Plants in the United States", *Discussion Paper 03-15, Resources for the Future*
- Bøhringer C. og K. E. Rosendahl (2009): "Green serves the Dirtiest", *Discussion Paper 581, Statistics Norway.*
- Clarke, L., Weyant, J. og Edmonds, J. (2006): "On the sources of technological change: Assessing the evidence", *Energy Economics, Vol.28: 579-595*
- Cohen, L. og Noll, R.G. (1991): "The Technology Pork Barrel", *Washington D.C.: The Brookings Institution.*
- David P. A. (2001): "Path dependence, its critics and the quest for historical economics" in *Evolution and Path Dependence in Economic Ideas: Past and Present*, edited by P. Garrouste and S. Ioannides, Edward Elgar, England.
- Downing, P. B. and L. J. White, *Innovation in Pollution Control, Journal of Environmental Economics and Management* 13, p. 18-29 (1986).
- Greaker M. and T. R. Heggedal (2007), *Technological Lock-In and the Hydrogen Economy: When should governments intervene?*, *Discussion Paper 516/07, Statistics Norway*

- Greker M. og E. L. Sagen (2008), "Explaining experience curves for new energy technologies: A case study of liquefied natural gas", *Energy Economics* 30, p.2899-2911.
- Hægeland, T. og J. Mjøen (2000): Betydningen av høyere utdanning og akademisk forskning for økonomisk vekst - en oversikt over teori og empiri, *Rapporter 2000/10*, Statistisk Sentralbyrå.
- Irwin, D.A og P.J. Klenow (1994): "Learning-by-Doing Spillovers in the Semiconductor Industry". *The Journal of Political Economy* 102, Nr. 6, 1200-1277.
- Jaffe, A.B., Newell, R.G. and Stavins, R.N. (2002): *Environmental Policy and Technological Change*, *Environmental and Resource Economics* 22, 41-69.
- Jespersen S. (2002): *Den Erhvervspolitiske Værdi Af Støtten til den Danske Vindmølleindustri*, *Arbejdsrapport 2002:3*, Det Økonomiske Råd, Denmark.
- Neij L. (1997): Use of experience curves to analyse the prospects for diffusion and adoption of renewable energy technology, *Energy Policy*, 23, p. 1099-1107.
- Nordhaus W.D. (2008): *The perils of the learning model for modeling endogenous technological change*,
http://nordhaus.econ.yale.edu/documents/LearningPerils_v8.pdf.
- Norman V. D. (1993), "Næringsstruktur og utenrikshandel", Universitetsforlaget.
- Porter M. E., *America's Green Strategy*, *Scientific American*, Apr., p. 168, (1991).
- Porter M. E. and C. von der Linde, *Green and Competitive*, *Harvard Business Rev.*, September-October (1995)
- Spence, A.M. (1981): "The Learning Curve and Competition", *The Bell Journal of Economics*, Vol. 12, No.1: 49-70.
- Tirole J. (1995): *The Theory of Industrial Organization*, The MIT Press.
- Victor D. (2008): *On the regulation of geoengineering*, *Oxford Review of Economic Policy*, 24, p. 322-336.

Kapittel 11

- DN (Direktoratet for naturforvaltning) (2009), *Norway's National Report on Implementation of the Convention on Biological Diversity*, Trondheim, April 2009
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) (1999), *Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold*, DN-håndbok 13 - 1999
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) (1998), *Plan for overvåking av biologisk mangfold i åtte naturtyper*, DN-rapport 1998-1
- Lundberg, Lars mfl (2007), *En Peer Review-rapport av Norges politik for hållbar utveckling*, 20. mars 2007, Finansdepartementet, Oslo
- Magnussen, Kristin mfl (2008), *Kartlegging av statlige tilskuddsordninger (postene 70-89) med miljøskadelige konsekvenser*, Rapport til Finansdepartementet, SWECO-Grøner, Oslo
- Miljøverndepartementet: *Odelstingsproposisjon nr. 52 (2008-2009) Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*
- Miljøverndepartementet (2007), *Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter*
- Miljøverndepartementet (2007), *Stortingsmelding nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand*
- Miljøverndepartementet (2003), *Stortingsmelding nr. 15 (2003-2004) Rovvilt i norsk natur*
- Miljøverndepartementet (2001), *Stortingsmelding nr. 42 (2000-2001) Biologisk mangfold – Sektoransvar og samordning*

Miljøverndepartementet (1997), Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.

Nordisk ministerråd (2008), Frivilligt skydd av skog i Norden, TemaNord 2008: 593, Nordisk ministerråd, København

Nordisk ministerråd (2005), Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold. Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av biodiversitet i skog og våtmark, TemaNord 2005: 563, Nordisk ministerråd, København

Nordisk ministerråd (2000), Biologisk mangfold i skog i de nordiske land, TemaNord 2000: 607, Nordisk ministerråd, København

NOU 2004: 28 Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold

NOU 1996: 9 Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting

Ollila, Tuomo (2008), ”Kongeørnen i Barentsregionen”, BarentsWatch 2008, Bioforsk Jord og miljø, Svanhovd, Svanvik

Riksrevisjonen (2007), ”Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge”, Dokument nr. 3:11 (2006-2007), overlevert Stortinget 3. juli 2007

Riksrevisjonen (2006), ”Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder”, Dokument nr. 3:12 (2005-2006), overlevert Stortinget 7. september 2006

Schneider, Michael (2008), ”Forvaltning av store rovdyr i nordlige Sverige”, BarentsWatch 2008, Bioforsk Jord og miljø, Svanhovd, Svanvik

Kapittel 12

Magnussen, Kristin mfl (2008), Kartlegging av statlige tilskuddsordninger (postene 70-89) med miljøskadelige konsekvenser, Rapport til Finansdepartementet, SWECO-Grøner, Oslo

Miljøverndepartementet (2007), Stortingsmelding nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand

Miljøverndepartementet (2006), Stortingsmelding nr. 14 (2006-2007) Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid

Miljøverndepartementet (2001), St.meld. nr. 12 (2000-2001) Rent og rikt hav

Miljøverndepartementet (1997), Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling.

Nordisk ministerråd (2009), Economic Instruments in Chemicals Policy: Past Experiences and Prospects for Future Use, TemaNord 2009: xxx, Nordisk ministerråd, København

NOU 1996: 9 Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting

Throne-Holst, Harald (2000), ”Blyfri bensin. Forbrukernes rolle i utfasingen av blyholdig bensin”, Arbeidsnotat nr. 17-2000, Statens institutt for forbruksforskning

Vedlegg 1

Klimapolitikk for en liten økonomi⁷⁶

Michael Hoel

1 Innledning

Norske utslipp av klimagasser utgjør i underkant av 0,2 % av verdens samlede utslipp. Uansett hvor mye Norge reduserer sine utslipp med vil den direkte virkningen på klimautviklingen være tilnærmet null. Da er det naturlig å spørre seg: Hva vil vi med norsk klimapolitikk? I dette notatet ser jeg på tre ulike ambisjonsnivåer for norsk klimapolitikk, og for det høyeste ambisjonsnivået ser jeg på to mulige prinsipper for klimapolitikken. Jeg drøfter også hva prinsippene innebærer for vurderingen av konkrete klimapolitiske tiltak.

2 Ulike ambisjonsnivåer

En kan tenke seg tre ulike ambisjonsnivåer for klimapolitikk (for Norge så vel som for andre land som har en beskjeden andel av verdens samlede utslipp). Disse er

- a) Gjøre lite eller ingenting for å redusere utslipp av klimagasser
- b) Slutte oss til og overholde en eksisterende internasjonal klimaavtale til så lave kostnader som mulig for Norge
- c) Gjøre mer for å redusere utslipp enn eksisterende internasjonal klimaavtale(r) tilsier

3 Lavt ambisjonsnivå

Det laveste ambisjonsnivået (a) er å gjøre lite eller ingenting, og heller ikke slutte seg til en internasjonal avtale om den finnes (dvs. Kyoto-avtalen). Dette kan virke fjernt fra ambisjonsnivået i Norge, men er likevel det ambisjonsnivået de fleste land i praksis har i dag. Det er også et slikt utgangspunkt som ofte er brukt i økonomisk teori om koalisjonsdannelser: Det antas her som oftest at land utelukkende gjør hva som er best for landet selv, gitt hva de andre gjør. Dette gir det velkjente gratispassasjer-problemet: For hvert land kan det være bedre at alle samarbeider om å redusere utslipp enn at ingen gjør noe. Men det er enda bedre for et enkelt land at de andre landene samarbeider om å redusere sine utslipp og at landet selv ikke påtar seg noen slike forpliktelser. Når alle land oppfører seg slik vil et typisk resultat bli at det bare blir samarbeid mellom en liten gruppe land.

En mulig innvending mot denne tankegangen er at vi sjelden observerer land som åpent beskriver sin politikk som et ønske om å være gratispassasjer og overlate samarbeid til andre. Men selv om dette ikke er en offisiell begrunnelse for politikk i noen land, er trolig mekanismer av typen over viktige for at et land ikke slutter seg til avtaler, ofte under "påskudd" om at avtalen er spesielt ugunstig for landet, eller at landet bare vil slutte seg til hvis alle andre land slutter seg til. Argumenter av sistnevnte type er velkjente i de faktiske klimaforhandlingene.

⁷⁶ Notat for "Ekspertutvalg for å vurdere hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser".

Selv om vi ikke kan utelukke at ambisjonsnivå (a) gir en brukbar beskrivelse av ambisjonene i mange land, passer det neppe for Norge. I den videre fremstilling skal vi derfor begrense diskusjonen til ambisjonsnivåene (b) og (c).

4 Middels ambisjonsnivå

Hvor ambisiøs en politikk av typen (b) er avhenger av hvor god den internasjonale avtalen er. En "optimal" internasjonal avtale vil nettopp være utformet slik at hvis landene slutter seg til den og overholder den og hvert land for øvrig gjør det som er best for landet, så blir totalresultatet "optimalt". Nøyaktig hvor streng en slik internasjonal avtale bør være skal jeg komme tilbake til i avsnitt 7. Uansett hvor streng avtalen er, vil den gi en pris på utslipp av klimagasser. Denne prisen vil være en kvotepris hvis avtalen er av Kyoto-typen, dvs. at land tildeles kvoter som landene så kan handle med. Alternativt kan vi tenke oss en god internasjonal avtale som i stedet for å fokusere direkte på utslippskvoter er en avtale om virkemiddelbruk som landene må gjennomføre. I en slik avtale kan et sentralt virkemiddel være en felles CO₂-avgift som alle landene pålegges å bruke.

Hva innebærer et ambisjonsnivå av typen (b) for den konkrete utformingen av norsk politikk? Svaret avhenger av egenskapene til den internasjonale avtalen. Hvis avtalen direkte regulerer virkemiddelbruken i de enkelte landene, er norsk klimapolitikk direkte fastlagt gjennom avtalen. Hvis avtalen er av Kyoto-typen, vil avtalen gi en kvotepris. Kvoteprisutviklingen i årene fremover vil bli bestemt av hvordan det samlede kvotetaket utvikler seg, samt av teknologiutviklingen. Hvor forutsigbar kvoteprisutviklingen blir vil avhenge av hva avtalen sier om hvordan det samlede kvotetaket utvikler seg. Hvis for eksempel avtalen fastsetter dette kvotetaket på en ganske rigid måte, vil fremtidig kvoteprisutvikling bli ganske usikker. Hvis en er svært opptatt av å ikke overstige en helt bestemt mengde CO₂ i atmosfæren kan det likevel være fornuftig å ha en ganske rigid utvikling av kvotetaket i den internasjonale avtalen. Hvis en har en noe mer fleksibel holdning til hvor en til slutt ender i atmosfærekonsentrasjonen innefor et intervall (f.eks. 500-550 ppm CO₂-e) kan det være fornuftig å la utviklingen av kvotetaket bli bestemt også ut fra en rimelig forutsigbar utvikling av kvoteprisen.

NOU 2000:1 beskriver grundig den økonomisk beste måten for Norge å tilpasse seg en internasjonal avtale som pålegger Norge en bestemt totalkvote og som tillater handel med kvoter. I Norge bør en gjennomføre de og bare de utslippsreducerende tiltakene som er lønnsomme til den internasjonale kvoteprisen. Dersom en lar alle private aktører stå overfor den internasjonale kvoteprisen i alle aktørenes beslutninger (herunder beslutninger om nyetableringer og nedleggelse), vil markedet i stor grad gjennomføre nettopp de tiltakene som er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Staten og kommunene må også treffe beslutninger som har konsekvenser for klimagassutslipp. Også for slike beslutninger bør den internasjonale kvoteprisen legges til grunn for å vurdere lønnsomheten av tiltakene.

I drøftingen over har jeg gått ut fra at det ikke er noen begrensninger på hvor mange kvoter Norge kan kjøpe på det internasjonale markedet. I så fall vil fordelingen av utslippsreducerende tiltak hjemme versus kjøp av kvoter bli bestemt av kvoteprisen og kostnadene av å redusere utslipp hjemme. Når alle landene oppfører seg på denne måten får vi en kostnadseffektiv fordeling av utslipp mellom land, mens samlede

utslipp blir bestemt av avtalen. I Kyoto-avtalen er det imidlertid noen formuleringer som kan tolkes som en begrensning på hvor mye kvoter et land kan kjøpe i utlandet. Hvis en slik begrensning er en bindende skranke for Norge må den interne prisen på utslipp i Norge være høyere enn den internasjonale kvoteprisen. Den interne norske utslippsprisen må være akkurat så høy at en tilfredsstillende slik skranke på kjøp av internasjonale kvoter (ved en høyere intern norsk pris blir flere utslippsreducerende tiltak gjennomført i Norge, og dermed blir behovet for kvotekjøp mindre). En enkel måte å oppnå en intern norsk utslippspris som er høyere enn den internasjonale kvoteprisen er å innføre en norsk utslippsavgift som kommer i tillegg til kvoteplikten. I sine vurderinger av utslippsreducerende tiltak vil i så fall alle private aktører legge til grunn den samlede utslippsprisen, som er lik summen av den internasjonale kvoteprisen og den norske avgiften (det er dette systemet vi i dag har for petroleumssektoren). Også for beslutninger som foretas av stat og kommuner bør den interne norske prisen (dvs. sum av kvotepris og avgift) legges til grunn.

5 Høyt ambisjonsnivå

Dersom vi har en god internasjonal avtale, er det neppe noen grunn for Norge til å ha et ambisjonsnivå utover (b). Dagens Kyoto-avtale har imidlertid mange svakheter:

- den dekker bare ca 1/3 av verdens klimagassutslipp
- avtalen er kortsiktig, og gir ingen signaler om hva vi kan vente etter 2012
- CDM-ordningen har en rekke svakheter
-

Gitt disse momentene, er det en betydelig opinion i Norge som mener at et ambisjonsnivå av typen (b) er for passivt. Samtidig er det ikke helt klart hva vi som kan oppnå med et høyere ambisjonsnivå. Noen har argumentert med at ”forbildeeffekten” er viktig: Ved at Norge gjør mer enn vi er forpliktet til av en internasjonal avtale øker sjansen for at også andre land skjerper sine klimapolitiske mål. Et annet argument har vært mer instrumentelt: En ambisiøs norsk klimapolitikk kan bidra til en teknologiutvikling som på sikt gir lavere utslipp også i andre land. Et tredje argument for en ambisiøs klimapolitikk er av moralsk art: Som et rikt land er det vår moralske plikt å gjøre mer enn Kyoto-avtalen forplikter oss til. Jeg skal ikke ta stilling til disse argumentene, men i stedet fokusere på hvordan Norge kan ha et høyere ambisjonsnivå enn (b) og hva det betyr for konkret norsk klimapolitikk.

Jeg skal i det følgende se på to presiseringer av en mer ambisiøs klimapolitikk. Disse kan litt upresist beskrives som

- i) Maksimer samlede utslippsreduksjoner i verden til en gitt kostnad for Norge
- ii) Gjennomfør Norges del av en god internasjonal klimapolitikk

Hvor ambisiøs (i) er avhenger selvsagt av hvor store kostnader Norge er villig til å påta seg. For at (i) skal være mer ambisiøs enn (b), dvs. ”middels ambisjonsnivå”, må kostnadene være høyere enn det som følger av (b). Jeg vil i neste avsnitt diskutere hva (i) innebærer for utformingen av norsk klimapolitikk. Når det gjelder (ii), vil den presise utformingen avhenge av hva en definerer som ”god internasjonal klimapolitikk”. Jeg vil diskutere dette i avsnitt 7, hvor jeg også vil diskutere hva et slikt overordnet prinsipp innebærer for konkret klimapolitikk i Norge. I begge disse avsnittene vil jeg legge til grunn en Kyoto-lignende avtale som bakgrunn.

