

concept

Kåre P. Hagen og Gro Holst Volden (red.)

Investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser

En antologi med bidrag fra 16 forskere

Concept rapport nr 48

 **NTNU**
Kunnskap for en bedre verden



tf
p
e
c
n
o
c

Kåre P. Hagen og Gro Holst Volden (red.)

Investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser

En antologi med bidrag fra 16 forskere

Concept rapport nr 48

Concept-rapport nr. 48

Investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser

En antologi med bidrag fra 16 forskere

Kåre P. Hagen og Gro Holst Volden (red.)

ISSN: 0803-9763 (papirversjon)

ISSN: 0804-5585 (nettversjon)

ISBN: 978-82-93253-51-8 (papirversjon)

ISBN: 978-82-93253-52-5 (nettversjon)

RETTIGHETSHAVER

© Forskningsprogrammet Concept

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

SAMMENDRAG: Denne rapporten er en antologi med 13 kapitler som tar for seg ulike problemstillinger knyttet til analyse og vurdering av miljøkonsekvenser av offentlige investeringsprosjekter. Rapporten presenterer og diskuterer metodiske tilnæringer, herunder alternativer til den tradisjonelle nytte-kostnadsanalysen, og gir eksempler fra ulike sektorer. Bidragsyterne er blant Norges fremste eksperter innen miljø- og prosjektanalyse.

DATO: 13. juni 2016

UTGIVER:

Ex ante akademisk forlag

Concept-programmet

Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet

7491 NTNU – Trondheim

www.ntnu.no/concept

Ansvar for informasjonen i rapportene som produseres på oppdrag fra Concept-programmet ligger hos oppdragstaker. Synspunkter og konklusjoner står for forfatterens regning og er ikke nødvendigvis sammenfallende med Concept-programmets syn. Concept-rapportserie er godkjent som vitenskapelig publiseringskanal på Nivå 1. Alle bidrag kvalitetssikres av uavhengige fagfeller.

Concept-rapportserien

Forskningsprogrammet Concept er forankret ved NTNU og arbeider med forskning knyttet til utviklingen og kvalitetssikringen av store investeringsprosjekter i Norge. Dette er tverrfaglig forskning innenfor fagområdene prosjektledelse, offentlig finansiering, statsvitenskap, samfunnsøkonomisk analyse og evaluering. Rapportserien presenterer forskningsresultater på programmets fagområder og er godkjent som vitenskapelig publiseringskanal på nivå 1. Målgruppen omfatter primært forskere på respektive fagområder og fagpersoner i offentlig forvaltning og utredningsmiljøer.

Redaksjon

Knut Samset, professor, NTNU, redaktør
Gro Holst Volden, forskningssjef Concept, NTNU
Morten Welde, forsker, NTNU

Redaksjonsråd

Tom Christensen, professor Universitetet i Oslo
Petter Næss, professor, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Nils Olsson, professor, NTNU
Ingeborg Rasmussen, daglig leder, Vista Analyse
Jørn Rattsø, professor, NTNU
Tore Sager, professor, NTNU
Arvid Strand, forsker 1, Transportøkonomisk institutt
Heidi Ulstein, partner, Menon Business Economics
Vibeke Binz Vallevik, gruppeleder, DnV
Bjørn Otto Elvenes, førsteamanuensis, NTNU

Investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser

Redaksjon

Kåre P. Hagen, Professor emeritus ved Norges handelshøyskole

Gro Holst Volden, forskningssjef for Concept-programmet ved NTNU

Forfattere

Inger Andresen, Professor ved NTNU

Iulie Aslaksen, Forsker I ved Statistisk sentralbyrå

Brita Bye, Forsker I ved Statistisk sentralbyrå

Snorre Kverndokk, Seniorforsker ved Frischsenteret

Jostein Lillestøl, Professor emeritus ved Norges handelshøyskole

Kristin Magnussen, Partner, miljø- og samfunnsøkonom i Vista Analyse AS

Ståle Navrud, Professor ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Liv Osland, Professor ved Høgskolen Stord/Haugesund

Knut Einar Rosendahl, Professor ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Igor Sartori, Seniorforsker i SINTEF Byggforsk

Steinar Strøm, Professor ved Universitetet i Torino og Styreleder for Vista Analyse AS

Aud Tennøy, Forskningsleder ved Transportøkonomisk institutt

Harald Thune-Larsen, Forskningsleder ved Transportøkonomisk institutt

Fred Wenstøp, Professor emeritus ved Handelshøyskolen BI

Forord

Store investeringsprosjekter kan påvirke natur og miljø på ulike måter, negativt eller positivt. Det er viktig å identifisere og vurderes slike virkninger før prosjektet besluttet og iverksettes. Dette skjer ikke alltid, i noen tilfeller undervurderes eller ignoreres miljøkonsekvensene. Det kan også være vanskelig å forutsi hvordan menneskelig aktivitet påvirker naturen, enn si å kvantifisere og eventuelt prissette virkningene.

Concept-programmet har drøftet miljøspørsmål i tilknytning til investeringsprosjekter i tidligere rapporter, det gjelder nr. 22 om miljø og samfunnsøkonomisk lønnsomhet, nr. 24 om markedsorienterte styringsmetoder i miljøpolitikken, nr. 27 om diskonteringsrenten på lang sikt, nr. 29 om investerings levedyktighet, nr. 37 om bruk av karbonpriser og nr. 38 om håndteringen av ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomisk analyse. I denne antologien har vi samlet flere bidrag om temaet investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser, for å vise noe av bredden i dette fagfeltet, dets ulike metoder og anbefalinger, og med eksempler fra flere sektorer.

Redaktører for antologien er professor emeritus ved Norges handelshøyskole Kåre P. Hagen og forskningssjef for Concept-programmet ved NTNU, Gro Holst Volden. I tillegg bidrar 14 av landets fremste eksperter på miljø- og prosjektanalyse med kapitler. Boken utgis i Concepts rapportserie som er godkjent av Universitets- og høyskolerådet som vitenskapelig publiseringskanal. Alle bidragene har derfor gjennomgått ekstern fagfelleevaluering. Vi håper den vil bli til nytte og takker forfatterne for innsatsen!

Trondheim, 13. juni 2016

Knut Samset

Programansvarlig, Concept-programmet, NTNU Trondheim

Innhold

Kåre P. Hagen og Gro Holst Volden: Innledning og oversikt over boken.....	5
DEL 1 VERDSETTING AV MILJØ SOM FELLESGODE	25
1 Ståle Navrud: Miljøverdsetting. Verdsettingsmetoder og verdioverføring.....	26
2 Liv Osland: Verdsetting av lokale miljøgoder ved bruk av hedoniske priser	55
3 Kristin Magnussen: Verdsetting av naturkapital og økosystemtjenester	71
4 Brita Bye: Samfunnsøkonomiske kostnader fra utslipp av klimagasser.....	87
DEL 2 HÅNDTERING AV MILJØPROBLEMER PÅ NOEN UTVALGTE OMRÅDER.....	99
5 Snorre Kverndokk: Økonomiske virkemidler i miljøpolitikken.....	100
6 Harald Thune-Larsen: Klimaproblemer og bærekraftig transport ..	114
7 Aud Tennøy: Forholdet mellom klimamål og praktisk politikk i byområdene.....	132
8 Knut Einar Rosendahl: Miljøgevinster av å subsidiere fornybar energiteknologi.....	147
9 Igor Sartori og Inger Andresen: Klimaeffekten av bygninger	160
10 Jostein Lillestøl: Risiko, sårbarhet og beredskap ved oljeutslipp	174
11 Steinar Strøm: Kraftlinjer i Hardanger	195
DEL 3 VELFERDSMESSIGE TILNÆRMINGER TIL MILJØPROBLEMENE	207
12 Fred Wenstøp: Flermålsanalyse som alternativ til nyttekostnadsanalyse.....	208
13 Iulie Aslaksen: Anvendelse av føre-var-prinsippet i klimadebatten	224

Innledning og oversikt over boken

**Kåre P. Hagen, Norges handelshøyskole
Gro Holst Volden, NTNU**

Store investeringsprosjekter kan påvirke natur og miljø på ulike måter, på kort eller lang sikt. Alvorlighetsgrad, geografisk utstrekning og usikkerhet kan variere. Konsekvensene kan være negative i form av utslipp som reduserer vann- og luftkvaliteten, ødeleggelse av rekreasjonsområder, eller forringelse av det globale klimaet og biologisk mangfold. Men de kan også være positive, som når en investerer i bevaring eller oppbygging av de samme godene.