6 Maksimer samlede utslippsreduksjoner i verden til en gitt kostnad for Norge

Dersom Norge skal påta seg kostnader utover hva en overholdelse av Kyoto-avtalen innebærer, virker det rimelig (men ikke opplagt, som jeg vil komme tilbake til) at vi skal forsøke å oppnå størst mulig samlede globale utslippsreduksjoner til disse kostnadene. Jeg vil først drøfte hva dette innebærer for norsk klimapolitikk, og deretter se på hvorfor en slik politikk i praksis kan være komplisert.

Anta at det foreligger en veldefinert internasjonal kvotepris. For en gitt total kostnad for Norge reduseres samlede utslipp i verden mest dersom vi i Norge gjennomfører de og bare de utslippsreducerende tiltakene som er lønnsomme til den internasjonale kvoteprisen. Summen av disse tiltakene i Norge vil gi en bestemt kostnad. Det som er igjen av den samlede kostnaden vi er villige til å påta oss brukes i utlandet til å redusere utslipp der gjennom våre kvotekjøp.⁷⁷ Klimapolitikken i Norge blir altså akkurat som under ambisjonsnivå (b), forskjellen er at vi i det mer ambisiøse tilfellet bruker mer norske penger til å redusere utslipp i utlandet.

Resonnementet over baserte seg implisitt på to antagelser:

- i) det var en 1-til-1 sammenheng mellom kvotekjøp i utlandet og faktiske utslippsreduksjoner i utlandet
- ii) tiltak i Norge ikke har noen virkninger på utenlandske utslipp

Som jeg straks skal vise, kan disse forutsetningene være problematiske. Merk at her er det en forskjell fra ambisjonsnivå (b). Under (b) bryr vi oss ikke om hva våre handlinger innebærer for faktiske utslipp i utlandet, vi er under (b) bare opptatt av at vi formelt sett holder oss til den internasjonale avtalen.

Det er (minst) tre forhold som gjør at I og II ikke er oppfylt:

- imperfekt CDM (innebærer at I ikke er oppfylt)
- karbon-lekkasje (innebærer at II ikke er oppfylt)
- andre indirekte virkninger av tiltak i Norge (innebærer at II ikke er oppfylt)

En klimaavtale hvor mange land ikke har noen forpliktelser i det hele tatt er i utgangspunktet svært lite kostnadseffektiv. I Kyoto-avtalen har en forsøkt å bøte på dette gjennom den såkalte "clean development mechanism" (CDM). Poenget med denne ordningen er at i-land i stedet for å redusere egne utslipp skal kunne betale u-land for at de reduserer sine utslipp. Dette gjøres ved at u-land kan utstede CDM-kvoter i et omfang svarende til de utslippsreduksjonene de påtar seg. I-landene kjøper slike CDM-kvoter som gir dem mulighet til å slippe ut mer enn det som svarer til deres initiale utslippstak i henhold til Kyoto-avtalen.

I en ideell verden ville CDM-ordningen vært identisk med en situasjon hvor u-landene ble tildelt kvoter i et omfang nøyaktig lik utlippene de ville hatt uten tiltak, som de så kunne selge i den grad de gjennomfører egne tiltak. I virkeligheten fungerer ikke CDM-ordningen helt i overensstemmelse med et slikt idealbilde. Spesielt er det god grunn til å spørre seg om hvor reelle utslippsreduksjonene knyttet til CDM-kvoter er. Det er to hovedproblemer⁷⁸: For det første kunne tiltaket som gir grunnlag for CDM-kvoter blitt gjennomført (umiddelbart eller litt inn i fremtiden) selv om det ikke hadde

⁷⁷ På samme måte som drøftet over i forbindelse med "middels ambisjonsnivå" (b), vil en eventuell bindende skranke på hvor mye Norge må gjøre av tiltak hjemme innebære en intern pris på utslipp i Norge som er høyere enn den internasjonale kvoteprisen.

⁷⁸ For en nærmere omtale vises til bl.a. Hagem og Holtmark (2008).

vært knyttet CDM-kvoter til tiltaket. For det andre kan tiltaket ha ulike indirekte virkninger gjennom markedet som gir økte utslipp andre steder i økonomien som i hvert fall delvis oppveier utslippsreduksjonen knyttet til CDM-kvotene. Uansett hvor godt sertifiseringssystem en har for CDM-kvotene er det nesten umulig helt å gardere seg mot disse to problemene. Norge kan imidlertid kompensere for disse svakhetene gjennom hvordan vi lar CDM-kjøp inngå i Norges interne klimaregnskap. Hvis vi for eksempel tror at annenhver CDM-kvotekjøp har null effekt på klima mens annenhver kvote gir ekte utslippsreduksjoner svarende til kvoten, kan vi i vårt regnskap regne ½ tonn reduserte utslipp i utlandet når vi kjøper en CDM-kvotekjøp for 1 tonn.

Når bare et begrenset antall land slutter seg til en avtale (som dagens Kyoto-avtale) oppstår problemet med såkalt karbonlekkasje: Tiltak i et land eller en gruppe av land for å redusere utslipp av CO₂ kan føre til økte CO₂-utslipp i andre land. Det er flere mekanismer bak dette, de viktigste er trolig følgende to: Utslippsreducerende tiltak i ett land vil redusere etterspørselen etter fossile brensler (kull, olje og gass) i dette landet, noe som bidrar til lavere priser på fossile brensler. Den lavere prisen bidrar til økt bruk av fossile brensler i landene uten klimapolitikk. Den andre mekanismen er at utslippsreducerende tiltak i ett land vil øke kostnaden for utslippsintensive produksjonssektorer. Dette bidrar til økte internasjonale priser for produktene fra disse sektorene, slik at det blir mer lønnsomt å produsere slike produkter i land uten klimapolitikk.⁷⁹ Ulike typer tiltak i Norge kan gi ulik karbonlekkasje. Dette innebærer at dersom en skal maksimere samlede utslippsreduksjoner i verden for en gitt kostnad må en i prinsippet ta hensyn til hvordan ulike tiltak i Norge påvirker utslipp i utlandet. Det sier seg selv at dette i praksis kan være svært vanskelig eller umulig. I praksis er en derfor nødt til å se bort fra slike indirekte virkninger som vanskelig lar seg beregne.

I norsk klimadebatt har noen argumentert for at noen typer tiltak i Norge kan bidra til teknologiutvikling, som på sikt kan bidra til utslippsreduksjoner i utlandet. Dette argumentet kan ha noe for seg. Men det er svært vanskelig både å anslå sannsynligheten for vellykkede teknologiske gjennombrudd samt hvor mye slike kan bety for utslippsreduksjoner i utlandet.

For å oppsummere: Et klimapolitisk mål av typen (i) virker umiddelbart ganske fornuftig. Når en tar hensyn til komplikasjonene diskutert over vedrørende bergninger av samlede utslippsreduksjoner er det imidlertid ikke opplagt hva et slikt overordnet prinsipp innebærer for konkret utforming av norsk klimapolitikk.

7 Gjennomfør Norges del av en god internasjonal klimapolitikk

Motivasjonen for et slikt prinsipp kan være av moralsk art: ”Vi bør oppføre oss skikkelig uansett hvordan andre oppfører seg.” En kan også argumentere for et slikt prinsipp basert på ”pådriverrolle” eller ”forbildeeffekt”, uten at jeg vil ta stilling til disse argumentene. Uansett: Dersom et prinsipp av denne typen skal brukes i utformingen av konkret klimapolitikk, må en først definere hva som menes med en god internasjonal klimapolitikk. Her vil jeg legge til grunn at en god internasjonal klimapolitikk kjennetegnes ved at den

⁷⁹ Det er en stor litteratur om hvilken betydning karbonlekkasje har for utformingen av en god klimaavtale, se bl.a. Golombek et al. (1995), Hoel (1994, 1996, 2001), Rauscher (1997; Section 5.8), Gurtzgen og Rauscher (2000) and Mathiesen og Mæstad (2004).

- balanserer tiltakskostnader (nå og i nær fremtid) mot gevinst av unngåtte klimaendringer i (fjern) fremtid
- oppnår klimamål til så lave kostnader som mulig (kostnadseffektivitet)
- fordeler kostnader "rettferdig" mellom land

Det første punktet går på hvor stenge mål en skal sette seg. Dette er ikke ukontroversielt, og jeg skal komme tilbake til dette i avsnitt 9. Det andre punktet innebærer at marginalkostnader av å redusere utslipp på ethvert tidspunkt skal være like på tvers av alle land og alle utslippskilder, noe som krever at utslippsprisen (avgift eller kvotepris) er lik overalt. Det tredje punktet er heller ikke ukontroversielt, men de fleste vil trolig være enige i at i-land bør bære en større del av kostnadene (i prosent av BNP) enn u-land. Kombinert med kravet om kostnadseffektivitet (som bestemmer fordelingen av faktiske utslippsreduksjoner mellom land) innebærer dette at Norge og andre i-land i tillegg til å betale for egne utslippsreduksjoner også må betale en del av kostnadene u-land får som følge av sine utslippsreduksjoner. Innenfor dagens avtaleregime betyr dette at Norge i tillegg til egne utslippsreduksjoner bør kjøpe CDM-kvoter. Hvor mye CDM-kvoter Norge bør kjøpe kan ikke bli bestemt av det overordnede prinsippet som her legges til grunn, og vil ikke bli diskutert videre her. Når det gjelder spørsmålet om hvor mye Norge bør begrense egne utslipp, kan ikke dette avledes direkte fra prinsippet om å "gjøre vår del av en god internasjonal klimapolitikk", selv om vi har definert denne internasjonal klimapolitikken så detaljert at vi vet hva samlede utslipp i verden bør være. Med en godt presisert definisjon av en god internasjonal klimapolitikk vil det imidlertid følge et forløp for marginalkostaden av utslippsreduksjoner, dvs. en pris på utslipp (avgift eller kvotepris). Kravet om kostnadseffektivitet innebærer at er denne prisen (eller mer presist dette prisforløpet) som bør gjelde i alle norske beslutninger. Anta for eksempel at vi legger til grunn at en "riktig" utslippspris er kr 500 per tonn CO₂ i dag og stigende (i realverdi) med 1,5% per år (se avsnitt 9 for en nærmere diskusjon). Da bør alle norske husholdninger og bedrifter ha en utslippspris på dette nivået, enten i form av kvotepris eller avgift eller en kombinasjon. En utslippspris på dette nivået bør også legges til grunn for verdsetting av endringer i norske utslipp i alle beslutninger som foretas av staten og kommunene. I så fall blir samlede norske utslippsreduksjoner bestemt ved at alle utslippsreduserende tiltak som er lønnsomme til dette prisforløpet blir gjennomført, mens tiltak som ikke er lønnsomme til dette prisforløpet ikke blir gjennomført. Hvis resten av verden fulgte samme prinsipp ville vi få et totalresultat som var likt med det som ble definert som en god internasjonal klimapolitikk.

Prinsippet om å "gjøre vår del av en god internasjonal klimapolitikk" vil gjennom en presisering av hva som er god klimapolitikk gi en utslippspris som kan brukes til å verdsette utslippsreduksjoner i Norge. Enkelte tiltak i Norge kan også påvirke utslipp i utlandet. Hvordan skal endringer i utenlandske utslipp verdsettes i norske beslutninger? Svaret på dette er ikke opplagt. På den ene siden bidrar alle utslipp like mye til klimaendringer, uansett hvor utslippene finner sted. Dette skulle tilsi at Norge i sine beslutninger verdsetter endringer i utslipp i utlandet likt med utslipp i Norge. På den annen side kan en slik verdsetting innebære at vi verdsetter utenlandske utslipp høyere enn hva det reelt koster å redusere utenlandske utslipp (via CDM eller andre kvoter). I så fall burde vi kjøpe opp "ubegrenset" med kvoter på det internasjonale markedet. Dersom vi i stedet verdsetter alle endringer i utenlandske utslipp likt med den internasjonale kvoteprisen (eventuelt en "justert" kvotepris for å ta hensyn til at noen kvoter ikke gir reelle utslippsreduksjoner, jf. drøftingen i avsnitt 6), unngår vi et

slikt paradoks. Ulik verdsetting av norske og utenlandske utslipp strider mot prinsippet om global kostnadseffektivitet. Men dette er en konsekvens av prinsippet om at vi i Norge gjennomfører vår del av en god internasjonal klimapolitikk, selv om dette ikke blir fulgt opp av andre land. Hvis alle land hadde fulgt samme prinsipp, ville utslippsprisen vært lik i alle land, og dette ville også vært den internasjonale kvoteprisen.

8 Unntak for enkelte sektorer?

Selv om Norge som hovedprinsipp innretter klimapolitikken slik at vi gjør ”vår del av en god internasjonal klimapolitikk”, kan det argumenteres for at det gjøres unntak fra dette hovedprinsippet for noen sektorer. Det er i hvert fall tre argumenter for dette:

- i) prinsippet vil gi et annet resultat for Norge enn hvis den ”gode internasjonale klimapolitikken” faktisk ble gjennomført i alle land
- ii) vi ønsker ikke ”dobbelregulering” av de delene av norsk økonomi som er omfattet av EUs kvotesystem
- iii) tilleggsreguleringer av utslipp som omfattes av EUs kvotesystem vil bare flytte på utslipp innenfor utslippstaket bestemt av samlet kvotemengde innen dette systemet.

Vedrørende (i): Priser og andre konkurransevilkår på verdensmarkedet blir helt andre i en situasjon hvor bare Norge fører en politikk i overensstemmelse med prinsippet beskrevet i avsnitt 7 enn hvis en slik politikk føres i alle andre land. Dermed blir også en rekke norske økonomiske størrelser, herunder næringssammensetningen, annerledes enn den ville blitt dersom en ambisiøs klimapolitikk ble ført i alle land. Blant annet ville utslippsintensive industrier (bl.a. annen prosessindustri) bli hardere rammet av en særnorsk streng klimapolitikk enn av en globalt streng klimapolitikk. Eiere og ansatte i disse industriene ville argumentere for at det var urimelig og lite lønnsomt dersom de skulle få svekket konkurransevne pga. en særnorsk politikk.

Vedrørende (ii): Dersom prinsippet om å føre vår del av en god internasjonal klimapolitikk innebærer en høyere utslippspris i Norge enn kvoteprisen i EU, må en på en eller annen måte regulere utslippene til bedriftene som omfattes av kvotesystemet utover reguleringen som kvotesystemet innebærer. Det mest nærliggende er å tenke seg at de i tillegg til kvoter må betale en CO₂-avgift, på samme måte som petroleumssektoren må gjøre i dag. Selv om dette er fullt mulig, vil bedriftene det gjelder være klart negative til dette. En kan også argumentere for at en i minst mulig grad bør ”tukle med” kvotesystemet i EU, som til tross for sine svakheter er et eksempel på en forholdsvis velfungerende internasjonal avtale.

Vedrørende (iii): Samlet utslippsmengde fra de sektorene som omfattes av EUs kvotesystem er bestemt av de samlede tildelte kvotene innenfor dette systemet. Dersom norske bedrifter får en CO₂-avgift på toppen av kvoteplikten og dermed reduserer sine utslipp, vil de også bruke færre kvoter. Dermed blir det flere kvoter og større utslipp i resten av området som er dekket av EUs kvotesystem. Særnorske tilleggsreguleringer vil altså bare flytte på utslipp, og ikke ha noen direkte virkning på samlede utslipp i verden⁸⁰. Samtidig vil slike tilleggsreguleringer påføre Norge en kostnad, og det kan være vanskelig å argumentere for at vi skal påta oss en kostnad bare for å flytte utslipp fra Norge til andre europeiske land.

⁸⁰ En kan ikke se bort fra at en slik regulering kan ha indirekte virkninger, bl.a. fordi utslipp innen ulike deler av EUs kvotesystem kan ha ulik virkning (via markedet) på utslipp andre steder i verden. Imidlertid er både fortegn og styrke av eventuelle indirekte virkninger svært vanskelig å ha noen fornuftig mening om.

Dersom vi ikke har lik utslippspris for alle norske sektorer, får vi ikke intern kostnadseffektivitet i Norge: Med utgangspunkt i en situasjon med ulike utslippspriser for ulike norske sektorer kan en senke total kostnaden for Norge ved å omfordele utslipp mellom sektorer mens samlede norske utslipp holdes konstant. Med lik utslippspris for alle norske utslipp får en intern kostnadseffektivitet i Norge. Men så lenge resten av verden ikke fører en like ambisiøs klimapolitikk som oss, får vi uansett ikke global kostnadseffektivitet.

9 Nærmere om hva som er ”riktig” utslippspris

Økonomiske analyser av optimal klimapolitikk vil typisk minimere den neddiskoterte verdien av summen av kostnader knyttet til å redusere klimagassutslipp og kostnader forårsaket av klimaendringene. Selv om aksepterer denne prinsipielle fremgangsmåten, kommer en ikke særlig langt før en har tatt stilling til følgende:

- hvor store er kostnadene knyttet til klimaendringer?
- hvilken kalkulasjonsrente skal en bruke?
- hvordan skal en håndtere den store usikkerheten knyttet til både fremtidig teknologiutvikling og til klimautviklingen og tilhørende klimakostnader?

Det finnes en omfattende litteratur om alle disse tre fundamentale spørsmålene, og det er utenfor rammen av dette notatet å gå inn på denne litteraturen. Jeg skal derfor konsentrere meg om det prinsipielle; for å komme fra det prinsipielle til tallanslag kommer en ikke utenom i hvert fall delvis å gi svar på de tre spørsmålene over.

En optimalisering av typen skissert over vil i tillegg til et optimalt utslippsforløp også gi en utvikling av prisen på utslipp. Som nevnt i avsnitt 7 er denne prisen viktig i alle desentraliserte avgjørelser når en skal vurdere tiltak for å begrense klimagassutslipp. En optimal politikk vil innebære at en gjennomfører alle de tiltakene som er lønnsomme med det beregnede forløpet for prisen på utslipp, men ikke gjennomfører tiltakene som ikke er lønnsomme gitt dette prisforløpet.

Nivået på utslippsprisen (samt for den beregnede optimale utslippsbanen) avhenger som nevnt over både av hvordan en vurderer de potensielle skadene fra klimaendringer samt hvordan man veier sammen nåtid og fremtid (dvs. kalkulasjonsrenten). Det presise uttrykket for denne prisen er

$$p(t) = \int_t^{\infty} e^{-(r+\delta)(s-t)} M(s) ds$$

Her er $M(s)$ er den marginale miljøskaden forårsaket av en økning i klimagassmengden i atmosfæren på tidspunkt s , r er diskonteringsrenten (typisk av størrelsesorden 2-5%, i hvert fall innenfor en tidshorisont på opptil 20-30 år) og δ angir hvor raskt klimagasser i atmosfæren blir borte, dvs. opptas i havet og andre karbonlagre. I fremstillingen her er δ antatt konstant, i virkeligheten er interaksjonen mellom karbon i atmosfæren og havet langt mer komplisert. Med vår forenkling kan δ anslås til 0,5-1%, dvs. 0,5-1% av beholdningen av klimagasser (utover langsiktig likevekt) ”forsvinner” fra atmosfæren hvert år.

Uttrykket for $p(t)$ sier at prisen på ett tonn utslipp på et tidspunkt t er lik den neddiskoterte verdien av alle fremtidige miljøskader forårsaket av dette utslippet.

Hvis $M(s)$ hadde vært en konstant, ville $p(t)$ også vært konstant, lik $M/(r + \delta)$. Det er imidlertid to grunner til at $M(s)$ øker over tid. For det første kan det være grunn til å tro at skaden forårsaket av en gitt temperaturøkning er verre jo høyere temperaturen er i utgangspunktet. En kan altså mene at en økning i jordas middeltemperatur fra 2 til 2,5 grader forårsaker betydelig mer skade enn en temperaturøkning fra 1,5 til 2 grader. Siden atmosfærekonsentrasjonen av klimagasser og temperaturen vil være stigende over tid (i hvert fall i de nærmeste 50-100 år) betyr dette at $M(s)$ vil være større jo større s er, noe som gjør at $p(t)$ vokser med t .

Den andre grunnen til at $M(s)$ vokser over tid er at inntekt per innbygger kan forventes å fortsette å øke over tid. Dette innebærer at den relative verdsettingen av goder som ikke øker i omfang eller kvalitet over tid vil stige i forhold til goder som vi får mer av over tid.⁸¹ Spesielt vil økt inntekt øke betalingsviljen for å unngå/begrense klimaendringer. Hvis inntektene øker med 1-1,5% per år, er det ikke urimelig å anta at $M(s)$ av denne grunnen vil øke med minst 1-1,5% per år.

Dersom $M(s)$ vokser med en konstant rate per år, vil også $p(t)$ vokse med den samme konstante raten. Resonnementet over tilsier derfor at $p(t)$ vil vokse med minst 1% per år. Når det gjelder en øvre grense for veksten i $p(t)$ følger det av uttrykket over at såfremt $M(s)$ ikke avtar over tid vil veksten i $p(t)$ ikke overstige raten $r + \delta$.⁸² Med tallene antydnet over gir dette en øvre grense på veksten i $p(t)$ på 6% per år.

Vi kan konkludere med at prisen på utslipp $p(t)$ i et optimalt forløp vil stige over tid med en årlig rate et sted i intervallet 1-6%. Tall i nedre del av intervallet virker mer plausible enn i øvre del.

Hva kan en si om selve nivået på en utslippspris som skal stige med 1-3% per år? Svaret på dette vil avhenge blant annet av hva en forutsetter om

- befolkningsutvikling
- generell produktivitetsvekt
- utviklingen av lavutslippsteknologier
- sammenhengen mellom drivhusgasser i atmosfæren og klimautviklingen
- kostnader knyttet til klimaendringer
- skranke på maksimal akseptert temperaturøkning

Det finnes en rekke utredninger som beregner optimale utslipp og tilhørende utslippspris.⁸³ De ulike utredningene gir ganske sprikende resultater, grunnet ulike forutsetninger om punktene over. Her vil jeg bare se på én slik utredning, nemlig Nordhaus (2008). I denne analysen brukes forutsetninger som innebærer at kalkulasjonsrenten frem til 2100 i snitt blir 4,1%. Når det i optimaliseringen kreves at den globale temperaturøkningen ikke skal overstige 2°C, innebærer en globalt optimal klimapolitikk at globale utslipp av CO₂ (utenom avskoging) kulminerer ca. i 2035 og deretter avtar med en økende rate, i snitt 5% per år i resten av århundret. Den tilhørende utslippsprisen starter på ca 16,5 dollar per tonn CO₂ i 2010 og stiger med

⁸¹ Se Hoel og Sterner (2007) for en nærmere drøfting.

⁸² For det spesielle tilfellet at en ikke bryr seg om mengden av klimagasser i atmosfæren så sant den er under en fastsatt øvre grense, vil veksten i $p(t)$ bli akkurat raten $r + \delta$.

⁸³ Vista Analyse arbeider for tiden med en oversikt over denne litteraturen på oppdrag for Nordisk Ministerråd, en rapport fra dette arbeidet vil foreligge i mai 2009.

ca 3,2% per år i resten av århundret. I kroner blir dette ca 115 kroner per tonn CO₂ i 2010, noe som virker svært lavt. Imidlertid vil en vekstrate på 3,2% per år gi en utslippspris i 2050 på drøyt 400 kroner og i 2100 på snaut 2000 kroner. Også disse tallene kan virke lave, og avhenger av en viktig forutsetning i analysen til Nordhaus: Det antas at til en kostnad på ca 2000 kroner per tonn CO₂ kan en eliminere alle utslipp av CO₂. Noen vil mene at dette er for optimistisk. Noen har også argumentert for at Nordhaus forutsetter urealistisk lave klimakostnader⁸⁴; med høyere klimakostnader ville den optimale utslippsprisen i nær fremtid vært høyere.

I analysen til Nordhaus er veksten i utslippsprisen forholdsvis høy. Hvis kalkulasjonsrenten hadde vært lavere enn hva Nordhaus antar (4,1%) ville også veksten i utslippsprisen vært lavere. Det er finnes også andre grunner til at en fornuftig global klimapolitikk vil innebære en lavere vekstrate for utslippsprisen: For det første kan det være vanskelig eller umulig politisk å binde seg til en raskt økende utslippspris. Hvis private aktører tviler på at prisen øker så raskt som politikerne annonserer, kan de gjennomføre for få langsiktige tiltak. Dette tilsier en høyere initial pris og en langsommere veksttakt. For det andre har enkelte argumentert for at det særlig i en tidlig fase av helt ny teknologi er viktig med offentlig støttetiltak (se bl.a. Gerlagh et al., 2008). Dersom støttemekanismene for teknologiutvikling er imperfekte, kan dette avhjelpes med en høyere utslippspris enn hva som ville vært optimalt dersom er hadde perfekte virkemidler rettet mot teknologiutvikling. Også dette argumentet taler for en høyere initial pris og en langsommere veksttakt.

Jeg har gitt noen argumenter for at den optimale initiale utslippsprisen kanskje bør være noe høyere enn hva Nordhaus' analyse gir, samt at veksten bør være lavere. Et eksempel på et slikt prisforløp er en pris på 500 kroner per tonn CO₂ i 2010 og en vekst på 1,5% per år. Dette gir en pris på ca 900 kroner i 2050 og snaut 2000 kroner i 2100. En slik prisbane vil altså ligge over den som Nordhaus beregner i hele dette århundre, men forskjellen avtar og går mot null i slutten av århundret. Med forutsetningene som Nordhaus bruker vil en global klimapolitikk basert på en slik utslippspris helt sikkert sikre at den globale temperaturøkningen ikke overstiger 2°C.

10 Oppsummering

Selv om Norge ønsker å føre en ambisiøs klimapolitikk, er det ikke opplagt hva dette innebærer for den konkrete utformingen av den norske klimapolitikken. I avsnittene 6-8 har jeg sett på ulike presiseringer for hva vi vil med vår klimapolitikk. Disse presiseringene gir ulike resultater for hvilken utslippspris en bør bruke for vurderingen av tiltak som reduserer norske utslipp og utslipp i utlandet. Det er derfor viktig med en politisk avklaring av hva en vil med norsk klimapolitikk.

⁸⁴ Se bl.a. Hanemann (2008).

Referanser

Gerlagh, R., Kvedrindokk, S. and Rosendahl, K.E. (2008), "Linking environmental and innovation policy", FEEM working paper 53.2008.

Golombek, R., Hagem, C., and Hoel, M. (1995), 'Efficient incomplete international climate agreements', *Resource and Energy Economics*, 17, 25–46.

Gurtzgen, N. and M. Rauscher (2000), "Environmental policy, intra-industry trade and transfrontier pollution," *Environmental and Resource Economics* 17, 59-71.

Hagem C. og Holtsmark, B. (2008), "Er det noen fremtid for CDM-ordningen?", *Samfunnsøkonomen* 62, nr.4, 10-18.

Hanemann, M. (2008), "The economics of climate change revisited", arbeid presentert på EAERE-konferansen 2008, se <http://www.eaere2008.org/>.

Hoel, M. (1994), 'Efficient climate policy in the presence of free riders', *Journal of Environmental Economics and Management*, 27 (3), 259–74.

Hoel, M. (1996), "Should a carbon tax be differentiated across sectors?" *Journal of Public Economics* 59, pp. 17-32(1996).

Hoel, M. (2001), "International trade and the environment: How to handle carbon leakage", in *Frontiers of Environmental Economics*, Folmer, Gabel, Gerkin and Rose, eds, Edward Elgar.

Hoel, M. and Sterner T. (2007), "Discounting and Relative Prices", *Climatic Change* 84, 265-280.

Mathiesen, L. and O. Mæstad (2004), "Climate policy and the steel industry: achieving global emission reductions by an incomplete climate agreement," *The Energy Journal* 25, 91-114.

Nordhaus, W.D. (2008), *A Question of Balance. Weighing the Options of Global Warming Policies*. Yale University Press.

NOU 2000:1, *Et Kvotesystem for Klimagasser*

Rauscher, M. (1997), *International Trade, Factor Movements and the Environment*, Clarendon Press, Oxford.

Vedlegg 2

Teknologiutvikling, klima og virkemiddelbruk

Rapport til Utvalget for bærekraftig utvikling og klima

Brita Bye, Taran Fæhn, Tom-Reiel Heggedal og Liv Mari Hatlen

Statistisk sentralbyrå, 15.06.09

1 Innledning

I denne rapporten belyser vi teknologiutvikling som drivkraft for vekst og velferd og hvilken betydning teknologiutvikling spesielt kan ha på klimaområdet. Vi redegjør for optimal virkemiddelbruk for å stimulere til teknologiutvikling på klima- og energiområdet, i hvilken grad vurderingen av virkemiddelbruken vil være en annen for dette feltet enn for teknologiutvikling generelt, og hvilken betydning samspill med andre klimapolitiske virkemidler vil ha. Rapporten tar utgangspunkt i eksisterende internasjonal litteratur på området, samt redegjør for relevante norske analyser. Vi legger vekt på situasjonen for et lite åpent land som Norge og rollen nasjonal teknologipolitikk kan ha.

Omfattende teknologisk endring er avgjørende dersom vi skal klare å begrense klimaendringene. Dagens energibruk er i stor grad basert på fossile brensler med store CO₂-utslipp. Vi trenger en dramatisk omlegging til nye energiteknologier (IEA, 2008). Utviklingen av klimateknologi er avhengig av at det skapes et marked for slike teknologier blant annet gjennom prising av utslipp. Både klimaendringene og teknologisk endring er globale fenomener med markedsimperfeksjoner som går på tvers av landegrensene. I tillegg kommer at klimaendringene er en treg prosess; det vi slipper ut i dag vil ha virkninger på miljøet og samfunnet langt fremover i tid. Det betyr at det haster å få ned de globale utslippene. Disse momentene gjør klimaproblematikken og teknologiutviklingen på klimafeltet svært utfordrende for verdenssamfunnet.

En global pris på klimagassutslipp er det mest målrettede og kostnadseffektive virkemiddelet for å redusere utslippene av klimagasser. Norske myndigheter kan først og fremst ta ansvar for å redusere de globale utslippene av klimagasser gjennom å bidra til å få på plass internasjonale, effektive samarbeidsavtaler om utslippsreduksjoner. Som et av verdens rikeste land har vi også gode muligheter for å bety noe i finansieringen av de globale utslippsbegrensningene. Gjennom Klimaforliket har Stortinget og Regjeringen bestemt seg for å bidra mer til globale utslippsreduksjoner enn forpliktelsene i Kyoto-avtalen tilsier for årene etter Kyoto-perioden. De har satt seg ambisiøse mål som blant annet skal gjennomføres tilknyttet EUs kvotehandelsystem. I tillegg legger Klimaforliket opp til særlige målsettinger for innenlandske utslippsreduksjoner. Hovedfokuset i denne rapporten er hvordan teknologiutvikling kan og bør spille en rolle gitt klimapolitiske mål og virkemiddelbruk.

Prising av klimagassutslipp virker til å stimulere teknologiutvikling og bruk av ny utslippsreduserende teknologi. De viktigste prisingsvirkemidlene er CO₂-avgiften rettet mot 23 prosent av de innenlandske utslippene, samt den norske tilknytningen til EUs kvotesystem, som gjelder 42 prosent av de norske utslippene (NOU 2007:8). Mer direkte reguleringer av utslipp ved forbud, teknologikrav og lignende virker også til teknologiidringer. I tillegg benyttes virkemidler direkte rettet mot stimulering av teknologiutvikling. Generelle støtteordninger for bedrifter som Innovasjon Norge og Skattefunn (totalt 5,8 mrd kroner i 2007; Norges forskningsråd, 2007; Nasjonalbudsjettet, 2009) retter seg mot all type teknologiutvikling. Utover dette

kommer støtteordninger som retter seg mot forskning, utvikling og demonstrasjon av alternative energiformer og annen type miljøteknologi. Dette skjer både gjennom midler til forskning som via NFR-programmer som RENERGI og CLIMIT, og gjennom midler til implementering av nye teknologier gjennom Gassnova, Enova og Transnova. Det har vært rettet spesielt fokus mot utvikling og implementering av teknologier for CO₂-håndtering fra gasskraftverk, og den samlede rammen på bevilgningene til disse formålene over de ulike programmene anslås til 1 925 millioner kroner (Nasjonalbudsjettet, 2009).

I denne rapporten vil vi se på hvordan den generelle politikken rettet mot teknologiutvikling skal utformes, og i hvilken grad teknologipolitikken på klimaområdet eventuelt skal avvike fra den generelle politikken.

2 Definisjon av teknologiutvikling og -spredning på klimaområdet

2.1 Teknologisk utvikling

Teknologisk endring er betegnelser på alle typer endringer som øker produksjonsmulighetene uten å øke faktorinnsatsen (Jaffe mfl., 2002).