Denne boken handler om hvordan miljøkonsekvenser håndteres i prosjektanalyser. For å sikre effektiv ressursbruk gjennomføres samfunnsøkonomiske analyser. Her skal miljøkonsekvenser tas med på linje med andre konsekvenser, ideelt sett omregnet til pengeverdi. Det finnes ulike verdsettingsmetoder beregnet på miljø- og andre fellesgoder. I noen tilfeller kan disse gi en god håndtering av miljøkonsekvenser i analysen.

Noen forhold i naturen kan imidlertid være så kompliserte at vi med dagens kunnskap ikke forstår dem fullt ut. Det kan f.eks. gjelde prosesser i atmosfæren som påvirkes av menneskelig aktivitet. Det kan da ikke utelukkes at prosjekter som framstår som samfunnsøkonomisk lønnsomme på grunnlag av dagens kunnskapsnivå, likevel kan vise seg å være ulønnsomme på grunn av irreversible negative virkninger for naturmiljøet. I lys av vitenskapelig berettiget usikkerhet kombinert med risikoaversjon vil det da kunne være fornuftig å la slik tvil komme naturen til gode ved at beslutning om gjennomføring av prosjekter blir utsatt i påvente av mer eksakt kunnskap. Dette blir gjerne referert til som føre-var- prinsippet. I tillegg har samfunnsøkonomiske analyser også andre iboende utfordringer, for eksempel hvordan en bør ta hensyn til fordelingsvirkninger, ikke minst virkninger for senere generasjoner som «forsvinner» på grunn av diskontering.

Det finnes mye litteratur om miljøkonsekvenser, men anbefalingene er ikke entydige. Både forskere og praktikere har pekt på at dette er krevende

spørsmål. Denne boken presenterer noen viktige norske bidrag som til sammen gir et godt bilde av status i litteraturen. Bidragene er ikke avgrenset til det teoretiske, men viser også hvordan problemene håndteres i praksis.

Miljømessige konsekvenser av økonomisk virksomhet, og samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Noen begreper og prinsipper

Verdsetting av fellesgoder

Det er vanskelig å håndheve eksklusive eierrettigheter til miljøgoder som frisk luft, rent vann og fravær av støy. De vil følgelig være tilgjengelig for alle og blir derfor omtalt som fellesgoder. Tilsvarende gjelder internasjonalt for globale fellesgoder som klima og fiskeressurser i internasjonale farvann.

Problemet med å håndheve eksklusiv tilgang til mange miljøgoder gjør at de ikke kan allokere gjennom markeder. Derfor finnes det i utgangspunktet ikke markedspriser for hva slike goder er verdt, og hva degradering av kvaliteten til slike goder koster samfunnet. For noen typer fellesgoder er kostnaden hovedsakelig knyttet til etableringen av et tilbud, men er relativt uavhengig av hvor mange brukere som drar fordeler av tilbudet når det først foreligger. Eksempler på dette er farleder langs kysten og naturreservater.

Mangel på eksklusivt eierskap gjør at økonomiske virkninger av miljøinngrep ikke blir direkte priset i markedet og av den grunn heller ikke tatt hensyn til i private markedsbaserte lønnsomhetskalkyler. De blir derfor omtalt som eksterne virkninger. Indirekte kan de likevel i noen grad bli priset ved at de påvirker verdien av komplementære markedsgoder, som når verdien av en bolig blir negativt påvirket av støy og forurensning som følge av en veiutbygging.

Eksterne virkninger kan være både positive og negative, og det kan synes som de negative er de mest fremtredende i den aktuelle samfunnsdebatten. Men inngrep i naturen kan også ha positive eksterne virkninger, som for eksempel når vannregulering i forbindelse med kraftutbygging stabiliserer vannføringen i et vassdrag og dermed reduserer risikoen for flomskader nedstrøms.

Virkninger av økonomisk virksomhet

Ulike typer økonomisk virksomhet har virkninger for miljø og naturressurser. En vurdering av om virksomhet som fører til miljøskader er ønskelig, og

eventuelt skjer i samfunnsøkonomisk riktig omfang, forutsetter at de miljøressurser som forringes eller går tapt, kan måles og verdsettes og veies opp mot den nytteverdien som virksomheten for øvrig skaper for samfunnet. Personer som lider overlast eller tap må identifiseres, og de miljøforringelser som de er utsatt for, bør kvantifiseres i pengers verdi så langt det er forsvarlig. Hvis slik verdsetting ikke er praktisk mulig, må en basere seg på en kvalitativ vurdering av slike eksterne virkninger. Det foreligger en rikholdig litteratur om verdsettingsmetoder for miljøvirkninger som ikke blir gjenstand for prising i markedet.¹

Den økonomiske tilnærmingen til miljøproblemene er konsekvensorientert ved at miljøkostnadene avhenger av hvor mange som blir berørt og hvordan disse verdsetter miljøforringelsen. Men for noen vil miljø- og naturinngrep ha moralske og etiske overtoner slik at virkningene ikke lar seg beregne ved en enkel summering av gevinster og tap for dem som blir direkte berørt.²

Fri tilgang til knappe fellesressurser

Fri tilgang til knappe fellesressurser kan være vanskelig eller svært kostbart å forhindre. Det vil derfor som regel ikke være praktisk mulig å kreve en pris for bruk som dekker den kostnaden som bruken påfører andre potensielle brukere. Dette fører til overforbruk siden den samfunnsøkonomiske kostnaden ved den enkeltes bruk ikke bæres av brukeren alene, men utlignes på alle som blir negativt berørt.

Eksemplene på slike fellesressurser er mange, og problemene knyttet til gratis bruk blir mer synlig etter hvert som presset på slike ressurser vokser, bl.a. som følge av global befolkningsvekst. Et støyfritt lokalmiljø er et lokalt fellesgode for de som bor der, og verdien av dette vil i stor grad bli kapitalisert i de lokale eiendomsverdiene. Vedvarende bråk og støy vil i en slik sammenheng være et felles onde som fører til degradering av fellesgodet, og om det varer ved, vil de subjektive kostnadene nedfelles i reduserte eiendomspriser. Slik sett vil et velfungerende lokalt eiendomsmarked føre til at fellesgodet støyfritt bomiljø blir prissatt siden det er knyttet til markedsgodet fast eiendom.

¹ Jf kapittel 1 i denne antologien.

² Følgende sitat fra Schelling (1983) illustrerer dette synspunktet: "That there is no one to speak for a particular endangered species or for the Earth itself does not, for some people, imply that because nobody has a stake in the matter, there is no matter. An offense may be unpardonable independent of its consequences". T. Schelling, (ed), *Incentives for Environmental Protection*, MIT Press, 1983.

Globale virkninger

Atmosfæren er en global fellesressurs og dens tilstand er viktig for det globale klimaet. Atmosfærisk CO₂-konsentrasjon utover et visst nivå fører til kvalitativ degradering av denne ressursen. Siden alle land kan bli negativt berørt av konsentrasjonen av klimagasser i atmosfæren, kan dette anses som et globalt felles onde. De enkelte lands tap som følge av forvitringen av fellesgodet vil være forskjellig. Det globale tapet er summen av de kostnadene som de enkelte land i varierende grad blir påført. Det eksisterer imidlertid ikke noe marked der disse kostnadene blir internaliserte.