Faktorinnsatsen blir dermed mer produktiv. Dette kan skje ved at bedre prosesser eller organisasjonsformer utvikles og tas i bruk, eller ved at kvaliteten på produksjonen øker.

Idéene til Schumpeter (1942) er utgangspunkt for nesten all teoriutvikling på feltet. Han delte den teknologiske endringsprosessen i tre: *Invention*, eller oppdagelse/oppfinnelse, betegner selve utviklingen av nye idéer. Dette skjer først og fremst i forsknings- og utviklings (FoU)-prosesser. Utprøving og pilotprosjekter inngår i denne fasen. *Innovation* betegner kommersialiseringen av de nye idéene, slik at de blir tilgjengelige i markeder. Den siste fasen er spredningsfasen (*diffusion*), hvor de nye prosessene eller produktene tas i bruk og spres i økonomien.

I begrepet *teknologiutvikling* i denne rapporten inkluderer vi Schumpeters *invention* og *innovation*. Det vil si at vi inkluderer all type FoU-basert frembringelse av nye teknologier som fremmer produktiviteten. Vi utelater altså forskning og utvikling som ikke først og fremst drives med tanke på økt produktivitet.⁸⁵ Et krav til teknologiutvikling er at løsningene er nye for økonomien (verden) som helhet.

I denne rapporten vil vi bruke begrepet *teknologispredning* synonymt med ordet *teknologiimplementering*, og det omfatter Schumpeters *diffusion*. Det dreier seg både om implementering av allerede utviklede teknologier innenfor økonomien og spredning av teknologier over landegrensene. I noen sammenhenger er det ikke noe tydelig skille mellom teknologiutvikling og teknologispredning. For eksempel vil umodne teknologier gjerne utvikles ved at de spres, gjennom såkalte læringsprosesser i utnyttelsen av teknologien. Et annet eksempel er at utvikling av teknologi i en økonomi ikke bare bidrar direkte til økt produktivitet, men også kan bidra til

⁸⁵ I statistikkproduksjonen rundt teknologiutvikling og -spredning er det innført felles definisjoner og standarder. Disse overlapper ikke fullt ut med våre. Blant annet omfatter begrepet *FoU* i statistikken også grunnforskning; jf. Frascatimanualen (OECD, 2002). Begrepet *innovasjon* i statistikken skiller seg fra Schumpeters innovasjon ved å også innbefatte deler av hva Schumpeter ville kalt spredning; jf. Oslomanualen (OECD, 2005).

akselerert spredning av lignende teknologier i den samme økonomien, fordi teknologiutvikling gjør aktører/miljøer bedre i stand til å ta i mot – eller absorbere – teknologier som er utviklet andre steder og spres.

2.2 Klimateknologier

Klimagassutslipp og andre miljøskadelige utslipp kan ses på som innsatsfaktorer i produksjonen eller forbruket. Klimateknologiske endringer vil være endringer som gir produksjonsøkning eller bedre produkt/forbruksgode uten at klimautslippene øker.⁸⁶ Sagt på en annen måte er det endringer som reduserer utslippene uten at produksjonsnivået eller forbruket faller. Forbedring i klimautslippsteknologier kan deles i fire grupper: *Rensing*, dvs. utskillelse av klimagasser fra de enkelte prosessene, *effektivisering*, dvs. mindre faktorinnsats per produsert enhet, *substitusjon*, dvs. erstatning av utslippsintensive produksjonsfaktorer med andre, samt *teknologiomlegging*, dvs. investering i helt andre teknologier som fremskaffer det samme produktet til lavere enhetsutslipp.

Rensing vil innbefatte metodene for karbonfangst og -lagring (Carbon Capture and Storage – CCS). *Effektivisering* innebærer å justere produksjonsteknikken slik at faktorene som inngår brukes mer effektivt i prosessene. Dersom vi snarere får en endring i komposisjonen av faktorer mot lavere andeler av dem som er komplementære med utslipp, slik som fossilt brensel, har vi klimagassreducerende *substitusjon*. *Teknologiomlegginger* er mer drastiske tilpasninger, hvor man investerer i helt nye teknologier og løsninger for å fremstille de samme varene/tjenestene. Hvis de nye teknologiene resulterer i andre egenskaper ved produktet, vil det muligens ikke være et perfekt substitutt for eksisterende varer og tjenester. Det kan være bedre i utslippsmessig forstand, men dette kan ha gått på bekostning av ytelsen på andre områder, og produsenter og konsumenter må gjøre en avveining av kostnader og nytte.

I det følgende vil vi gå gjennom noen aktuelle former for klimateknologier, med vekt på CO₂-reducerende tilpasninger.⁸⁷ Selv om det i prinsippet kan være fruktbart å skille former for teknologiske omlegginger fra hverandre som over, vil mange aktuelle klimateknologier være vanskelig å kategorisere som enten det ene eller det andre.

2.2.1 CCS

CCS renses CO₂-gassen enten før, under eller etter forbrenningsprosesser. Det kan være aktuelt når det gjelder utslipp fra større kraftverk basert på fossilt brensel (gass, kull, olje). CCS kan også nyttes ved andre store CO₂-punktutslipp som fra industrianlegg (eks. sement, stål og aluminium), ev. mange mellomstore industrianlegg hvor en får utnyttet stordriftsfordeler i CCS-prosessen (særlig i transport og lagring).

Utskillelse av CO₂ fra eksosen etter forbrenningen har funnet sted kalles røykgassrensing. Slike renselanlegg kan ettermonteres og er de aktuelle ved anleggene på Kårstø og Mongstad. Absorpsjon av CO₂ i aminløsning er en slik metode, som allerede er utprøvd. CO₂ kan deretter frigjøres fra væsken ved å øke temperaturen.

⁸⁶ Vi utelater dermed teknologiske endringer på områdene geoengineering og tilpasning til klimaendringer.

⁸⁷ Karbondioksid sto i 2007 for nær 82 prosent av de samlede klimagassutslippene målt i CO₂ ekvivalenter (GWP).

Rensegraden for CO₂ er rundt 85 %. Denne prosessen er energikrevende og vil kreve 10-30 % mer naturgass for å produsere en kWh kraft sammenliknet med dagens gasskraftverk (IFE, 2006).

I alternative CCS-teknologier er CO₂-utskillelsen enten integrert i selve forbrenningsprosessen eller den skjer *før* forbrenningen, slik at en helt annen forbrenningsteknologi må installeres. Oxyfuel-anlegg er betegnelsen på en type gasskraftverk som bruker konsentrert oksygen, og ikke luft, i forbrenningen av naturgass. Dette gjør at eksosen etter forbrenningen bare inneholder CO₂ og vandamp, og CO₂ kan enkelt skilles ut ved hjelp av nedkjøling. Denne prosessen vil ha en rensegrad på 100 % i en lukket forbrenningsprosess, men krever produksjon av oksygen, som er en energikrevende prosess (NOU 2002:7). Avkarbonisering av naturgass er en teknologi som separerer CO₂ *før* forbrenningen. Naturgassen omdannes først til en gassblanding bestående av hydrogen og CO. I neste trinn omgjøres CO til CO₂ som vaskes ut av gassblandingen. Den nye hydrogen-gassblandingen, fri for CO, brukes til forbrenning i gasskraftverket i stedet for naturgass. Denne metoden har en rensegrad på 83-86 %. Når naturgass omdannes til hydrogen, tapes energi. Det finnes foreløpig ingen eksempler på eksisterende anlegg med en så tett integrasjon mellom reformeringsanlegg og kraftverk som dette konseptet er basert på (IFE, 2006).

2.2.2 Effektivisering

Effektivisering av innsatsfaktorer/forbruksgoder kan for eksempel oppnås ved å utnytte stordriftsfordeler ved å slå sammen produksjonsenheter eller koordinere aktører. Effektivisering kan også skje over tid ved at reinvesteringer skjer i kapitalvarer som er litt bedre enn de gamle (embodied technological change). Effektivisering gir besparelser, og reduserte kostnader for den enkelte aktør vil stimulere aktivitetsnivået og få konsekvenser for markedsprisene. Det er dermed usikkert om totalutslippene vil falle selv om utslippene per produsert eller konsumert enhet faller, Saunders (2000).

Transportteknologi har hatt en stadig utvikling i retning av økt motoreffekt per drivstoffenheter. Effektiviseringen har gitt mulighet for å redusere utslippene av CO₂ per kjørte km, men også stimulert til bruk av tyngre og større kjøretøy og til økt bilbruk. Energibruken i husholdninger, industri og næringsbygg kan effektiviseres med eksisterende tekniske løsninger, og slike tiltak kan redusere utslipp direkte eller indirekte. Det lønnsomme energieffektiviseringspotensialet ser ikke ut til å bli fullt ut utnyttet, hvilket kan tyde på at det er markedsimperfeksjoner eller usikkerhet i markedene som hindrer slike tilpasninger. Eksempler på tiltak for å redusere energi til oppvarming er etterisolering, utskifting av vinduer, varmegjenvinning og varmestyringssystemer. I industri og næringsbygg reduseres effektiviteten over tid, kapital blir slitt eller anleggene er feil dimensjonert i forhold til faktiske behov. I kraftproduksjonen kan utnyttingsgraden økes. Petroleumsvirksomheten er i dag avhenglig av offshore gassturbiner for kraftforsyning. Disse gassturbinene har en virkningsgrad på 30 %, og sammenliknet med gasskraftverk på land, som har en virkningsgrad på rundt 50 %, er det et potensial for effektivitetsforbedringer innenfor kraftforsyningen på den norske kontinentalsokkelen (IFE, 2006). Stordriftfordeler i jordbruk og fiske innebærer at større enheter kan gi effektivisering av energi eller andre utslippsgenererende innsatsfaktorer, slik som gjødsel.

2.2.3 Elektrifisering

Med elektrifisering mener vi installering av/investering i nye teknologier som er basert på elektrisitet snarere enn fossile brensler. Dette kan ha karakter av teknikkjusteringer i form av substitusjon eller mer omfattende teknologiomlegginger. Elektrifisering vil selvsagt bare være utslippsreducerende dersom elektrisiteten som kommer til erstatning har lavere utslipp.

Det finnes et potensial for overføring av transport til bane basert på elektrisitet. Potensialet vurderes som relativt lavt for kortere strekninger, men det finnes tiltak som kan fremme overføring av gods fra vei til bane, SFT (2007). Slik overgang vil kreve koordinering i form av betydelige offentlige infrastrukturinvesteringer. Overgang fra veitransport med bensin- og dieslbiler til elektriske biler eller hybridbiler vil ikke kreve samme grad av infrastrukturinvesteringer. Elektriske biler drives av en elektromotor som får strøm fra en batteripakke. Denne teknologien er foreløpig kostbar, og det er behov for en radikal forbedring i mulighetene for å lagre elektrisk energi før elektriske biler blir fullgode substitutter for bensin- og dieslbiler. Hybridbiler kombinerer bruk av forbrenningsmotor og elektrisk motor i et og samme kjøretøy og er foreløpig den mest lovende teknologien, fordi den fleksibelt kan kombinere yteevnen til forbrenningsmotorer med reduserte utslipp, avhengig av bruksområdet og bruksmåten til den enkelte. Den elektriske motoren står bak fremdriften og får energi fra batterier eller en strømproduserende generator. Forbrenningsmotoren kan også drive hjulene direkte, men tanken bak hybridløsningen er at den normalt skal operere i driftsområder der utslippene er relativt lave og virkningsgraden høy (NOU 2006:18). Plug-in hybrid biler er en slik løsning.

Elektrifisering kan være aktuelt i offshorenæringen, hvor mange prosesser drives av naturgassdrevne prosesser. Det vil kreve store endringer for å elektrifisere sokkelen, i form av sjøkabler, omformerstasjoner, nye plattformer og ombygging av allerede eksisterende innredninger.

2.2.4 Bioenergi

Overgang fra fossil energi til bioenergi kan i noen tilfeller betraktes som substitusjon innenfor samme teknologi, men vil ofte fordre investeringer i helt nye teknologier/kapitalutstyr og kanskje også nye produkter/ytelser for brukerne.

Biodrivstoff kan blandes med fossil bensin og diesel. Innblanding av 2-5 % biodrivstoff fordrer ingen justeringer av motoren. Økt mengde biodrivstoff i blandingen med fossile energibærere vil kreve endringer av motoren. Tilpassede kjøretøy kan gå på 100 % biodrivstoff (NOU 2006:18).

Stasjonær forbrenning av olje og parafin kan erstattes av tilsvarende utstyr som bruker bioenergi i form av flis, pellets eller ved. Noe av den økte bruken av biobrensel vil kunne skje uten økte investeringer, da mange har mulighet for vedfyring. Overgang fra oljefyring vil kreve investeringer i nye kjeler for bioenergi eller pellets. I prosessindustrien er det i hovedsak treforedlingsindustrien som brenner større mengder olje eller gass, som kan erstattes med bioenergi (IFE, 2006).

2.2.5 Hydrogen

Teknologiomlegging fra fossile brennstoff til hydrogen kan være én av løsningene for å redusere utslipp av klimagasser, se blant annet NOU 2004:11. Hydrogen kan brukes

som brennstoff for blant annet biler og båter. Ved konvertering av hydrogen til energi ved hjelp av for eksempel brenselceller, dannes kun vanndamp som reststoff. Dermed kan en oppnå en transportsektor uten utslipp. Hydrogen kan også brukes til energilagring ved overskuddsproduksjon fra energikilder. For eksempel kan en lagre energi fra vindmøller i tider med lav elektrisitetsetterspørsel.

Hydrogen er ikke fritt tilgjengelig som energi, men er en energibærer som må omdannes fra en energikilde. Således er ikke energien fra hydrogen mindre utslippsintensiv enn den energikilden hydrogenet produseres fra. Hydrogen kan produseres ved reformering av fossile råstoffer eller ved hjelp av elektrolyse der en bruker elektrisitet til å spalte vann (H_2O) til hydrogen (H_2) og oksygen (O_2). Ved omdannelsen til hydrogen er det et tap av energi i forhold til den opprinnelige energikilden.

Hydrogenteknologien står fremdeles ovenfor store utfordringer som krever betydelig teknologiutvikling før den kan tas i bruk på kommersielt basis. Dette gjelder energieffektivisering av både produksjon og lagring av hydrogen, samt virkningsgrad og driftssikkerhet av brenselceller.

2.2.6 Fornybar kraft

Størsteparten av norsk kraftproduksjon er fornybar, basert på vannfall. I tillegg brukes fornybare kilder som vind og bioenergi. Solvarme, bølgekraft, tidevannskraft og saltkraft er foreløpig lite utnyttet i Norge. De fleste store vannkraftkildene er allerede utbygd, og videre vannkraftutnytting vil være begrenset til små kraftverk. El-produksjon fra bioenergi baseres i dag i all hovedsak på ved og bruk av restprodukter i industrien (SFT, 2007). Det er mest aktuelt i forhold til varmemarkedet (IFE, 2006). Produksjon av energi fra avfall, uten samtidig varmeproduksjon, har en lav totalvirkningsgrad.

Vindkraft er den fornybare kraftteknologien som vokser sterkest på verdensbasis, med en økning på mer enn 25 % i året. Vindturbinteknologi har vært i sterk utvikling de siste 20 årene. Turbinene har til nå basert seg på en teknologi med asynkrongeneratorer og store girkasser for å få et høyt nok turtall tilpasset generatoren. Utviklingen beveger seg mot nye generatorer med lavere turtall, lettere og rimeligere komponenter. Landbaserte vindparker har en synlig negativ belastning på miljø. Dette har ført til utbygging av vindparker på grunt vann. Vindturbiner på dypt vann er under utvikling. Se IFE (2006).

3 Klimateknologiske endringer; incentiver i markedene

Teknologisk endring er avhengig av at markedene gir aktørene incentiver til utvikling og implementering av nye løsninger. På klimaområdet, som for teknologisk endring generelt, gjelder det at egenskaper ved markedsprosessene kan føre til at det drives for lite eller for mye i forhold til hva som er samfunnsøkonomisk ønskelige nivåer på teknologiendring. Det er markedsimperfeksjoner – eller markedssvikt – enten i FoU-markedene, i markedene for de kommersialiserte prosessene og produktene fra FoU-virksomheten eller i markedene nært knyttet til FoU-aktivitetene. Aktørene står altså ikke overfor alle gevinster og/eller kostnader ved sitt tilbud eller sin etterspørsel.

Svikt i markedene for teknologisk utvikling, dvs. forskning og utvikling av idéene til kommersielle produkter og prosesser (innovasjon) diskuterer vi nærmere i avsnitt 3.1.

Spredning og implementering av mer produktive løsninger og bedre produkter kan også være gjenstand for markedsimperfeksjoner. Dette er tema i avsnitt 3.2. For et lite, åpent land som Norge vil spredningen av landets egen teknologiutvikling spille en relativt liten rolle for den teknologiske endringen. Spredningen fra utlandet blir imidlertid desto viktigere.

Et særlig trekk ved klimateknologier er at innsatsfaktoren klimautslipp, på lignende måte som andre miljøskadelige utslipp, ikke koster noe for den enkelte forurenser med mindre myndighetene griper inn. Dette medvirker også til at miljø- og klimateknologier ikke uten videre utvikles eller tas i bruk, med mindre hver enkelt aktør stilles overfor kostnadene ved å slippe ut. Vi drøfter denne markedssvikten nærmere i avsnitt 3.3.

3.1 Imperfeksjoner i markedene for FoU

Det er bred empirisk støtte for at den samfunnsøkonomiske avkastningen av FoU vanligvis er høyere enn den privatøkonomiske, slik at nivået på næringslivets FoU-innsats er lavere enn samfunnsøkonomisk ønskelig. Generelt uttrykt skyldes dette at både innenlandske produsenter og brukere av FoU-resultatene kan få mer ut av FoU-virksomheten enn det produsenten selv tar innover seg når han tilpasser sitt nivå på tilbudet av idéer/idé-baserte produkter. Griliches (1995) gjennomgår ti mikroøkonometriske studier. Anslag for private bedrifter avkastningsrater for FoU ligger på mellom 9 – 56 prosent, mens anslagene for de samfunnsøkonomiske er på 10 – 160 prosent. Jones og Williams (1998, 2000) beregner at samfunnsøkonomisk avkastning ligger 2,5 – 4 ganger høyere enn privatøkonomisk avkastning. Det er liten grunn til å forvente at imperfeksjonene i markedene for FoU på klimaområdet skiller seg fra annen FoU. Det vil være et gap mellom samfunnsøkonomisk og privatøkonomisk avkastning for all FoU-virksomhet. På individuelt prosjektnivå er det imidlertid svært vanskelig å anslå, og ikke minst predikere, hvor stort slike gap kan være.

Én viktig kilde til slike avkastningsgap er såkalte eksterne kunnskapsspillovers forbundet med FoU-virksomhet (Romer, 1990). Ny kunnskap kan spille over til fremtidig perioder, øke produktiviteten til FoU, og gi større muligheter for videre idéutvikling. Med andre ord, når en utvikler nye idéer bruker en eksisterende kunnskap – en ”står en på skuldrene til kjemper” (Isaac Newton). Kunnskap kan karakteriseres som et offentlig gode siden det ikke er lett å ekskludere andre fra kunnskapen og den kan deles av mange uten at den forringes (ikke-rivaliserende). Hvor mye andre kan nyttiggjøre seg den akkumulerte kunnskapen fra tidligere FoU vil avhenge av mange faktorer, blant annet av hvor mange og hvem som kjenner til den nyutviklede idéen, samkvem mellom forskere, teknologer og bedrifter, om den er patentert, om den er kommersialisert, hvor generaliserbar den er, hvor mye mer som gjenstår å utforske på feltet, dvs. *modenheten* til problemfeltet (Heggedal, 2008), og også hvor godt utviklerne klarer å beskytte seg mot slik spredning.

Beskyttelse kan oppnås ved selv å unngå å spre informasjon. Internasjonale patentsystemer, kopibeskyttelseslover og opphavsrettigheter er etablert for å sikre en viss grad av enerett. Dette er imidlertid sjelden tilstrekkelig til at gevinstene som følge

av idèene beholdes i sin helhet av utvikleren. Blant annet vil spesifiseringen av et patent ved registrering i seg selv være med på å spre kunnskapen om den. Institusjoner som beskytter patenter og opphavsrettigheter skaper imidlertid også nye markedsufullkommenheter, ved at enerettigheter begrenser konkurransen i markedene. Ved markedsrettighet vet vi at prisen blir høyere enn grensekostnaden ved å markedsføre produktet, og at samfunnet som helhet ville vunnet på at tilgangen på produktene økte. Dette betegnes også som det såkalte *surplus appropriability* problem (Jones og Williams, 2000).

I tillegg har produsenten bare tilgang til deler av den nytten produktet genererer for brukerne. En vanlig måte å modellere dette på er at nye varianter av et produkt øker nytten av produktet for forbrukerne og/eller dets produktivitet for bedrifter som nytter det produksjonen (for eksempel i form av teknologiske investeringer); det er såkalt *love of variety* i etterspørselen (Dixit og Stiglitz, 1977). Disse fordelene for forbrukerne kan ikke produsentene få betalt for gjennom prisene i markedet, fordi hver enkelt produsent bare har kontroll over tilgangen på sin spesielle variant. Dette fungerer derfor også som en positiv eksternalitet som følge av idèutvikling – som kommer etterspørerne til gode.

Det er også trekk ved FoU-virksomhet som kan virke til for høye FoU-nivåer. Det kan for det første være at en på noen områder ikke har glede av å komme etter andre utviklere og stå på deres skuldre. Tvert i mot kan tidligere FoU bidra til at det er få gode idéer igjen å forske på. En slik såkalt *fishing-out*-effekt kan gjøre at samfunnet ville vært bedre tjent med et saktere utviklingstempo. En annen situasjon med for høy FoU-aktivitet kan oppstå dersom det er et kappløp om å nå en patenterbar idé først. Flere bedrifter forsøker på samme type idé samtidig, slik at produktiviteten i FoU-sektoren som helhet blir lavere. Dette tar ikke den enkelte deltaker i patentkappløpet innover seg (Jones og Williams, 2000). For mye FoU kan også oppstå som følge av at nye idéer fortrenger eksisterende produkter som har vært lønnsomme. Nye produkter som er marginalt bedre enn eksisterende kan ta over hele markedet, og dermed vil den eksisterende innovasjonens verdi i markedet være tapt. Dette er en kostnad som ikke bæres av de nye markedsinntrederne. Prosessen betegnes gjerne *creative destruction* i litteraturen og ble introdusert i Aghion og Howitt (1992).

3.2 Imperfeksjoner i markedene for teknologispredning

Én type svikt i markedene som implementerer teknologier er læringseksternaliteter. Dette er relativt mye belyst i litteraturen. Læringskurver beskriver hvordan en teknologi øker sin produktivitet (med avtakende rate) ettersom den blir tatt i bruk, siden implementering lærer markedet om hvordan den best kan utnyttes. Denne kunnskapen vil i mange tilfeller være et fellesgode. Dermed vil den enkelte bedrift investere i for lite av den nye teknologien, fordi den ikke tar innover seg læringsgevinsten for markedet som helhet; se Rosendahl (2004) og Kverndokk og Rosendahl (2007).

Klimateknologier kan i noen tilfeller være relativt nye, slik at læringseksternalitetene kan være større enn for andre, mer modne teknologier. Studier viser bl.a. at innenfor den danske vindmølleindustrien var det et stort element av læring da teknologiene var umodne (Rasmussen, 2001), og bruk av teknologien har gitt et stort fall i kostnadene. Det kan i mange tilfeller være vanskelig å skille mellom hvorvidt det er FoU som er

drivkraft bak observerte læringskurver eller om det er læring i selve implementeringen.

En annen form for markedssvikt som vil kunne hemme spredningen av teknologier i markedet, er såkalte nettverkseksternaliteter. I tilfeller der det krever et nettverk av etterspørrere for at teknologiene blir lønnsomme, vil beslutningen til den enkelte aktør ha eksterne virkninger på de andres betalingsvilje/nytte av innovasjonen. Aktørene er enkeltvis for små til å internalisere eventuelle nettverkseksternaliteter. Hvis det fantes mekanismer for å samordne alle aktørenes beslutninger, kunne det gjort det tilstrekkelig lønnsomt å investere i teknologiene (Katz og Shapiro, 1985). Nettverkseksternaliteter kan også oppstå i markeder for komplementære goder (biler og drivstoff, pelletsovner og brensel). I et ukoordinert marked vil vi "låses fast" i dagens teknologiske løsninger. Greaker og Heggedal (2007) studerer slike innelåsningseffekter (lock-in) med hydrogenbiler som eksempel.

Nettverkseksternaliteter og innelåsningseffekter kan være et større problem i forbindelse med klimateknologier enn andre teknologier. Det kan være nettverkseksternaliteter knyttet til så vel nye som allerede utbredte teknologier. Valgene som ledet til dagens teknologisystemer ble imidlertid tatt i en tid da kostnaden ved klimautslipp ikke var inkludert. Dersom klimakostnader blir inkludert, kan det være at aktørene i markedet har større nytte av å bruke mer miljøvennlige teknologier enn de som er i bruk i dag.⁸⁸

Hvis (deler av) kapitalen eller faktorene som inngår i klimateknologier er fellesgoder, vil det også være nødvendig å koordinere markedsdeltakerne for å få samfunnsøkonomisk riktig nivå på spredning av teknologiene. Tilbudet bør opp på et nivå som sikrer at summen av alles marginale betalingsvillighet er lik grensekostnaden. Slik koordinering kan være vanskelig å få realisert uten at det offentlige tar en aktiv rolle, for eksempel ved å finansiere fellesgodene og/eller opprette og organisere markeder for fellesbruk. Ulike former for infrastrukturer kan være eksempler på slike fellesgoder, slik som kollektivtransporttraséer, fellesarealer, sykkelstier etc.

I noen markeder er imperfekt eller asymmetrisk informasjon trukket frem som et problem. Når en aktør skal gjøre nyinvesteringer, kan det oppleves som for kostnadskrevende å innhente og sortere informasjon om alternativene i markedet. Det kan også være situasjoner hvor tilbyderne av teknologiene er i stand til å holde igjen eller pynte på informasjon for å stille produktet sitt i et attraktivt lys; Kallbekken (2008). Eksempler på slik asymmetrisk informasjon kan gjelde ved investeringer i bolig eller bil, hvor selger er interessert i å fremstille investeringsprisen som gunstig og undertrykke at høyere investeringskostnader i dag for eksempel kan gi mer energiøkonomisk drift eller avgiftsbesparelser knyttet til utslipp. For høy vekt på investeringskostnadene kan også oppstå ved tidsinkonsistent diskontering, (for eksempel hyperbolsk diskontering; Frederick et al, 2002). Beslutninger aktøren vurderer som best i dag er ikke er den beste for ham ettersom tiden skrider frem.

⁸⁸ Greaker og Heggedal (2007) viser at det kun er et koordineringsbehov i bilmarkedet dersom investerings- og brukskostnadene forbundet med den alternative teknologien (for eksempel hydrogenteknologi eller elbiler) er tilstrekkelig lave, samtidig som omstillingskostnadene ikke er for høye.

For et lite, åpent land som Norge vil spredningen av landets egen teknologiutvikling spille en relativt liten rolle for den teknologiske endringen. Spredningen av produkter og prosesser utviklet i utlandet blir desto viktigere. Det er vist at for små, åpne land er denne kilden til teknologisk endring langt viktigere enn produktivetsgevinstene fra egen teknologiutvikling (Coe og Helpman, 1995; Griffith mfl., 2004). Som vi alt har vært inne på, vil høyere produktivitet også kunne tilflytte oss utenom markedene, som eksterne kunnskapsspillovereffekter. Spørsmålet er om det er markedssvikt også i disse mekanismene som gjør at vi får mindre nytte av andre lands teknologiutvikling enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt.

Keller (2004) er en oversiktartikkel over empirien på hvilke kanaler som er viktige for slike kunnskapsspillover over grenser. Import blir fremhevet som en viktig drivkraft bak absorpsjon i Coe og Helpman (1995). Importens betydning for absorpsjon er vist i flere modellstudier av små åpne land.⁸⁹ Det er særlig import av kapitalvarer som har en slik effekt. I de senere årene har flere studier pekt på eksport som en viktig faktor for kunnskapsabsorpsjonen fra utlandet; se blant annet Alvarez og Lopez (2006) og Bernard og Jensen (2004). Vesentlig i denne sammenheng er at det ikke bare er viktig for bedriften selv å engasjere seg i internasjonal handel; det har betydelige spillovereffekter i hjemlandet på bedriftens innenlandske leverandører, kunder og konkurrenter (Delgado mfl., 2002; Baldwin og Gu; 2003). Flere analyser har også funnet lignende effekter av direkte investeringer (Pottelsberghe og Lichtenberg, 2001; Damijan mfl., 2004).

Det er også påvist at egen FoU kan øke innenlandske bedrifters kapasitet til absorpsjon av kunnskap (Cohen og Levinthal, 1989) og å ha betydelige eksterne gevinster mellom innenlandske bedrifter. Absorpsjonskapasitet er nok et argument for at innenlandsk offentlig finansiering av FoU-virksomhet er for lav, som vist i Bye mfl. (2008) hvor det tas hensyn til absorpsjonseffekter av så vel import, eksport og FoU.

3.3 Klimaeksternaliteter

Et særlig trekk ved teknologier som bidrar til å redusere klimautslipp eller miljøskadelige utslipp, generelt, er at produktivetsgevinster på dette området ikke vil være en gevinst for den enkelte med mindre de stilles overfor kostnaden ved å forverre klimaet/miljøet. Hvis ikke aktørene står overfor en pris på utslippene gjennom avgift eller kvotepris, eller utslippene er regulert på en annen måte, vil det i markedene være små incentiver til å utvikle og implementere miljøteknologier. Bare klimavennlige teknologier som samtidig gir tilstrekkelige besparelser av andre, betalte faktorer vil det være et marked for uavhengig av klimapolitikken. Det vil for eksempel være betalingsvilje for teknologier som gir energibesparelser, og avhengig av energikilde kan slike teknologier også være klimavennlige eller miljøvennlige.

4 Valg av virkemidler

Dette avsnittet drøfter valg av virkemidler i lys av de typene markedssvikt vi har beskrevet. I drøftelsen skiller vi mellom et globalt og et nasjonalt perspektiv. Innenfor disse perspektivene skiller vi videre mellom den mest effektive politikutformingen

⁸⁹ Studier er gjort på for eksempel Japan (Diao mfl., 1999), Canada (Russo, 2004) og Thailand (Diao mfl., 2006).

(først-best) og andre mindre effektive politikktutforminger (nest-best). Ved en først-best politikk korrigeres markedssviktene i teknologimarkedene ved hjelp av virkemidler rettet direkte mot disse, mens markedssvikten ved klimagassutslipp korrigeres ved virkemidler som gir en riktig pris på klimagassutslippene. Nest-best politikk tar i bruk andre virkemidler i tilfellet hvor de best egnede virkemidlene ikke er politisk tilgjengelige eller fleksible nok i praksis. En slik nest-best politikk gir oppnåelse av teknologi- og klimamålsettinger til en høyere kostnad for samfunnet enn først-best politikk (Goulder og Schneider, 1999, Fischer og Newell, 2008).

4.1 Globalt perspektiv (lukket økonomi)

Selv om hovedfokuset for denne rapporten er nasjonalt, er det naturlig å starte med et globalt perspektiv på virkemiddelbruken knyttet til climateknologi. Hovedårsaken er at klimaproblematikken er global. Klimaendringene har globale miljøkonsekvenser, de er uavhengig av hvor utslippene skjer, og utslippsreduksjoner i Norge spiller en svært begrenset rolle i begrensningen av klimaendringene. Når målene er globale, vil de optimale virkemidlene være overnasjonale. Teknologisk endring skjer også for en stor del i markeder som er globale, og ikke minst har aktiviteter som gir teknologisk endring eksternaliteter som er grenseoverskridende. Mange av studiene som foreligger av optimal virkemiddelbruk overfor klima og climateknologi, ser på verden som en lukket juridisk og økonomisk enhet (se Löschel, 2002 for en oversiktsartikkel).

4.1.1 En effektiv global klima- og teknologipolitikk (først-best)

Når det er to former for grenseoverskridende eksternaliteter – positive ved at kunnskap spres mellom land, og negative i form av klimaeffekter – vil verdenssamfunnet nå den beste tilpasningen billigst mulig ved å ha internasjonale virkemidler rettet direkte mot de to eksternalitetene. Gitt at markedene for utslippsreducerende teknologier er perfekt regulert, via for eksempel subsidier, så skal utslippsprisen tilsvarende korrigere (perfekt) for eksternalitetene knyttet til utslippene. Det betyr at alle verdens klimautslipp altså prises likt på marginen. Dette kan oppnås gjennom etablering av globale kvotesystemer eller et internasjonalt administrert, uniformt avgiftsregime. Byrdefordelingen mellom land blir et forhandlingsspørsmål for seg, som kan realiseres gjennom ulike former for overføringer.