Et gjennomgående trekk ved mange miljøproblemer er at det er lite overlapp mellom dem som forårsaker miljøforringelser og de som bærer ulempene og kostnadene. Det gjelder både innenfor nasjonalstaten og mellom stater. Når det gjelder bidrag til det felles ondet økt CO₂ i atmosfæren, bæres skadekostnadene i varierende grad av alle, uavhengig av hvem som har forårsaket utslippene. Det forholdet at alle blir berørt - om enn i varierende grad - kan gjøre det enklere å komme til enighet om fellestiltak mot miljøskadelige CO₂ utslipp.

Former for eksterne miljøkostnader

Eksterne virkninger i form av miljøproblemer er negative. De viktigste negative virkningene kan grupperes i (1) forurensende utslipp, og (2) forbruk av fellesressurser

Forurensende utslipp

Eksemplene omfatter blant annet utslipp av CO₂, fosforholdige utslipp til vann, luftforurensning ved avgassing fra biler, bråk i støyfritt miljø, og kasting av søppel på offentlig sted. Forurensende utslipp kan ha ulike typer virkninger:

- Forurensninger som skyldes løpende utslipp eller gjennomstrømning av spillprodukter. Her vil forurensningsnivået på et gitt tidspunkt være uavhengig av tidligere utslipp. Et godt eksempel er støy. Når støykilden opphører, forsvinner også støyen.
- Forurensninger som skyldes opphopning av tidligere utslipp. Det mest aktuelle eksemplet her er utslipp av CO₂ til atmosfæren. Et annet eksempel er utslipp av fosfor til vann. I disse tilfellene kan utslippene ha virkninger langt frem i tid, og betydningen av en gitt utslippsmengde avhenger av mengden av tidligere utslipp.

- Lokaliseringen av utslippskilden kan også være av betydning. Det kan for eksempel gjelde for utslipp til et vassdrag der effekten av utslipp vil være avhengig av gjennomstrømningshastigheten på utslippsstedet.

Anslag for samfunnsøkonomiske kostnader forårsaket av forurensende utslipp avhenger av to forhold. For det første avhenger det av den eksakte sammenhengen mellom det aktuelle utslippet og tilstanden eller miljøet vedrørende den resipienten som utslippene skjer i. Videre avhenger det av hvor mange som er - eller blir - berørt av miljøforringelsen og deres betalingsvillighet for å unngå en forverret tilstand eller redusert miljøkvalitet.

Det første punktet avhenger i det vesentlige av naturgitte forhold. Det andre punktet avhenger både av folks atferd og deres preferanser. Det gjelder i første rekke dem som blir direkte berørt, men også potensielle brukere som ikke har tatt miljøressursen i bruk på grunn av den forringelsen som forurensningen representerer, som resulterer i reduserte ikke-bruks- verdier.

Forbruk av fellesressurser: Allmenningsproblemet

Fellesressurser er knappe ressurser som eies av befolkningen i fellesskap og som, i mangel på eksklusjonsmuligheter, alle vil ha fri tilgang til. Når fellesressurser er knappe, vil den enkeltes bruk redusere den nytte som andre får av den samme ressursen. Når fri tilgang til slike ressurser ikke kan forhindres, eller er svært kostbart å forhindre, vil det ikke være mulig eller svært kostbart å innkreve en pris for benyttelse av ressursen.

Samfunnsøkonomisk optimal bruk betinger at den enkelte bruker blir stilt overfor en pris som reflekterer det nyttetap eller kostnad som bruken påfører andre. Gratis bruk fører derfor til overforbruk som i verste fall kan true ressursens eksistens som et fellesgode. Dette går under betegnelsen allmenningsproblemet eller allmenningens tragedie.³ «Tragedien» består i at når hver enkelt bruker av ressursen handler til sitt eget beste, vil det i sum kunne belaste ressursen i den grad at det også fører til skade for en selv. En uregulert fiskebestand i internasjonale farvann kan som følge av overfiske desimeres i den grad at den kommer under kritisk masse for regenerering. Kostnaden ved dette bæres av alle forbrukere og fiskere i fellesskap.

³ Dette problemet ble først drøftet i Garret Harding: «The Tragedy of the Commons», *Science*, s1243-1248, 1968.

Allmenningsproblemet kan bare løses ved kollektive tiltak der alle samordner sin bruk av ressursen slik at samlet bruk blir holdt innenfor tålegrensen. Problemet med ukoordinert bruk er at alle potensielle brukere vil bruke ressursen så lenge som det gir positiv netto nytte for dem selv. I en uregulert likevekt vil da ressursen være fullt utnyttet slik at den gir null netto nytte for alle brukere og ikke lenger vil være til nytte for noen.

Allmenningsproblemet illustrerer mange ressursproblemer både lokalt og globalt. Aktuelle eksempler er vannmangel, overfiske på fiskebestander i internasjonale farvann og global oppvarming der individuelt rasjonelle beslutninger i sistnevnte tilfelle fører til konsekvenser som kan ha ødeleggende konsekvenser for verdensklimate som er en internasjonal fellesressurs. Forurensninger kan også betraktes som eksempler på allmenningsproblemet. Skadelige utslipp til luft, vann eller jord fører til en kvalitetsmessig forringelse av livsviktige fellesressurser. Det underliggende insentivproblemet er det samme. Enhver som forurenser, får en økonomisk fordel for eksempel i form av lave kostnader for å bli kvitt avfall. Ulempene fordeles over alle berørte aktører, og selv om virkningene for hver enkelt kan være moderate, kan summen av skadevirkningene være betydelig.

Et eksempel

Det underliggende problemet bak allmenningsproblemet er mangel på håndhevbare eierrettigheter til fellesressursen og følgelig ingen mulighet til adgangsbegrensning. Som et enkelt eksempel kan vi tenke oss at det er en fabrikk som foretar forurensende utslipp til et vassdrag som også benyttes av hytteeiere nedstrøms til rekreasjonsformål. Fabrikken sparer penger på å slippe ut avfallsstoffene urensset i vassdraget mens hytteeierne blir påført et nyttetap. For å gjøre det enkelt kan vi anta at det er bare disse to gruppene som har interesser i vassdraget. Om vi gjør det tankeeksperimentet at fabrikken i utgangspunktet har en eksklusiv eiendomsrett til vassdraget, kan den undersøke hvor mye hytteeierne er villige til å betale for å få fabrikken til å rense sine utslipp. Dersom denne samlede betalingsvilligheten er høyere enn den kostnaden som fabrikken pådrar seg, vil det lønne seg for fabrikken å innkassere betalingsvilligheten og rense sine utslipp. I motsatt fall ville den samfunnsøkonomiske kostnaden ved rensing vært høyere enn den totale nytten og rensing ville være samfunnsøkonomisk ulønnsom. Omvendt kunne vi tenke oss at det var hytteeierne som ble tilkjent eiendomsretten til vassdraget. De ville da kunne organisere seg og kreve en kompensasjon for det nyttetapet de lider på grunn av fabrikkens utslipp. Dersom fabrikken går med

på å betale kompensasjon i stedet for å rense, betyr det at rensekostnadene er høyere enn de skadelidtes tap, slik at begge parter tjener på avtalen.

Eierrettigheter og internalisering av eksterne virkninger

Vi ser at uansett hvem av partene som eier vassdraget, så vil de om forholdene ligger til rette for det, kunne forhandle seg frem til en løsning som begge parter vinner på. Men er det mange med avvikende interesser på den siden som påføres skade, kan det bli vanskeligere å koordinere interessene med hensyn til en forhandlingsløsning. Dette vil vanskeliggjøre forhandlingsprosessen mot en samfunnsøkonomisk effektiv løsning. I slike tilfelle kan myndighetene tre inn og forhandle på vegne av den gruppen der interessene er mest fraksjonerte. I det ovennevnte eksemplet vil det være hytteeierne i det området som berøres, og i mer omfattende tilfelle allmennhetens interesser.