I praksis kan størrelsen på eksternalitetene knyttet til teknologiutvikling og -spredning variere fra område til område, og dette bør reflekteres i politikken.⁹⁰ Politikken rettet mot teknologiutvikling på klimaområdet er komplementær med politikken som skal regulere utslippene. Imperfeksjonene i teknologimarkedene vil være avhengig av hva som er optimal pris på klimautslippene. Prisen på klimautslipp kan påvirke både den totale teknologiutviklingen og valget mellom ulike teknologiretninger; se Goulder og Schneider (1999), Goulder og Mathai (2000) og Jaffe mfl. (2002).

Dersom det ikke er eksternaliteter eller andre imperfeksjoner forbundet med teknologiutvikling, skal den ikke subsidieres. Dette kan være teknologiutvikling i form av enkle læringsprosesser og i form av FoU-produksjon og FoU-investeringer

⁹⁰ Enkelte climateknologier kan for eksempel betraktes som mindre modne enn mer generelle teknologier. Ulik grad av modenhet i teknologier kan gi grunnlag for ulike subsidiesatser til FoU, Heggedal (2008). Det er imidlertid ikke gitt at det er den minst modne teknologien som skal ha størst subsidie.

som begge kan kjennetegnes ved at de fører til mindre utslipp per produsert enhet over tid. Hvis økonomien dette gjelder står overfor et gitt utslippstak, vil prisen på CO₂-utslipp avhenge av formen for teknologiutviklingen. Hvis det er slik at teknologiutviklingen følger av FoU investeringer over tid, kan det lønne seg å utsette noe av rensingen og den optimale banen for CO₂-avgiften er dermed lavere enn i tilfellet uten FoU-investeringer (Goulder og Mathai, 2000). Hvis derimot teknologiutviklingen er drevet av læringsprosesser, er det optimalt å ha et høyt nivå på rensingen til å begynne med (høy CO₂-avgift) fordi det gir en større stimulans til teknologiutviklingen og at prisen/avgiften faller over tid (Grubler og Messner, 1998).

4.1.2 Nest-best global klima- og teknologipolitikk

Dagens globale politikkregimer for utslippsregulering og teknologisk utvikling ligger langt fra denne idealbeskrivelsen. Dagens Kyoto-avtale og ulike flernasjonale initiativ, først og fremst EUs kvotesystem, er begynnende forsøk på verdensomfattende løsninger. Det gjenstår imidlertid mye både på ambisjonsnivå, deltakelse og sektoromfang for at slike systemer skal få vesentlig innflytelse på utslippsnivået globalt og klimaendringene som følger.

Skal vi få det globalt sett riktige nivået på FoU og spredning må det etableres virkemiddelsystemer på overnasjonalt nivå og reguleringer i internasjonale lovverk. Globale systemer med tanke på optimal teknologiutvikling og -spredning er utfordrende. Det finnes internasjonale og overnasjonale systemer som patenteringsinstituttet, internasjonale opphavsrettbestemmelser, WTOs særlige regler om nasjonal FoU-støtte, regler i EU og andre mer eller mindre omfattende handelsavtaler, bilaterale teknologisamarbeid, samt ulike bistands- og utviklingsinstitusjoner med teknologioverføring som delmål. Dagens regime er langt fra i stand til å korrigere for markedsimperfeksjonene i prosessene for teknologisk endring.

Hva sier så litteraturen om nest-best optimal utforming av klimapolitikken når det også forekommer teknologisk utvikling innenfor ulike typer klimateknologi og imperfeksjonene i teknologiutviklingen ikke blir tatt hensyn til ved en separat teknologipolitikk? I empirisk baserte globale modellanalyser viser Nordhaus (2002), Popp (2004) og Gerlagh (2008) at den optimale klimapolitikken påvirkes av endogen teknologisk utvikling, men resultatene spriker når det gjelder hvor store effektene er. Resultatene avhenger blant annet av hvordan teknologiutviklingen er modellert og hvordan den samspiller med resten av økonomien.⁹¹ Nordhaus (2002) og Popp (2004) finner begge at endogen teknologisk utvikling har lite å si for utviklingen i den optimale CO₂-avgiften, mens Gerlagh (2008) finner at for en gitt utslippsrestriksjon er den nest-best optimale CO₂-avgiften halvert sammenliknet med en situasjon uten endogen utvikling av klimateknologi.

Golombek og Hoel (2006) fokuserer på hvordan globale klimaavtaler bør utformes for bedre å ta hensyn til teknologisk utvikling på klimafeltet og det faktum at markedene for slik teknologi er globale og imperfekte. Dersom en begrenser avtalene til å omfatte utslippsreduksjoner, viser Golombek og Hoel (2006) at prisen på utslipp må settes høyere for å kompensere noe for at land ikke tar hensyn til de positive teknologioverføringseksternalitetene som finnes mellom land. Dette tilsvarer resultater fra tidligere studier av lukkede systemer. Rosendahl (2004) finner at manglende subsidiering av eksterne læringseffekter og underinvestering i FoU i klimateknologi bør veies opp for ved en pris på CO₂-utslipp som er høyere enn det som følger av miljøeksternaliteten (Pigou-skatten). Dette resultatet finner også Gerlagh mfl. (2008), når de innfører begrenset levetid på patenter.

⁹¹ Modelleringen av teknologiutviklingen i Nordhaus (2002), Popp (2004) og Gerlagh (2008) er mangelfull og preget av flere ad hoc antakelser. Spesielt antas det at forholdet mellom samfunnsøkonomisk og privatøkonomisk avkastningen av kunnskapsspillovers er eksogent gitt.

CO₂-avgiften skal også differensieres etter graden av læringseffekt i den enkelte teknologien, og CO₂-avgiften skal være størst der hvor den eksterne læringseffekt er størst; Rosendahl (2004). Når det både foregår generell teknologisk utvikling og utvikling i miljøteknologi parallelt, skal CO₂-avgiften være større enn Pigou-skatten i en transisjonsperiode hvis kunnskapsspilloveren er større i utviklingen av miljøteknologi enn i generell teknologiutvikling, Hart (2008). I en modell hvor landene er eksplisitt modellert, viser Golombek and Hoel (2008) at korrigeringsene som må til i utslippsprisen vil variere mellom land. Dette betyr igjen at i et utslippskvoteregime bør det ikke åpnes for kvotehandel over landegrensene.

Selv om det er kontrollproblemer knyttet til å pålegge land å støtte teknologisk utvikling og -spredning, er det verdt å vurdere om en ufullkommen internasjonal avtale om slike tiltak er bedre enn ingen. Barrett (2003) tar til orde for internasjonale avtaleverk om teknologisamarbeid. Han argumenterer for at det under noen betingelser kan gi sterkere incentiver til deltakelse og mindre problemer med gratispassasjerer enn utslippsavtaler. Det er imidlertid mange problemer knyttet til konkret utforming for at slike avtaler skal ha effekt. Jaffe mfl. (2005) ser behovet for en politikk rettet mot utvikling av klimateknologier når prisingen av klimagassutslipp er mangelfull og dermed ikke genererer den nødvendige etterspørselen etter mer klimavennlige teknologier. De advarer imidlertid mot å plukke vinnere innenfor ulike teknologifelter; det kan bli svært kostbart i samfunnsøkonomisk forstand. Buchner og Carraro (2005) påpeker at teknologiavtaler ikke kan eksistere alene uten utslippstak. For det første vil det i altfor liten grad stimulere til teknologisk utvikling på klimafeltet dersom etterspørselssiden ikke stimuleres gjennom at utslipp prises tilstrekkelig. For det andre vil mangel på utslippstak innebære at mye av utslippsreduksjonen innenfor hver teknologi spises opp av oppskalering i produksjon og forbruk ettersom produktiviteten øker.

4.2 Norsk perspektiv

4.2.1 En effektiv klima- og teknologipolitikk i et lite, åpent land (først-best)

Et lite, åpent land må ta det internasjonale regimet for å begrense globale utslipp og rammeverket som gjelder for teknologipolitikk som gitt. Målene om reduksjoner i klimagassutslippene følger av byrdene landet har tatt på seg i internasjonale forhandlinger. I klimaforliket har storting og regjering påtatt seg å gå lenger enn de har bundet seg til i avtalene. Det vil være fornuftig å benytte de fleksible mekanismene som ligger i avtalene, dersom ressursene skal settes inn på å bidra til så store globale utslippsreduksjoner som mulig. Dersom Norge i tillegg setter seg reduksjonsmål for egne utslipp av klimagasser, slik det ligger an til gjennom klimaforliket, vil det være mest effektivt å benytte en nasjonal pris på utslipp av klimagasser som er lik for alle kilder.

I teknologipolitikken blir hovedforskjellen fra det lukkede tilfellet at det vil være optimalt å rette den nasjonale teknologipolitikken inn mot å internalisere de *innenlandske* eksterne virkningene. Spillovereffektene som går til utlandet skal det derimot ikke korrigeres for, med mindre landet har noen egne målsettinger om dette (se avsnitt 4.2.4). På den annen side vil det være ønskelig for landet å rette politikken inn mot å utnytte overføringseksternalitetene som kommer fra utenlandsk teknologiutvikling best mulig. I kapittel 3 peker vi på flere mekanismer som kan bidra til dette. Blant annet kan stimulering av egen FoU ha effekter på

absorpsjonskapasiteten til landet eller sektoren som den enkelte FoU-bedrift ikke tar innover seg. Dette vil tjene som et tilleggsargument for å støtte FoU.

Også på nasjonalt nivå vil teknologipolitikk og klimapolitikk være komplementære. Hvis de nasjonale og/eller de internasjonale utslippsbegrensningene strammes til, og den uniforme prisen på utslipp øker, vil også etterspørselen etter miljøteknologiske løsninger øke. Underinvesteringene i klimavennlig FoU øker og dermed øker også den optimale subsidiesatsen til klimateknologiutvikling, Greaker og Rosendahl (2009) og Heggedal og Jacobsen (2008).

Det er imidlertid viktig å skille effektene på den optimale subsidien til klimateknologiutvikling av at prisen på CO₂-utslipp gis et varig konstant skift og av at den gradvis utvikles. Hvis prisen på CO₂-utslipp øker over tid, vil den optimale subsidiesatsen være fallende over tid. Det reflekterer at; i) ved læringsprosesser har nye teknologier størst læringspotensial, Kverndokk og Rosendahl (2007), ii) ved FoU-eksternaliteter i form av kunnskapsspillovers (positive, men avtakende) og imperfekt konkurranse i markeder for ny teknologikapital, er graden av underinvestering i miljøteknologi størst i begynnelsen av perioden, Heggedal og Jacobsen (2008). Det gjelder også hvis patentene har begrenset levetid, dersom prisen på CO₂-utslipp øker over tid (Gerlagh mfl, 2008).

I tilfellet med innelåsningseffekter (nettverkseksternaliteter) innenfor transportmarkedet viser Greaker og Heggedal (2007) at det er svært vanskelig å avgjøre hvorvidt det er innelåsningseffekter i bensin/diesel teknologi. Gitt dagens kostnader forbundet med alternative transportteknologier (hydrogen/elektrisk), er det antagelig ingen grunn til selektiv subsidiering av implementering av denne teknologien i transportsektoren.

En først-best utforming av teknologipolitikken med sikte på å korrigere for markedssvikt, vil kreve detaljert informasjon om størrelsen på slike effektivitetskiller. I følge den empiriske litteraturen som søker å identifisere imperfeksjoner i markeder for teknologiutvikling, spriker estimatene for graden av imperfeksjoner og tilhørende spillover effekter sterkt. Det finnes så langt vi kjenner til ingen empiriske analyser som søker å tallfeste for eksempel spillovermekanismer i utvikling av miljøteknologier, og som da eventuelt kan støtte opp under om subsidiering av miljøteknologiutvikling skal være større eller mindre enn støtte til mer generell teknologiutvikling, (Popp, 2006). Mangel på gode metoder for å anslå markedsimperfeksjonene på noe detaljert måte, taler for å bruke uniforme støttesatser for all FoU, klimarelevant som annen.

I en studie av innretningen av teknologipolitikk for et lite, åpent land som Norge, hvor teknologieksternalitetene er antatt å være like sterke for både generell teknologisk utvikling som for utvikling av klimateknologi, Bye og Jacobsen (2009), er det positivt for den samfunnsøkonomiske effektiviteten å reallokere mer av FoU-støtten til generell FoU. På den annen side er det negativt for effektiviteten å reallokere mer av FoU-støtten til FoU i klimateknologi. En av årsakene til dette er at generell teknologiutvikling påvirker produktiviteten i alle sektorer i økonomien, mens miljøteknologien gir et snevrere bidrag til produktivitetsveksten fordi den kun går via energimarkedet. Velferdsgapet mellom de to politikkalternativene reduseres imidlertid

hvis CO₂-avgiften øker, bl.a. som følge av at underinvesteringene i miljøteknologi øker med CO₂-avgiften.

4.2.2 En kategorisering av argumenter for nasjonal teknologipolitikk

Argumentene som ble utledet i avsnitt 3 og 4.2.1 for å stimulere til teknologiutvikling, og virkemiddelanbefalingene som gis, vil kunne tjene som tommelfingerregler for nasjonale myndigheter. Imidlertid vil virkemiddelvalgene være vanskeligere enn i denne idealsituasjonen. I mer realistiske politiske omgivelser kan stimulans til teknologiutvikling og -spredning få andre effekter som enten kan styrke eller svekke berettigelsen av å føre en slik politikk. Dette vil skje i et samspill mellom ulike trekk ved økonomien og den økonomiske politikken i det enkelte landet, og det er vanskeligere å trekke generaliserbare konklusjoner.

Vi identifiserer fire hovedgrupper av argumenter for offentlig politikk rettet mot teknologiutvikling og -spredning:

- I** Markedsimperfeksjoner knyttet til FoU og innovasjon
- II** Markedsimperfeksjoner knyttet til teknologispredning
- III** Teknologipolitikk som nest-beste virkemiddel for økt effektivitet på andre områder
- IV** Teknologipolitikk som virkemiddel overfor andre målsettinger

De to første gruppene har vi vært grundig inne på i kapittel 3 og tidligere i kapittel 4. I de neste avsnittene vil vi diskutere og eksemplifisere de to siste gruppene av argumenter.

4.3.2 Teknologipolitikk som nest-beste virkemiddel for økt effektivitet på andre områder (kategori III)

Denne gruppen av argumenter tar utgangspunkt i at politikken rettet mot teknologiutvikling kan øke effektiviteten på andre områder enn i selve FoU-virksomheten. Når ineffektiviteter skal motvirkes, vil den beste politikken være å bruke virkemidler som går direkte på det markedet man ønsker å forbedre. Det kan imidlertid være grunner til at dette ikke gjøres i praksis, i hvert fall ikke i optimalt omfang. Da kan stimulering av teknologiutvikling i visse tilfeller tjene som en substitutt for de virkemidlene som man ikke har eller ikke setter i verk – som et nest-beste (tredje- eller fjerde-beste, etc.) politikkvirkemiddel. Vi ser på tre typer situasjoner hvor de beste virkemidlene ikke er tilgjengelige eller av ulike grunner blir brukt i utilstrekkelig grad:

- Mangelfull prising av utslipp
- Mangelfull politikk overfor imperfeksjoner i FoU-nære markeder
- Mangelfull politikk overfor andre imperfeksjoner

4.2.3.1 Mangelfull prising av utslipp internasjonalt

Dagens globale utslippsmål blir ikke møtt med effektiv prising av klimagassutslipp. De er dessuten ikke ambisiøse og langsiktige nok i lys av de store, vedvarende klimateffektene utslipp har; se for eksempel Stern (2006). I en slik situasjon kan det argumenteres for at den nasjonale politikken rettet mot utvikling av klimateknologi må styrkes for å kompensere for manglende drivkraft fra etterspørselssiden.

Det finnes få studier som eksplisitt reiser spørsmålet om teknologipolitikk kan kompensere for manglende prising av utslipp. *Nasjonal* teknologipolitikk for å oppnå globale klimagassutslipp vil i beste fall kunne ha svært små effekter på globale utslipp

og er derfor ikke egnet som virkemiddel mot klimaendringene. Det finnes så langt vi kjenner til ingen studier av *internasjonal* teknologipolitikk hvor teknologipolitikk blir brukt som det eneste og dermed nest-beste virkemiddel for å nå globale utslippsmål. Studiene har konsentrert seg om hvordan global utslippsprising kan kompensere for manglende tiltak rettet mot internasjonal teknologiutvikling, ikke motsatt. Årsaken er nok at det på den internasjonale arena har vært ansett som mer gjennomførbart og kontrollerbart å legge utslippsbeskrankninger på deltakerlandene enn å kontrollere og håndheve det enkelte lands tiltak rettet mot teknologiutvikling og -spredning til gagn for det internasjonale samfunnet. På nasjonalt nivå kan situasjonen være noe annerledes. Det finnes mange teknologipolitiske instrumenter for nasjonale myndigheter. Dersom landet har innenlandske klimamål, kan det være et politisk press i retning av støtteordninger fremfor utslippsprising, både fra utslippere som vil ha økonomisk fordel av det og fra nasjonale miljøpressgrupper som kan se det som mer politisk gjennomførbart. Egne klimamål kan ikke sies å være motivert av effektivitetshensyn. Vi behandler dette målet under avsnitt 4.2.4 om andre målsettinger enn effektivitet.

4.2.3.2 Mangelfull politikk overfor imperfeksjoner i FoU-nære markeder

FoU og innovasjon i næringslivet, som i dominerende grad gjøres for å forbedre produktiviteten til prosesser eller kvaliteter til produkter, skjer i et nært, dynamisk samspill med andre aktiviteter i samfunnet. I prosessene som fører til produktivitetsvekst spiller utdanningsinstitusjonenes aktiviteter en stor rolle ved å blant annet påvirke tilgangen på forskerrekutter, deres spesialisering og kompetansenivå. Forskningen på universiteter og høyskoler står for nesten all grunnforskningen i Norge og også storparten av den anvendte forskningen. Kvalitet og omfang på forskningen som skjer utenfor næringslivet, og hva slags utvekslingskanaler som finnes så vel innenlands som mellom land, er avgjørende for den teknologiske utviklingen som foregår i næringslivet. Langt på vei vil grunnforskning og forskerutdanning være fellesgoder som det offentlige har et ansvar for å fremskaffe. Dersom satsingen på grunnforskning og forskerutdanning er for lav i samfunnsøkonomisk forstand, vil de beste virkemidlene for å tilby riktig kvalitet og omfang ligge i organiseringen av universitets- og høyskolesektoren og dens relasjoner utad. Er det hindringer i veien for slike tiltak, kan FoU-støtte i noe grad kompensere for begrensningene manglende investeringer i utdannings- og grunnforskningsaktivitetene betyr for næringslivets innovasjon. Kanskje kan det til og med virke direkte til å øke forskerrekutteringen og/eller tilfanget av teoretisk kunnskap.

Funksjonen til kreditt-, aksje- og forsikringsmarkedene er også avgjørende for teknologiutvikling. FoU-investeringer er langsiktige og risikofylte. Selv om risikoen ved et enkelt prosjekt er høy, vil en portefølje av FoU-prosjekter gi mindre risiko; fiasko i det ene kan motsvares av suksess i et annet. For risikoavlastning kan innovatører henvende seg til eksterne aksjonærer, kredittinstitusjoner eller forsikringsselskap, som kan spre risikoen på flere prosjekter. Årsaker til at markedene for risikospredning ved FoU kan være mangelfulle drøftes blant annet i NOU (2000). Et spesielt problem ved FoU-investeringer er imidlertid at humankapitalen ikke kan pantsettes, noe som gjør dem mindre attraktive enn andre typer investeringsprosjekter. Det kan dessuten være problemer mer asymmetrisk informasjon og ugunstig utvalg. Innovatøren kan være uvillig til å dele en del av informasjonen om prosjektet for å beskytte idèene sine. Det er også vanskelig for ev. investorer å avsløre den faktiske

kompetansen og innsatsen til innovatøren, når det er såpass stor usikkerhet mellom sammenhengen mellom innsats og resultater. I et lite land som Norge finnes det få private finansieringsselskaper som spesialiserer seg på slike langsiktige og særlig usikre prosjekter. Dersom de allerede etablerte offentlige kreditt- og forsikringsordningene ikke strekker til, vil én av flere nest-beste løsninger kunne være å støtte FoU-prosjektene med rene tilskudd. I tillegg til usikkerheten knyttet til FoU-prosjekter generelt, kan det også være samspill mellom denne usikkerheten og usikkerheten knyttet til framtidige klimakostnader (herunder også sannsynligheten for at en klimakatastrofe skal inntreffe). Om det vil være behov for noen offentlige politikkinngrep på dette feltet avhenger av om usikkerheten er ulik for henholdsvis de private aktørene og det offentlige. Baker og Shittu (2008) gir en oversikt over litteraturen på dette feltet. Denne har hittil begrenset seg til å studere effektene av ulike typer usikkerhet for den private investoren, og spesifiserer dermed ingen imperfeksjoner for den private aktøren som skulle tilsi offentlige inngrep. Generelt ved valg under usikkerhet gjelder at investeringene bør spres på flere prosjekter.

4.2.3.3 Mangelfull politikk overfor andre imperfeksjoner

I prinsippet kan virkemidler overfor teknologiutvikling påvirke svært mange andre aktiviteter i samfunnet mer eller mindre direkte. I en sammensatt økonomi vil mange markeder være ufullkomne eller regulert på måter som vrir ressursene på uønskede måter fra et effektivitetssynspunkt. Innovasjonsstøtte kan i noen tilfeller ha gunstige effekter i slike markeder.

I litteraturen finnes eksempler på at innovasjonsstimulans kan bidra til å oppnå et samfunnsøkonomisk riktigere nivå på næringers produksjon, særlig rettet mot eksportmarkedene. Det er trukket frem ulike argumenter for at eksportvirksomheten i næringer kan bli for lav. *Infant industry*-argumentet begrunner produksjons- eller skjermingsstøtte til bedrifter i oppstartingsfasen med at det er etableringshindringer i markedene som må overvinnes før sektoren oppnår et langsiktig, levedyktig produktivitetsnivå eller sågar en egendynamikk i produktiviteten. Dette kan skyldes læringseksternaliteter eller informasjonsbarrierer hos konsumenter eller i kredittmarkedet (Grossmann og Horn, 1988; Flam og Staiger, 1991).

Den såkalte nye handelsteorien som blomstret på 1990-tallet, viste at skjermingsstøtte kan være effektiv politikk for landet, dersom dets konkurranseutsatte bedrifter deltar i strategiske, oligopolistiske spill med andre lands bedrifter (Brander og Spencer, 1985). For et lite land som Norge er dette sjelden tilfellet, men det kan være relevant innenfor snevre eller umodne markeder hvor norske bedrifter deltar. Monopolistisk konkurranse og stordriftsfordeler kan også gi argumenter for å støtte egen konkurranseutsatt virksomhet, ved at beskyttelse kan øke tilfanget av varianter i hjemmemarkedene, eller gi bedre utnyttelse av stordriftsfordeler. Litteraturen har påvist at selv om proteksjonisme kan øke effektiviteten i økonomien under spesielle omstendigheter, så er dette ikke generelle resultater (Hertel, 1994). I tilfeller hvor næringspolitikk overfor konkurranseutsatte sektorer har en begrunnelse i mer effektiv utnyttelse av landets ressurser, vil de mest effektive instrumentene være direkte næringsstøtte eller handelsinngrep. Siden strategisk politikk vanligvis gir et dårligere utkomme for konkurrentene og verden som helhet, er slike instrumenter strengt regulert innenfor WTO-systemet og i EØS-samarbeidet. Dersom landet skal oppnå slike vridninger, er det få virkemidler igjen. Ulike former for FoU-støtte kan være tilgjengelige nest-beste instrumenter for strategisk næringspolitikk.

Innenfor en numerisk strategisk handelsmodell med et lite land (Norge) og et stort (EU) finner Greaker og Rosendahl (2009) blant annet at støtte til norsk teknologiutvikling vil kunne ha en liten, men positiv effekt på markedsandelen til norsk teknologiproduksjon. Denne effekten øker også med strengere norsk CO₂-politikk, dvs. CO₂-politikk er komplementær med teknologiutviklingsstøtte, selv om unilateral CO₂-politikk får svært lite å si. Å bare stramme til den norske CO₂-politikken uten samtidig utviklingsstøtte, vil imidlertid ikke ha noen handelsstrategisk velferdseffekt. I et internasjonalt marked for klimateknologier vil en slik politikk virke like stimulerende på de utenlandske konkurrentene.

4.2.4 Teknologipolitikk som virkemiddel overfor andre målsettinger (kategori IV)

Denne gruppen av argumenter er basert på at myndigheter vil ha en rekke andre mål enn innenlandsk effektivitet på sin agenda. Noen er klart teknologiske. For eksempel vil enkelte lands mål innenfor militær opprustning, romfart og lignende nødvendigvis innebære storstilt satsing på teknologi. Også i mindre land som Norge er det aktuelt med teknologiske målsettinger som ikke nødvendigvis faller sammen med optimale nivåer i den forstand vi hittil har sett på, dvs. de nivåene som sikrer samfunnsøkonomisk effektivitet i snever forstand. Eksempler er politisk erklærte måltall for utvikling eller bruk av teknologi. I Stortingsmelding 20 (2004-2005) "Vilje til forskning" uttrykker den norske regjering konkrete mål om FoU-intensiteten både nasjonalt og i næringslivet. Stortingsmelding 30 (2008-2009) "Klima for forskning" spesifiserer nærmere hvilke områder forskningspolitikken skal rette seg mot. Nylig har EU vedtatt det såkalte *fornybardirektivet*. Norske myndigheter vil om ikke lenge inn i forhandlinger om hvordan vi kan og vil knytte oss til et slikt direktiv. Fornybardirektivet setter klare nasjonale og overnasjonale måltall for andeler fornybar energi i forbruk og produksjon. Et ytterligere eksempel vil være dersom landet setter egne mål om spredning av utslippsvennlige teknologier til utviklingsland. Alle disse nasjonale målsettingene er knyttet til teknologiutvikling og -spredning og vil mest effektivt kunne møtes med teknologiske virkemidler.

Selv når målsettingene ikke er klart teknologiske, kan teknologipolitikk være et aktuelt virkemiddel for å bidra til oppnåelse, dersom de mest målrettede virkemidlene av ulike årsaker ikke er praktisk gjennomførbare. Ett eksempel er når en har satt seg innenlandske mål om klimautslippsreduksjoner. Dersom uniform utslippsprising ikke er et tilgjengelig virkemiddel, eller dersom det i praksis er mange uunngåelige markedsimperfeksjoner og priskiler i økonomien, er det ikke opplagt hva som er best mulig politikk og i hvilken grad myndighetene bør ty til teknologiincentiver. Dette tilsvare resonnementene i avsnitt 4.1.2 og 4.2.3.1 hvor nest-best teknologipolitikk i henholdsvis en global og en nasjonal kontekst diskuteres. I en CGE-analyse ser Otto mfl. (2008) på ulike pakker av nasjonale nest-best systemer bestående av CO₂-avgifter, FoU-støtte og implementeringsstøtte til ny teknologi. De finner at en kombinasjon av differensiert CO₂-avgift, og differensiert FoU- og implementeringsstøtte gir høyest velferd. Det er imidlertid en svakhet med analysen at reformene ikke er sammenliknbare mht. offentlige provenyeffekter. De velferdsmessige konklusjonene fra analysen er derfor ikke nødvendigvis gyldige, noe som gjør det vanskelig å konkludere om hvorvidt teknologipolitikk er et egnet virkemiddel hvis det er mangelfull nasjonal prising av klimagassutslipp.

Myndighetene kan sette seg mer detaljerte mål om utslippsreduksjoner for eksempel innenfor enkeltsektorer, enkeltkommuner eller lignende. Mest effektivt nås slike mål i regelen med uniform utslippspris innenfor den enheten man har mål om. Men som for landet (eller verden) som helhet, vil mangel eller utilstrekkelig bruk av slik prising i noe grad kunne kompenseres med politikk rettet mot teknologiutvikling og -spredning.

Den norsk klimapolitikken og virkemidlene som nyttes har ikke bare nasjonale målsettinger. Det blir for snevert å ikke ta hensyn til hvordan virkemidlene påvirker globale utslipp. En nasjonal prising av utslipp i konkurranseutsatte sektorer kan for eksempel føre til utslippslekkasjer til utlandet gjennom handel eller flytting av bedrifter. Det mest direkte virkemidlet mot utslippslekkasjer vil være ulike former for handelsreguleringer, men slike inngrep er gjenstand for streng internasjonal lovgivning. Et annet alternativ kan være å subsidiere teknologiomlegginger i disse næringene. Studier viser at potensialet for utslippslekkasjer som følge av innenlandske utslippspriser er små for Norges vedkommende. Effektene varierer imidlertid med næringer, og kraftkrevende industri i Norge er mer utsatt enn andre; Bruvoll og Fæhn (2006).

Samspeillet mellom nasjonale og globale måloppnåelser er komplisert. Alle utspill fra enkeltland tjener som signaler inn i forhandlingsprosessene som pågår. Alle utspill, nasjonale vedtak og tiltak kan påvirke disse prosessene og dermed sjansen til å oppnå egne, globale ambisjoner. I debatten er myndighetenes teknologisatsing også vurdert i et slik lys. Unilaterale reduksjoner av utslipp og målsettinger om fremtidige reduksjoner i et land kan svekke motivasjonen for internasjonale forpliktende avtaler. Dersom ett eller flere land reduserer sine utslipp i forkant av internasjonale forhandlinger, vil andre land ha reduserte insentiver til å redusere sine utslipp. Dermed kan forhandlingene resultere i lavere utslippsreduksjoner (Hoel, 1991). Lignende argumenter vil gjelde for unilateral teknologisatsing. Buchholz og Konrad (1994) argumenterer for at det ikke vil være en god strategi for innflytelsesrike forhandlingspartnere å investere i internasjonal spredning av klimateknologier før en går inn i forhandlinger om internasjonale, forpliktende avtaler. Grunnen er at det reduserer kostnadene forbundet med videre utslippsreduksjoner, slik at andre land vil forvente relativt store utslippsreduksjoner som landets mest troverdige strategi. Dermed vil de andre landene redusere utslippene mindre. Ut fra samme argumentasjon finner Stranlund (1994) at det kan lønne seg for land med avanserte klimateknologier å dele disse med andre land. Når andre land får reduserte kostnader med å redusere utslipp, vil disse landene ha svakere argumenter for å redusere sine utslipp lite. Greaker og Hagem (2009) ser på offentlig støtte til teknologiutvikling fremfor teknologiimplementering. Dersom teknologien kan overføres til andre land, vil det kunne redusere andre lands kostnader forbundet med reduksjoner av utslipp. Dermed vil det være mulighet for at andre land godtar større utslippsrestriksjoner i senere forhandlinger. Videre argumenterer Barrett (2003) for at subsidiert teknologisamarbeid mellom noen land vil kunne ha nettverkseksternaliteter eller styrke kunnskapseksternalitetene dem i mellom. Dersom disse blir sterke og synlige nok, kan det stimulere til at flere land deltar og tar på seg forpliktelser. Om teknologipolitikk i enkelte regioner vil kunne bidra til å motivere verdenssamfunnet til tiltak og forpliktende avtaler er altså et åpent spørsmål i den internasjonale litteraturen, og det vil generelt avhenge av utformingen av politikken. For små land som Norge vil effektene på forhandlingssituasjonen imidlertid være små.

Fordelingsmål kan ligge mer eller mindre eksplisitt til grunn for offentlige tiltak for utslippsreducerende teknologiendringer. Fra et fordelings synspunkt kan støttepolitikk fremstå som gunstig, dersom det er ønske om å opprettholde aktiviteten i enkelte sektorer eller regioner. I avveiningen mellom effektivitets- og fordelingsmål kan teknologistøtte fremstå som et kompromiss. Det vil kunne bidra til utslippsreduksjoner, samtidig som en kan nå fordelingspolitiske mål om å stimulere deler av aktiviteten i sektoren/regionen. Den beste politikken er å nytte direkte virkemidler overfor så vel effektivitetsmålet (utslippsreduksjoner) og fordelingsmålet (støtte til aktiviteten). Det første nås best gjennom (internasjonal) utslippsprising, det andre gjennom direkte støtte til produksjon, bosetting el. Imidlertid er politikk rettet mot nærings- og distriktsfordeling forholdsvis strengt regulert av internasjonale handelsavtaler. FoU-politikk er ett lovlig virkemiddel, men ikke det eneste myndighetene kan bruke for oppnå den fordelingen myndighetene ønsker. Investeringer i infrastruktur, distriktslokalisering av offentlig virksomhet og bosettingstiltak er andre nærliggende eksempler.