Eksemplet viser at internalisering av eksterne virkninger som følge av kvalitativ degradering av miljø og naturressurser henger sammen med eierrettighetene til slike ressurser. Konsentrert eierskap og eksklusive rettigheter til slike ressurser er i mange tilfelle en nødvendig forutsetning for at markeder med profitt- eller nyttemotiverte aktører kan realisere samfunnsøkonomisk effektive løsninger. Om det er vanskelig eller kostbart å håndheve slike rettigheter, bør forvaltningen av ressursen til felleskapet beste være en myndighetsoppgave.

Tilsvarende betraktninger kan gjøres gjeldende for forvaltning av ressurser med grenseoverskridende negative eksterne virkninger mellom land. I de tilfelle at de land som blir berørt har sterkt avvikende interesser, bør trolig slike spørsmål håndteres på overnasjonalt nivå, som i praksis kan være FN-relaterte eller tilsvarende internasjonale fora.

Markedsbasert regulering versus skattlegging

I økonomisk sammenheng er eksterne virkninger et uttrykk for at det i en aktørs nytte eller kostnader inngår størrelser som direkte eller indirekte påvirkes av andre aktørers beslutninger og hvor denne påvirkningen går utenom markedssystemet. Innenfor miljøområdet betyr det at den enkelte forbruker ikke fritt kan bestemme omfanget og kvaliteten til de miljøgodene som en har nytte av. De blir i varierende grad påvirket eller bestemt av andre aktørers atferd. De som utøver støyende virksomhet, vil ofte gjøre det uten tanke for den ulempe andre påføres. Hvis myndighetene ikke kan gripe inn, må de som blir berørt ta støyen som en gitt negativ miljøfaktor bestemt av forhold

utenfor den enkeltes kontroll. Dersom noen ønsker seg mindre støyende omgivelser, vil de måtte flytte til et mindre støyfullt lokalmiljø. Foruten flyttekostnader kan det medføre ekstrakostnader i form av f.eks. lengre vei til skole og andre offentlige fasiliteter og eventuelle andre følger virkninger som kan tilbakeføres til den eksterne støykilden som initierte flyttingen. Når det gjelder eksterne virkninger som har negative virkninger for bomiljø, vil slike eksterne kostnader i noen grad reflekteres i reduserte eiendomsverdier slik at de materialiserer seg som økonomiske tap.

Det globale klimaproblemet

For verdenssamfunnet er atmosfæren en livsviktig fellesressurs. Konsentrasjon av drivhusgasser i atmosfæren fører til en forsterket drivhuseffekt og en økning i den globale gjennomsnittstemperaturen. Høyere temperaturer fører til forandringer i globale vindsystemer og nedbørsmønstre som igjen påvirker havnivå og fuktighet i jordsmonn i tørkeutsatte strøk. Her kan de eksterne virkningene i ekstreme tilfeller føre til at eksisterende bosetninger blir ubeboelige slik at hele lokalsamfunn må flytte til mindre utsatte områder. Flyttekostnadene vil være et samfunnsøkonomisk tap som er utløst av drivhuseffekten.

Om vi tar utgangspunkt i det globale klimaproblemet, er det slik at CO₂-utslipp i ett land øker risikoen for klimarelaterte miljøproblemer i alle land inklusive det landet som står for utslippene, men det bærer bare en liten del av de globale miljøkostnadene. Dette er et klassisk eksempel på negative eksterne virkninger som ikke uten videre blir ivaretatt av markedsmekanismen i den forstand at de som forårsaker problemene, blir konfrontert med de kostnadene som andre blir påført.

Det er i prinsippet to innfallsvinkler til korrigerende for slike eksterne virkninger. Den ene, som kan tilskrives den engelske økonomen Pigou⁴, går ut på å legge en skatt på aktiviteter som forårsaker negative eksterne virkninger (eller en subsidie på aktiviteter med positive eksterne virkninger) slik at de eksterne kostnadene (gevinstene) internaliseres i det økonomiske regnskapet hos den eller de som forårsaker dem. I det uregulerte markedet er problemet at private kostnader ikke fullt ut er i samsvar med de samfunnsøkonomiske kostnadene. Dette kan korrigeres ved å skattlegge (eventuelt subsidiere) den

⁴ Pigou, A.C., *The Economics of Welfare*, Macmillan and Co, London, 1920

private aktiviteten slik at det blir samsvar mellom privatøkonomiske og samfunnsmessige kostnader. Når det gjelder spesielt CO₂-utslipp, kan på denne måten bruk av fossilt brensel, eller mer målrettet selve CO₂-utslippene i den utstrekning de kan måles, pålegges en skatt slik at samlet kostnad inkluderer den eksterne miljøkostnaden.

En annen innfallsvinkel som ble lansert 40 år senere av den engelske økonomen Coase⁵, tar utgangspunkt i det faktum at varer og tjenester bare kan gjøres til gjenstand for kjøp og salg i markedet dersom de blir eiet av noen. Lovbeskyttede og omsettelige eierrettigheter er avgjørende for at markedsmechanismen skal kunne fungere effektivt. Med et slikt utgangspunkt synes det å være en nærliggende løsning å etablere eierrettigheter – hvis mulig – til goder der slike har vært betraktet som felleseie. Dersom dette synspunktet anvendes på klimaproblemene forårsaket ved CO₂-utslipp, innebærer det at de negative eksterne virkningene skyldes at atmosfærens verdi som global fellesressurs er blitt forringet ved at den har fungert som gratis «avfalls plass» for CO₂-utslipp. I tråd med ovenstående betraktning er den grunnleggende årsaken til dette at ingen har eksklusiv eierrettighet til atmosfæren og kan derfor ikke kontrollere dens miljømessige status. Coase's forslag til løsning på dette problemet er at en så langt som praktisk mulig burde introdusere markedslignende mekanismer også når det gjelder tilgang til, eller forbruk, av fellesgoder. Dette kan gjøres ved å instituere omsettelige eierrettigheter til slike goder i de tilfelle dette er praktisk mulig. Tilgangen til nasjonale allmenninger ville ved dette blitt privatisert og tilsvarende nasjonalisert for globale. Anvendt på atmosfæren burde klimagassutslipp i prinsippet kunne reguleres på samme måte som kvotebelagte internasjonale fiskeressurser slik at en i begge tilfelle holdt seg innenfor naturens tålegrenser.

Dagens praksis i Europa og USA

Pigou's innsikt har gitt opphav til den vanligste europeiske tilnærmingen til forurensningskontroll som har bestått i korrigerende skatter på utslipp og forurensende aktiviteter. Coase's innsikt har i større grad influert den amerikanske tenkningen om disse problemene som har gått i retning av å bruke markedslignende mekanismer ved utstedelse av omsettelige

⁵ Coase, R.H., "The problem of social costs", *Journal of Law and Economics*, 1960,3, 1-44.

utslippsretter og kvoter⁶ for skadelige utslipp. Det sentrale poenget ved denne tilnærmingen er at før en kan slippe ut et forurensende stoff, for eksempel i atmosfæren, må en kjøpe en rett til å foreta et slikt utslipp og dette skjer ved kjøp av en utslippskvote. Dette betyr at den bedriftsøkonomiske kostnaden ved å produsere varer som forårsaker forurensende utslipp øker tilsvarende. Størrelsen på denne kostnadsøkningen blir imidlertid et resultat av tilbud og etterspørsel i markedet for utslippsretter og dermed bare indirekte bestemt av myndighetene ved størrelsen på de kvotebelagte utslippene.

Det er naturlig at Staten trer inn på fellesskapets vegne som eier og forvalter av nasjonale fellesressurser på områder hvor slikt eierskap kan håndheves, og selger bruks- eller tilgangsetter til dem som har behov for det. For globale fellesressurser må det tilsvarende være en overnasjonal myndighet som får overført eierrettigheten til globale fellesressurser og begrenser tilgangen gjennom et internasjonalt marked for tilgangsetter.

Beskatningsløsninger for miljøproblemer har stått forholdsvis sterkt i Europa som tradisjonelt har hatt en sterkere tro på nødvendigheten av statlig regulering enn i USA der en har hatt en større tilbøyelighet til å benytte markedslignende mekanismer også for goder som ikke omsettes i markeder i tradisjonell forstand. Når det gjelder spesielt miljøproblemene, har politikere i Europa hatt tilbøyelighet til å se på markedet som en del av problemet snarere enn som en del av løsningen. I USA har en i større utstrekning vært interessert i å eksperimentere med bruk av kvotemarkeder i tråd med den rådende markedsorienterte tilnærmingen til økonomisk politikk mer generelt⁷.

Oversikt over kapitlene i boken

Resten av denne boken er inndelt i tre deler. Del 1 handler om verdsetting av miljøgoder, og presenterer de mest sentrale metodene og tilnærmingene som benyttes i dag. Del 2 presenterer ulike eksempler og tilnærminger fra sektorområder som transport, bygg, petroleum og energi. Til slutt tar Del 3 for seg noen andre velferdsmessige tilnærminger en kan ha til miljøproblemene enn de som er innenfor rammen av en samfunnsøkonomisk analyse.

⁶ For en instruktiv diskusjon av dette se Chichilniski, G. og G. Heal, "Markets with tradable CO₂ emission quotas: principles and practice", OECD/GD (95) 9.

⁷ For en nærmere diskusjon av denne problemstillingen, se Chichilniski & Heal, *op.cit.*

Del 1 Verdsetting av miljø som fellesgode

Det har vært en rivende utvikling av metoder for økonomisk verdsetting av miljø som fellesgode de siste 20 årene, samtidig som antallet *norske* verdsettingsstudier fremdeles er få. Bokens fire første kapitler gir til sammen en god oversikt over dette landskapet.

Ståle Navrud gir først en introduksjon til det teoretiske grunnlaget for verdsetting av miljøgoder og bruken av betalingsvillighetsprinsippet, og en **oversikt over hovedtyper av verdsettingsmetoder** (kapittel 1). Som et utgangspunkt for verdsettingen må en først etablere den «fysiske» endringen i miljøgodets kvalitet eller omfang. Til dette benyttes gjerne skadefunksjonstilnærmingen, hvor en etablerer effektkjeden fra utslipp, via måten utslippet sprer seg til luft, vann eller jord, og endelig til den opplevde effekten på miljø og helse. En komplementær tilnærming de senere år er den såkalte økosystemtjenestetilnærmingen, som presenteres nærmere i kapittel 3. Det er slutteffekten på miljø og helse som en ønsker å verdsette i kroner.

Verdsettingsmetodene kan inndeles i to hovedgrupper: avslørte preferansemetoder (Revealed Preference, RP) og uttrykte preferansemetoder (Stated Preference, SP). Felles for metodene er at de forsøker å fange befolkningens betalingsvillighet, i tråd med hovedprinsippet for en samfunnsøkonomisk analyse. Mens RP-metodene baserer seg på folks faktiske atferd i eksisterende markeder, baserer SP-metodene seg på hypotetisk atferd i et tenkt marked for miljøgodet. Metodene har ulike styrker og svakheter – for eksempel er det kun SP-metodene som greier å verdsette miljøgodets eksistens- og bevaringsverdi, mens RP-metodene verdsetter kun bruksverdien. Hovedvekten i kapitlet legges på SP-metoder, deres anvendelsesområder, kvalitetskrav og viktige fallgruver en bør unngå. Det har vært betydelig skepsis mot å spørre folk om deres hypotetiske betalingsvillighet, men metoden har vist seg å gi troverdige anslag gitt at visse retningslinjer følges.

I en oversikt over verdsettingsmetoder hører også verdioverføring. Med begrenset tid og ressurser til å gjennomføre egne miljøverdsettingsstudier er verdioverføring fra tidligere verdsettingsstudier i praksis den aller vanligste metoden. Navrud presenterer og diskuterer ulike teknikker for verdioverføring og noen viktige databaser over originale verdsettingsstudier.

I kapittel 2 presenterer **Liv Osland** en sentral RP-metode, nemlig **Hedonisk prising** eller Eiendomsprismetoden. Bolig er et sammensatt gode og dets verdi er en funksjon av en rekke egenskaper, ikke bare ved boligen, men også ved

lokalmiljøet. Ren luft, stillhet og nærhet til friluftsområder vil normalt påvirke boligprisene positivt, mens flom- og rasfare samt utslipp av miljøfarlige stoffer i nærområdet vil ha negativ effekt. Hedonisk prising benyttes til å verdsette lokale miljøgoder indirekte via deres innvirkning på boligpriser.

Osland presenterer modellen og dens teoretiske grunnlag relativt grundig. De hedoniske prisene estimeres ved hjelp av økonometriske metoder, men siden de er resultat av et samspill mellom tilbud og etterspørsel bør en deretter koble priser og mengder sammen med relevante sosioøkonomiske variabler for å kunne utlede betalingsvilligheten for bestemte *endringer* i miljøgodet. I praksis er det siste steget krevende, og mange bruker derfor de hedoniske prisene direkte, noe som er uproblematiske under gitte forutsetninger.

Metoden er mye brukt internasjonalt, mens antallet norske studier er mer begrenset. Det til tross for at vi har et fritt og uregulert boligmarked og høy selveierandel blant norske husholdninger. I de senere år har en dessuten fått bedre tilgang på boligprisdata i kombinasjon med eksakte stedsangivelser i digitale kart og via geokoding.

I kapittel 3 går **Kristin Magnussen** nærmere inn på den såkalte **økosystemtjenestetilnærmingen**. Dette er et helhetlig rammeverk for å kartlegge og beskrive hvilke tjenester vi får fra naturen, som mat, rent vann og medisiner, rekreasjonstjenester og karbonlagring. En skiller mellom naturkapitalen selv og strømmen av tjenester den gir. Dersom denne strømmen reduseres, reduseres også verdien av naturkapitalen.

Ødeleggelsen av økosystemer ble satt på den internasjonale dagsorden med FN-studien Millennium Ecosystem Assessment som beskrev og klassifiserte økosystemtjenestene fra ulike naturtyper. Et annet viktig initiativ var The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) som skulle fremme en bedre forståelse av (de økonomiske) verdiene av økosystemene. I kjølvannet av TEEB har det vært både nasjonale og internasjonale prosesser for å kartlegge og verdsette økosystemtjenester. En har også sett en eksplosiv økning i nye verdsettingsstudier (særlig SP-metoder) innenfor temaene natur, økosystemtjenester og biologisk mangfold. Det har både gitt en raffinering av eksisterende metoder og en større base av studier som kan brukes som grunnlag for verdioverføring.

Norges foreløpige oppfølging av TEEB er NOU 2013:10 framlagt av Økosystemtjenesteutvalget. Magnussen var medlem i utvalget, og kapitlet presenterer viktige anbefalinger derfra. Blant annet foreslår NOU-en en

inndeling av økosystemtjenestene i fire kategorier med respektive underkategorier. Videre presiserer man viktigheten av å *synliggjøre* verdien av økosystemtjenestene, også der det ikke er mulig eller ønskelig å verdsette i kroner. Magnussen gir eksempler på studier som kartlegger avgrensede økosystemtjenester og vurderer verdien av dem med ulike metoder, som del av arbeidet med å styrke forvaltningen av økosystemene.