5 Konklusjoner og avsluttende merknader

I klimapolitikken, som i all annen politikk, bør myndighetene bruke de mest effektive virkemidlene for å oppnå målsettingene. Ideelt sett skal det benyttes et virkemiddel for hvert mål. Hovedmålet med klimapolitikken er å redusere utslippene av klimagasser. Det mest effektive virkemiddelet for å nå målet om reduserte utslipp er å sette en pris på utslippene av klimagasser, i form av en avgift eller en kvotepris. Utslipp av klimagasser skaper et globalt miljøproblem, og ideelt sett bør utslippene reguleres av internasjonale avtaler som innebærer prising av utslipp internasjonalt. Hvis det foreligger målsettinger om ytterligere innenlandske utslippsrestriksjoner, vil den beste politikken være å pålegge alle nasjonale utslippskilder for klimagasser en lik pris på utslipp tilsvarende det nivået som skal til for å nå målsettingen om innenlandske utslippsreduksjoner. En pris på utslipp vil stimulere etterspørselen etter mer utslippsvennlige teknologier og bidra til teknologiutvikling på feltet.

I hvilken grad det skal innføres egne virkemidler for å stimulere til utvikling og spredning av klimateknologier, avhenger av om det er markedsimperfeksjoner i markedene for slike teknologier som fører til at det blir produsert for lite av slike teknologier i forhold til det som er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Når det gjelder teknologiutvikling er det forholdsvis bred enighet i litteraturen om at markedsimperfeksjoner fører til at den samfunnsøkonomiske avkastningen av slike investeringer er høyere enn den privatøkonomiske avkastningen. Et eksempel på slike imperfeksjoner kan være positive kunnskapsspillover i teknologiutviklingen, som taler for å subsidiere FoU og innovasjon.

Det offentlige skal støtte teknologiutvikling etter størrelsen på eksternalitetene. Dette behøver ikke sammenfalle med "vinnerne", i betydningen prosjekter som med størst mulig sannsynlighet får forretningsmessig suksess. Dette vil derimot være næringslivets utvalgs kriterium for prosjekter. Det er vanskelig å tallfeste FoU-eksternaliteter og dermed riktig nivå på subsidien. Det finnes ingen studier som viser at gapet mellom privatøkonomisk og samfunnsøkonomisk avkastning er større eller mindre for investeringer i klimateknologi enn for investeringer i andre typer teknologier. Støtte til utvikling av klimateknologi skal derfor utformes tilsvarende

som støtte til andre typer teknologiutvikling. Det skal ikke differensieres mellom ulike teknologier, med mindre det er klart at eksternalitetene er ulike. Mangel på detaljert informasjon om størrelsen på slike effektivitetsskiler gjør at vi anbefaler uniforme støttesatser for all FoU, klimarelevant som annen. Skattefunn-ordningen er en slik ordning. Den behandler all FoU-innsats under en visst beløp likt. Begrunnelsen for et tak er at jo større FoU-virksomheten i et foretak er, jo mer av kunnskapsspilloveren vil være internalisert, dvs. falle på egen FoU.

Det kan også være effektivitetsargumenter for å stimulere til teknologispredning. Et eksempel på dette er når det er eksterne læringseffekter av at teknologien spres. Et annet eksempel er ved nettverkseksternaliteter. Det er imidlertid viktig å påpeke at imperfeksjoner i spredningsmarkedene gjerne er teknologispesifikke og at vi ofte har mer informasjon om dem siden teknologiene allerede er kjente. Det er også vanlig at imperfeksjonene vil avta etter hvert som teknologiene tas i bruk. Støtte til spredning av teknologier bør i så fall fases ut i takt med at markedsimperfeksjonene reduseres. Investeringer i evne til å absorbere kunnskap fra utlandet kan også være verdt å støtte, dersom gevinstene også kommer andre innenlandske aktører til gode enn dem som investerer i absorpsjonskapasiteten (i form av handel, FoU, høyt utdannet arbeidskraft eller annet).

Det er stor grad av avhengighet mellom utslippspris og teknologieksternaliteter, og dermed komplementaritet mellom utslippspolitik og politikk rettet mot utvikling av klimateknologi. Støtte til utvikling av klimateknologi blir samfunnsøkonomisk mer lønnsomt jo høyere prisen på utslipp er.

Prisen på utslipp kan brukes som et virkemiddel for å oppnå teknologiutvikling hvis ikke det er mulig å implementere direkte støtte til teknologiutviklingen. Generelt skal utslippsprisen da være høyere enn det optimale nivået for utslippsrestriksjonen. På nasjonalt nivå vil det imidlertid være flere virkemidler tilgjengelige for å støtte teknologiutvikling og mindre behov for prising av klimagassutslipp som et nest-beste instrument for å nå teknologimålsettinger.

Prisen på klimagassutslipp er ikke lik mellom ulike utslippskilder verken i internasjonale systemer eller i det norske avgiftssystemet i dag. Dersom Norge setter seg innenlandske utslippsmål, bør det tilstrebes å gjøre utslippsprisen lik i alle sektorer/regioner. Det finnes svært lite forskning på hvor mye det vil koste å heller bruke teknologiutviklingsstøtte eller teknologiimplementeringsstøtte som substitutt for å uniformere utslippsprisen.

Ved vurderinger av virkemidler bør også skattefinansieringskostnaden ved subsidieordninger og andre støtteordninger vurderes. Det offentlige får i det vesentlige sine inntekter fra vridende skatter og avgifter som gir et samfunnsøkonomisk effektivitetstap, bortsett fra i de tilfellene hvor skattene og avgiftene korrigerer for negative eksternaliteter og markedsimperfeksjoner. Direkte støtte og subsidier kan altså gi et samfunnsøkonomisk effektivitetstap ved måten de er finansiert på.

Referanser

- Aghion, P. and P. Howitt (1992): A model of economic growth through creative destruction, *Econometrica* 60, 323-351.
- Alvarez R. and R. Lopez (2006): Is Exporting a Source of Productivity Spillovers, *Working papers Center for Applied Economics and Policy Research Indiana* 2006/012.
- Baker, E. and E. Shittu (2008): Uncertainty and endogenous technical change in climate policy models, *Energy Economics* 30, 2817-2828.
- Baldwin, J., and W. Gu (2003): Export market participation and productivity performance in Canadian manufacturing. *Canadian Journal of Economics*, 36, 634–657.
- Barrett, S. (2003): *Environment & Statecraft. The Strategy of Environmental Treaty-Making*. Oxford University Press.
- Bernard, A. B. and J. B. Jensen (2004): Why some firms export, *The Review of Economics and Statistics*, 86/2, 561-569.
- Brander, J. and B. Spencer (1985): Export subsidies and international market share rivalry, *Journal of International Economics* 18, 83-100.
- Bruvoll, A. and T. Fæhn (2006): [Transboundary effects of environmental policy: Markets and emission leakages](#), *Ecological Economics* 59/4, 499-510.
- Buchholz, W. and K. A. Konrad (1994): Global Environmental Problems and the Strategic Choice of Technology. *Journal of Economics* 60: 299-321.
- Buchner, B. and C. Carraro (2005): Economic and environmental effectiveness of a technology-based climate protocol, *Climate Policy* 4, 229–248.
- Bye, B., T. Fæhn, and L. A. Grünfeld (2008): [Growth policy in a small, open economy. Domestic innovation and learning from abroad](#), *Discussion Papers 572*, Statistics Norway.
- Bye, B. and K. Jacobsen (2009): On general versus emission saving R&D support, *Discussion Paper 584*, Statistics Norway.
- Coe, D.T. and E. Helpman (1995): International R&D spillovers, *European Economic Review*, 39, 859–887.
- Cohen, W. M. and D. A. Levinthal (1989): Innovation and learning: The two faces of R&D, *Economic Journal* 99 (September), 569-596.
- Damijan, J.P., S. Polanec and J. Prasnikar (2004): Self-selection, export market heterogeneity and productivity improvements: Firm-level evidence from Slovenia, LICOS Discussion Papers 148/2004, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.

Delgado, M., Farinas, J., and Ruano, S. (2002). Firm productivity and export markets: A non-parametric approach. *Journal of International Economics*, 57, 392–422.

Diao X, Roe T, and Yeldan E. (1999): Strategic policies and growth: An applied model of R&D-driven endogenous growth. *Journal of Development Economics* 60, 343-380.

Diao, X., J. Rattsø and H.E. Stokke (2006): Learning by exporting and structural change: A Ramsey growth model of Thailand, *Journal of Policy Modeling* 28, 293-306.

Dixit, A. og J. E. Stiglitz (1977): Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity. *American Economic Review* 67, 297-308.

Fischer, C. and R. Newell (2008): Environmental and technology policies for climate mitigation, *Journal of Environmental Economics and Management* 55, 142-162.

Flam, H. and R.W. Staiger (1991): Adverse Selection in Credit Markets and Infant Industry Protection, *International trade and trade policy*, 96-117, Cambridge and London, MIT Press.

Frederick, S., G. Loewenstein and T. Donoghue. (2002): Time discounting and Time Preference: A Critical review, *Journal of Economic Literature* 40, 351-401.

Gerlagh, R., Kverndokk, S., and Rosendahl, K.E. (2008): Linking Environmental and Innovation Policy, *FEEM Working Papers* 211, FEEM.

Gerlagh, R. (2008): A climate-change policy induced shift from innovations in carbon-energy production to carbon-energy savings, *Energy Economics* 30, 425-448.

Golombek, R. and Hoel, M. (2006): Second-best climate agreements and technology policy, *Advances in Economic Analysis & Policy* 3 (1) (Article 1).

Golombek, R. and M. Hoel (2008): Endogenous technology and tradable emission quotas, *Resource and Energy Economics* 30, 197–208.

Goulder, L.H. and Schneider, S.H. (1999): Induced technological change and the attractiveness of CO₂ abatement policies, *Resource and Energy Economics* 21, 211–253.

Goulder, L.H. and Mathai, K. (2000): Optimal CO₂ Abatement in the Presence of Induced Technological Change, *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 1–38.

Greaker, M. and Hagem, C. (2009): Strategic investment in climate friendly technologies: Home or abroad? Work in progress.

Greaker, M. and T.R. Heggedal (2007): Lock-in and the transition to hydrogen cars: When should governments intervene?, *Discussion Paper 516*, Statistics Norway

- Greaker, M. and Rosendahl, K.E. (2009): Strategic Climate Policy in Small, Open Economies, Discussion Paper 448, Statistics Norway. Forthcoming in *Journal of Environmental Economics and Management*
- Griffith R, Redding S, and van Reenen J. (2004): Mapping the two faces of R&D: productivity growth in a panel of OECD industries, *The Review of Economics and Statistics* 86, 883-895.
- Griliches, Z. (1995): R&D and Productivity: Econometric Results and Measurement Issues. In P. Stoneman (ed.): *Handbook of the Economics of Innovation and Technical Change*, Blackwell, Oxford.
- Grossman, G.M. and H. Horn (1988): Infant-Industry Protection Reconsidered: The Case of Informational Barriers to Entry, *Quarterly Journal of Economics*, 103/4, 767-87.
- Grubler, A. and S. Messner (1998): Technological Change and the Timing of Mitigation Measures *Energy Economics* 20(5-6), 495-512.
- Hart, R. (2008): The timing of taxes on CO₂ emissions when technological change is endogenous, *Journal of Environmental Economics and Management*, 55, 194–212.
- Heggedal, T.R. (2008): On R&D and the undersupply of emerging versus mature technologies, *Discussion Papers 571*, Statistics Norway.
- Heggedal, T.R. and Jacobsen, K. (2008): Timing of innovation policies when carbon emissions are restricted: An applied general equilibrium analysis, *Discussion Paper 536*, Statistics Norway.
- Hertel, TW. (1994): The 'procompetitive' effects of trade policy reform in a small, open economy. *Journal of International Economics* 36, 391-41.
- Hoel, M. (1991): Global environmental problems: The effects of unilateral actions taken by one country. *Journal of Environmental Economics and Management* 20, 55-70.
- Institutt for Energiteknikk (IFE) (2006): Reduserte klimagassutslipp 2050: teknologiske kiler – innspill til Lavutslippstrategi, IFE/KR/E – 2006/002.
- International Energy Agency (2008): *World Energy Outlook 2008*, IEA, Paris.
- Jaffe, A.B., Newell, R.G. and Stavins, R.N. (2002): Environmental Policy and Technological Change, *Environmental and Resource Economics* 22, 41-69.
- Jaffe, A.B., Newell, R.G. and Stavins, R.N. (2005): A Tale of Two Market Failures: Technology and Environmental Policy, *Ecological Economics*, 54, 164–174.
- Jones, C. I. and J.C. Williams (1998): Measuring the social returns to R&D, *Quarterly Journal of Economics* 113, 1119-1135.

Jones, C. I. and J.C. Williams (2000): Too Much of a Good Thing? The Economics of Investment in R&D, *Journal of Economic Growth* 5, 65-85.

Keller W. (2004): International Technology Diffusion, *Journal of Economic Literature* XLII, 752-782.

Katz, M.L. and Shapiro, C. (1986): Technology Adoption in the Presence of Network Externalities, *Journal of Political Economy* 94, 822-841.

Kallbekken, S. (2008): Pigouvian tax schemes: feasibility versus efficiency. PhD thesis, University of Oslo, Department of Economics.

Kverndokk, S. and Rosendahl, K.E. (2007): Climate policies and learning by doing: Impacts and timing of technology subsidies, *Resource and Energy Economics*, 29, 58–82.

Löschel, A. (2002): Technological Change in Economic Models of Environmental Policy: A Survey, *Ecological Economics* 43, 105–126

Nordhaus, W.D. (2002): Modeling induced innovation in climate-change policy, in *Technological Change and the Environment*, Narkicnovic, N. Grubler, A. and Nordhaus, W.D. (Eds.), Washington, Resources for the Future.

Norges offentlige utredninger (2000): Ny giv for nyskaping: Vurdering av tiltak for økt FoU i næringslivet, NOU 2000:7.

Norges offentlige utredninger (2002): Gassteknologi, miljø og verdiskapning, NOU 2002:7.

Norges offentlige utredninger (2004): Hydrogen som fremtidens energibærer, NOU 2004:11.

Norges offentlige utredninger (2006): Et klimavennlig Norge, NOU 2006:18, Det kongelige finansdepartement.

Norges offentlige utredninger (2007): En vurdering av særavgiftene; NOU 2007: 8, Det kongelige miljøverndepartement.

OECD (2002): Frascati Manual: The Measurement of Scientific and Technological Activities; Proposed Standard Practice for Surveys on Research and Experimental Development; OECD Publishing.

OECD (2005): Oslo Manual: The Measurement of Scientific and Technological Activities: Guidelines for Collecting and Interpreting Innovation Data, 3rd edition, OECD, EUROSTAT; OECD Publishing.

Otto, V.M., Löschel, A. and Reilly, J. (2008): Directed technical change and differentiation of climate policy, *Energy Economics* 30, 2855-2878.

Popp, D. (2004): ENTICE: endogenous technological change in the DICE model of global warming, *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 742-768.

Popp, D. (2006): R&D Subsidies and Climate Policy: Is There a 'Free Lunch'? *Climatic Change*, 77, 311-341.

Pottelsberghe, B. van and F. Lichtenberg (2001): [Does Foreign Direct Investment Transfer Technology Across Borders?](#), *The Review of Economics and Statistics*, 83(3), 490-497.

Rasmussen, T. (2001): CO₂ abatement policy with learning by doing in renewable energy, *Resource and Energy Economics* 23, 297-325.

Romer, P. (1990): Endogenous Technological Change, *Journal of Political Economy* 94, 1002-1037.

Rosendahl, K.E. (2004): Cost-effective environmental policy: implications of induced technological change, *Journal of Environmental Economics and Management*, 48, 1099-1121.

Russo B. (2004): A cost-benefit analysis of R&D tax incentives. *Canadian Journal of Economics* 37, 313-335.

Saunders, H.D. (2000). A view from the macro side: rebound, backfire and Khazzoom-Brookes. *Energy Policy* 28, 439-449.

Schneider, S.H. and Goulder, L.H. (1997): Achieving low-cost emissions targets, *Nature*, 389, 13-14.

Schumpeter, J. (1942): *Capitalism, Socialism and Democracy*, Harper, New York.

Statens forurensningstilsyn (SFT) (2007): Reduksjon av klimagassutslipp i Norge. En tiltaksanalyse for 2010 og 2020, TA-2121.

Stern, N. (2006): *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Stranlund, J. K. (1996): On the Strategic Potential of Technological Aid in International Environmental Relations. *Journal of Economics* 64, 1-22.

Stortingsmelding nr. 20 (2004-2005): *Vilje til forskning*, Det kongelige forsknings- og utdanningsdepartement.

Stortingsmelding nr. 30 (2008-2008): *Klima for forskning*, Det kongelige forsknings- og utdanningsdepartement.