Brita Bye tar i kapittel 4 for seg den samfunnsøkonomiske kostnaden av **klimagassutslipp**, også kalt karbonprisen. Dette er en særlig krevende miljøkonsekvens å håndtere, fordi den er global, langsiktig, og potensielt mer alvorlig enn man kan fatte. Siden skaden er uavhengig av hvor utslippene skjer, tilsier kostnadseffektiv klimapolitikk at alle aktører bør stå overfor samme pris globalt. Men det optimale nivået på denne, i dag og fremover, er høyst usikkert. Det vi vet er at prisen trolig vil stige over tid, spesielt dersom det ikke skjer et teknologisk gjennombrudd for en ny utslippsfri backstop-teknologi.

Bye drøfter ulike tilnærminger til dette. Uten bindende mål for utslippsreduksjoner vil en måtte forsøke å beregne den globale marginale skadekostnaden (global betalingsvillighet for å unngå utslipp) direkte. Dette er svært krevende. Tar en i stedet utgangspunkt i et gitt mål for utslippsreduksjoner, kan en beregne den marginale renskostnaden ved å nå målet. Det er mer overkommelig, men resultatet avhenger av hvilket mål en tar utgangspunkt i (innenlandske mål, flernasjonale mål, globale mål). Et mål som står sentralt er det uttalte togradersmålet fra FN's klimakonvensjon som Norge også støtter. Dette er knyttet til et mål om å stabilisere konsentrasjonen av klimagasser på et nivå som er lavt nok til å hindre farlig, menneskeskapt påvirkning av jordens klima. Som en tilnærming kan en anta at dette representerer optimalt nivå for utslippsreduksjoner, hvor marginal renskostnad er lik marginal skadekostnad. Beregningene av kostnaden ved å nå togradersmålet spriker, men et gjennomsnitt viser en bane som starter på ca. 400 kr per tonn i dag og øker til ca. 1700 kr per tonn i 2050.

Kapitlet ble skrevet før den nylig inngåtte Paris-avtalen, hvor alle verdens land nå er enige om å arbeide for togradersmålet (det heter endog at en vil forsøke å begrense utslippene enda mer, til 1,5 grader, hvis mulig). Dette styrker argumentet om å benytte FN's mål som utgangspunkt for å beregne den samfunnsøkonomiske kostnaden av utslipp.

Del 2 Håndtering av miljøproblemer på noen utvalgte områder

Bokens del II har syv kapitler. Hvert av disse går nærmere inn på hvordan miljøproblemer håndteres i utvalgte situasjoner, sektorer eller prosjekter. Bidragene illustrerer både praktiske og prinsipielle utfordringer, knyttet til håndtering av miljøkonsekvenser i prosjektanalysen og mer generelt.

Snorre Kverndokk starter i kapittel 5 med å diskutere bruk av **økonomiske virkemidler i miljøpolitikken**. Økonomiske virkemidler, som omsettbare utslippskvoter og miljøavgifter, har vunnet innpass i miljøpolitikken de siste 20-30 årene. Ved at alle aktører stilles overfor en pris på utslipp, sikrer man kostnadseffektiv måloppnåelse. Dersom målet også reflekterer befolkningens betalingsvillighet for å unngå utslippet, kan prisen benyttes direkte inn i samfunnsøkonomiske analyser.

Kverndokk diskuterer fordeler og ulemper ved omsettbare utslippskvoter versus miljøavgifter, og trekker her på en stor litteratur som berører tema som usikkerhet, fordelingshensyn og markedsrett i kvotemarkeder. Han nevner også moralske argumenter som forklaring på motstand mot omsettbare kvoter. Videre går han nærmere inn på EUs kvotesystem for klimagassutslipp som Norge er en del av. Dette markedet har ikke fungert som ønsket, ved at det er opparbeidet et stort overskudd av kvoter og prisen er svært lav. Fremover vil kvotetaket strammes inn, og ideelt sett bør markedet også kobles sammen med regionale kvotemarkeder andre steder i verden. Det er allikevel en utfordring at systemet har begrenset varighet (fjerde fase varer ut 2030) slik at incentivene til klimatiltak mot slutten av perioden er små. De fleste økonomer ser ut til å konkludere med at avgifter er å foretrekke i klimapolitikken, og en global karbonavgift er idealet.

I kapittel 6 tar **Harald Thune-Larsen** diskusjonen om **klimautfordringene inn i transportsektoren**. Sektoren har store og økende utslipp. Det gjelder særlig luftfarten, men samlet er det likevel biltrafikken som står for de største utslippene. Med en tradisjonelt sterk sammenheng mellom BNP og transportarbeid er basisscenariet en fortsatt vekst i transportarbeid på over 50 % fra 2010 til 2050. Energieffektivisering vil riktignok begrense veksten i de samlede utslippene i første halvdel av denne perioden, men skal en oppnå de reduksjoner som ekspertene mener er nødvendige så må det kraftigere tiltak til.

Thune-Larsen gir en grundig introduksjon til situasjonen når det gjelder utslipp og transport, blant annet basert på rapporten fra TEMPO-prosjektet om klimatiltak og transport. Han presenterer og diskuterer en rekke aktuelle tiltak,

og illustrerer effekten av dem ved bruk av simuleringer med transportmodell. Han viser at økonomiske virkemidler som CO₂-avgift og kvotepris (luftfarten omfattes av EUs kvotemarked) kan ha god effekt dersom prisen er høy nok. Utslippene kan reduseres ytterligere i kombinasjon med f.eks. differensiering av engangsavgiften og parkeringsavgifter i byer. Han advarer imidlertid mot at den totale effekten vil begrenses av forhold som stadig forbedret veistandard og høyere hastigheter, og store utbyggingsprosjekter ved flyplassene som har som hovedformål å tilrettelegge for trafikkvekst.

Økt subsidiering av kollektivtrafikken gir ikke nødvendigvis noen stor effekt på utslippene, samtidig som det er dyrt. Spesielt synes høyhastighetstog å være lite effektivt. Når det gjelder godstransporten er det vanskelig å beregne effekter, men mye tyder på at det er fornuftig å satse på en kombinasjon av riktig pris og infrastruktur som legger til rette for høyere frekvens og gode omlastingsmuligheter for alternativ båt- og togtransport.

Aud Tennøy går i kapittel 7 nærmere inn på **forholdet mellom klima- og miljømål og praktisk politikk i byområder**. Det er definert klare målsettinger om at transportveksten i norske storbyer skal tas med kollektivtrafikk, sykkel og gange. Dette krever en areal- og transportutvikling som tilrettelegger for at folk faktisk kan velge å reise kollektivt, gå eller sykle. Litteraturen er samstemt om at løsningen er tett arealbruk med gjennomsnittlig korte avstander. Allikevel ser man at det stadig planlegges og vedtas en utvikling som tilrettelegger for byspredning og stadig vekst i biltrafikken.

Et gjennomgangseksempel i kapitlet er E18 Vestkorridoren gjennom Asker og Bærum. Miljø var et viktig mål – likevel planlegger man for en utvidelse av kapasiteten til 14 felt. Ingen av de utredede alternativene nådde miljømålene. En konkluderte i stedet med at andre tiltak som kan bidra til å dempe veksten i biltrafikken eventuelt måtte fremmes i andre og senere planer.

Tennøy drøfter ulike forklaringer på dette paradokset, basert på eget doktorgradsarbeid. Dels handler det om begrenset kunnskap blant planleggerne, og om målkonflikter som planleggerne må håndtere ut fra hvem de representerer og egne overbevisninger. Dels handler det om at de institusjonelle og organisatoriske betingelsene for å lage samordnede areal- og transportplaner ikke er oppfylt. Det er behov for samordning både på tvers av sektorer, nivåer og administrative grenser. I praksis er Statens vegvesen ofte dominerende i prosessene – da kan det virke opplagt at svaret på ethvert spørsmål er å bygge

vei, og spørsmålene dreier seg raskt om hvordan og hvor veien skal bygges. Aktørene har hver for seg et snevert fokus på egne behov.

I kapittel 8 drøfter **Knut Einar Rosendahl** problemstillingen med å vurdere **miljøkonsekvensene av investeringer i fornybar energiteknologi**.

Fornybar energi vil sannsynligvis være veldig viktig for å bremse og etter hvert redusere de globale utslippene av klimagasser. Men er det av den grunn riktig av myndighetene å subsidiere investeringer i fornybar energi? Også fornybar energi kan ha negative miljøkonsekvenser, f.eks. knyttet til naturinngrep. Det samfunnsøkonomisk riktige er å avgiftsbelegge de negative eksternalitetene direkte heller enn å subsidiere løsninger med mindre uheldige konsekvenser. Subsidiering vil isolert sett føre til at energiforbruket blir for høyt og incentivene til sparing og effektivisering blir for små.

Et mulig argument for subsidiering er allikevel at flere av energiteknologiene er nye og umodne. Bedriftene har ikke tilstrekkelig incentiver til å investere i FoU inkludert pilot- og demonstrasjonsprosjekter, fordi det er vanskelig å hindre at en del av gevinstene tilfaller andre bedrifter (positive eksternaliteter). I tillegg kommer usikkerheten med hensyn til fremtidig klimapolitikk. Rosendahl gjennomgår nyere litteratur som viser at det av slike grunner kan være samfunnsøkonomisk fornuftig å subsidiere utviklingen av såkalte grønne teknologier. Derimot er det mer usikkert om myndighetene også bør subsidiere den neste fasen, dvs. produksjonsstøtte (f.eks. elsertifikater). Spørsmålet om produksjonsstøtte kompliseres ytterligere når en tar hensyn til effekten av andre, samtidige virkemidler, som avgifter og kvotesystemer.

En stor del av gevinsten ved å subsidiere fornybare teknologier tilfaller ikke bare Norge men også andre land, via økt kunnskapsnivå og dernest reduserte utslipp globalt. Rosendahl anbefaler av den grunn at det etableres et internasjonalt samarbeid om støtteordninger til fornybar energiteknologi.

Bokens kapittel 9 er skrevet av **Igor Sartori og Inger Andresen** og tar for seg **klimaeffekten av bygninger**. Helt siden oljekrisen på 1960- og 70-tallet har en hatt stor oppmerksomhet om å redusere energibruken i bygninger, og kravene til nye bygg har blitt stadig strengere. Forfatterne presenterer status innen forskningen på dette området. Idealet er såkalte nullutslippsbygg, dvs. bygg som har et minimalt behov for energi og som selv er energileverandør deler av tiden, f.eks. gjennom solenergiproduksjon. En bør også inkludere energibehov og klimagassutslipp fra materialene – tiltak på dette området

dreier seg bl.a. om valg av materialer, mengde materialer, gjenbruk, transport og vedlikeholdskrav.

Det finnes foreløpig lite tilgjengelige data om kostnader for oppføring av nullutslippsbygg, og dataene gjelder gjerne demonstrasjonsbygg som er de første i sitt slag. Studier tyder på ekstrakostnader på 10-15 % sammenlignet med standardbygg, hvor kostnaden knyttet til installering av solcellesystem eller annen fornybar energiforsyning utgjør en stor andel. Dette er en kostnad som er på vei nedover, og forfatterne mener en kan forvente at slike bygg på sikt vil bli privatøkonomisk lønnsomme. Det samlede potensialet for energieffektivisering og utslippsreduksjon er betydelig – i Norge dreier det seg først og fremst om å frigjøre elektrisitet til aktiviteter som i dag er basert på fossile brenslere (som transport) eller til eksport.

Jostein Lillestøl tar i kapittel 10 for seg en annen sektor hvor miljøhensyn tillegges stor vekt, nemlig oljesektoren. Fokus i kapitlet er på **risiko, sårbarhet og beredskap ved akutte oljeutslipp**. Sektoren har i stor grad vært premissgiver for begreps- og metodeutviklingen innen risikostyring, den har «føre-var» som et grunnleggende premiss og har utviklet en sterk sikkerhetskultur. Dette er ønsket av myndighetene, og det er i næringsens egen interesse å vise at den tar helse, miljø og sikkerhet på alvor, da den er avhengig av tillit hos myndigheter og befolkning. Det har blant annet gitt seg utslag i at den implisitte verdien av et liv er høyere i oljenæringen enn i mange andre næringer.

Lillestøl presenterer i kapitlet noen sentrale risikobegreper, og gir deretter et bredt bilde av beredskapen ved oljeutslipp i Norge: rammevilkårene, næringsens beredskap og det offentliges beredskap i samhandling med private. Han viser blant annet hvordan miljøressurser vurderes og prioriteres, selv om dette ikke skjer i monetære termer. Det er blant annet utarbeidet en standard metode for miljørettet risikoanalyse, hvor en skal beskrive utslippsscenarioer, forekomst av biologiske ressurser og deres sårbarhet samt «verdi» målt som vitenskapelig verdi, verneverdi, etc. Dette holdes opp mot akseptkriterier for miljørisiko. Berørte kommuner skal på sin side utføre såkalte ROS-analyser, som innebærer at det for hver miljøressurs gis en tallskår for faktorene naturlighet, erstattbarhet, verneverdi og sårbarhet. Basert på dette faller ressursen i en prioriteringskategori. På denne måten får man et konsistent system hvor ulike analyser er sammenlignbare, men uten en kobling til befolkningens betalingsvillighet.

Det siste kapitlet i denne delen av boken presenterer saken om **kraftlinjer i Hardanger** og er skrevet av **Steinar Strøm**. Statnetts bygging av en kraftlinje gjennom Hardanger var meget omstridt, og da særlig den delen som går i luftspenn mellom Sima og Samnanger. Mastene er godt synlige og skjemma det vakre turterrenget i området. Motstanderne krevde at strømmen skulle legges i sjøkabel. Betalingsvilligheten for å unngå naturinngrepet var åpenbart stor i enkelte grupper. På den annen side var sjøkabelalternativene beregnet å koste fra 1,4-2,4 mrd. kroner mer enn luftledning.

Forfatteren har et kritisk perspektiv på prosjektet og den samfunnsøkonomiske analysen som kom til at luftspennalternativet var lønnsomt. Han stiller spørsmål ved at det ikke ble gjort forsøk på å anslå betalingsvilligheten for å unngå luftledninger, og illustrerer hvordan alternative kombinasjoner av betalingsvillighet per person, og antall personer, ville gjort resultatet negativt. Han mener videre at en annen løsning enn både luft- og sjøkabel kunne vært langt bedre, nemlig et enklere SVC-anlegg for å øke overføringskapasiteten i det eksisterende nettet. Et sentralt poeng hos Strøm er at antakelsen om forbruksvekst var usikker, og dermed ville et SVC-anlegg gitt en opsjonsverdi sammenlignet med å bygge luftspenn med en gang.

Del 3 Velferdsmessige tilnærminger til miljøproblemene

Til slutt har vi med to kapitler som presenterer andre tilnærminger enn den rene samfunnsøkonomiske hvor idealet er å estimere betalingsvilligheten for et miljøgode eller en økosystemtjeneste.

I kapittel 12 presenterer **Fred Wenstøp** en alternativ måte å vurdere og sammenstille virkningene av et prosjekt på, nemlig **flermålsanalyse**. Hovedprinsippet i en samfunnsøkonomisk analyse er at miljøkonsekvenser verdsettes ved befolkningens betalingsvillighet for å oppnå eller unngå dem. Dette kan være tungvint og ressurskrevende, vanskelig å måle (ikke minst fordi folk flest kan ha dårlige forutsetninger for å vurdere en del miljøkonsekvenser i kroner), og det er heller ikke alltid ønskelig, da det innebærer at rike teller mer enn fattige, og dagens generasjoner teller mer enn fremtidige. En flermålsanalyse er enklere å gjennomføre da den kun krever et panel av beslutningstakere eller eksperter. Analysen tar utgangspunkt i et sett av relevante mål, og kan også inkludere mål for fordeling innen og mellom generasjoner.

Forfatteren gir en introduksjon til prinsippene i en flermålsanalyse og presenterer deretter fire eksempler på bruk av metoden på problemstillinger

med betydelige miljøkonsekvenser i Norge. To av analysene var del av en større verdsettingsstudie hvor man også målte befolkningens betalingsvillighet direkte, slik at metodene supplerte hverandre.

Flermålsanalysen løser noen utfordringer, men innfører også noen nye. En av dem er spørsmålet om legitimitet – det er beslutningstakers preferanser man forsøker å måle, men i praksis er det et ekspertpanel som deltar i verdsettingsprosessen. Det kan være nyttig å bruke flere parallelle ekspertpaneler for å se om det er avvik i hvordan de vurderer virkningene.

I bokens siste kapittel går **Iulie Aslaksen** nærmere inn på **føre-var-prinsippet** med særlig fokus på **klimapolitikken**. Kjernen i føre-var-prinsippet er at en bør handle når konsekvensene kan være svært alvorlige, irreversible eller moralsk uakseptable, selv om den faktiske risikoen er ukjent. En sterk versjon av prinsippet innebærer endog en *forpliktelse* til å handle. Dette kan kobles til en diskusjon om bærekraft, som står sentralt i fagretningen økologisk økonomi. Mens den tradisjonelle nytte-kostnadsanalysen forutsetter full substituerbarhet mellom miljøgode og penger, innebærer målet om sterk bærekraftig utvikling at tap av miljøgode ikke uten videre kan kompenseres. Implikasjonen av dette er blant annet at det blir viktig å måle tilstandsutviklingen med sikte på å fange opp tidlige varselsignaler.

Aslaksen presenterer og diskuterer ulike versjoner av føre-var-prinsippet, og reiser en rekke viktige spørsmål i forhold til praktiseringen av det. Føre-var-prinsippet har vært diskutert blant annet i forbindelse med klimagassutslipp, miljøgifter, tap av biologisk mangfold, genmodifisert mat og investeringer i flomsikring. På klimaområdet er det særlig stor usikkerhet om den videre utviklingen uten tiltak. Over tid har selve IPCC-prosessen og etter hvert Stern-rapporten skapt politisk aksept for utviklingen av klimapolitikk. Likevel er ikke den internasjonale klimapolitikken ambisiøs nok til å nå de målene forskerne peker på som nødvendige. Politikken er altså ikke tilstrekkelig i samsvar med føre-var prinsippet.

Del 1

Verdsetting av miljø som fellesgode

1 Miljøverdsetting. Verdsettingsmetoder og verdioverføring

Ståle Navrud

Handelshøyskolen, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

1.1 Innledning

Store investeringsprosjekter innen blant annet samferdsel, energiproduksjon og -forsyning vil ofte ha negative effekter på fellesgoder som vann- og luftkvalitet, rekreasjon, stillhet, folkehelse, kulturminner, landskapsestetikk, det globale klimaet, biodiversitet og økosystemtjenester. På samme måte vil miljøinvesteringer i form av økt verneareal for barskog og gjennomføring av EUs Vanddirektiv om god økologisk status i alle vassdrag ha positive effekter på miljøgodene. Som fellesgoder flest er miljøgodene ikke-ekskluderende i konsum, og for rene fellesgoder også ikke-rivaliserende i konsum. Dette innebærer at når godet først er tilgjengelig er det tilgjengelig for alle, og et individs nytte av godet forringer ikke nytten andre har av godet. De fleste miljøgoder kan dermed ikke deles opp og gjøres tilgjengelig kun for enkeltindivider, omsettes derfor ikke i markedet og har følgelig heller ikke markedspriser. For å kunne prise effekter på miljøgodene i samfunnsøkonomiske analyser (SØA) av store investeringsprosjekter, har det derfor de siste 20 år vært en rivende utvikling av metoder for økonomisk verdsetting av disse fellesgodene.

Med økende verdsetting av fellesgoder og begrenset tid og ressurser til å gjennomføre miljøverdsettingsstudier ved hver nye SØA, har en parallelt utviklet og testet metoder og retningslinjer for verdioverføring fra eksisterende verdsettingsstudier til å verdsette effektene i den aktuelle SØA. SØA av de fleste prosjekter bygger derfor på verdioverføring; enten basert på generelle enhetsverdier eller ny verdioverføring for mer steds- og prosjektspesifikke effekter. I begge tilfeller er en avhengig av å ha originale verdsettingsstudier

som bruker oppdaterte verdsettingsmetoder, samt verdioverføringsteknikker og retningslinjer for overføringen for å kunne få pålitelige miljøverdier.

Dette kapitlet beskriver kort det velferdsteoretiske grunnlaget for verdsetting av miljøgoder, og bruken av betalingsvillighetsprinsippet for å verdsette bruks- og ikke-bruksverdi av endringer i mengden eller kvaliteten av miljøgoder. Deretter gjennomgås skadefunksjonstilnærmingen og økosystemtjenestetilnærmingen for verdsetting av effekter på miljøkvalitet og økosystemer. Det gis så en kort oversikt over de to hovedtypene av verdsettingsmetoder; avslørte og uttrykte preferansemetoder. Deretter følger en nærmere beskrivelse av den uttrykte preferansemetoden Betinget Verdsetting og dens anvendelsesområder, kvalitetskrav og potensielle feilkilder. Den andre uttrykte preferansemetoden, Valgekspesimenter, og de avslørte preferansemetodene beskrives også i korte trekk. Deretter beskrives ulike teknikker for verdioverføring. Avslutningsvis drøftes metodeutviklingen de siste årene, og de metodiske utfordringene som gjenstår.

1.2 Velferdsteoretisk basis og økonomisk verdsetting

Velferdsteorien er basis for SØA. Her er et individs nytte (U_i) avhengig av dens inntekt (Y_i), prisene på markedsgoder (\mathbf{p}), samt mengden og kvaliteten av miljøgoder (Q). For miljøgoder brukes oftest husstanden som minste økonomiske enhet, mens for (miljørelaterte) helseeffekter brukes individet. Formel (1.1) viser at for å måle husstandens nytte (U_i) i kroner av å få en marginal økning i mengden eller kvaliteten av et miljøgode fra Q^0 til Q^1 , måler vi hva husstand i er villig til å betale (BV_i), dvs. villig til å oppgi av sin inntekt Y_i (og dermed ha mindre penger å bruke på å kjøpe markedsgoder), for å få denne miljøforbedringen og fortsatt være på *samme* nyttenivå som før endringen⁸.

⁸ I dette tilfellet gir betalingsvilligheten (BV) et mål for konsumentoverskuddsmålet kompenjerende variasjon (KV), mens om en bruker nyttenivået *etter* endring som referanse måler man ekvivalent variasjon (EV). I stedet for å spørre om maksimal betalingsvillighet, BV (Willingness-to-pay; WTP) kan en i teorien også spørre om hva husstanden minst må ha i kompensasjon (Willingness-to-accept; WTA) for *ikke* å få miljøforbedringen. I praksis anbefales det ikke å spørre om WTA da folk ikke har erfaring med å oppgi kompensasjonskrav, lett svarer strategisk og overvurderer nyttetetapet av ikke å få miljøforbedringen. Det skyldes at deres svar ikke er begrenset av deres inntekt, eller de protesterer og ikke vil svare fordi de oppfatter dette som en bestikkelse for å akseptere å *ikke* få en miljøforbedring.

$$U_i(\mathbf{p}, Q^0, Y_i) = U_i(\mathbf{p}, Q^1, Y_i - BV_i) = U^0 \quad (1.1)$$

Husstandens betalingsvillighet (BV_i) for å få en *marginal* forbedring (eller for å unngå en marginal forverring) av kvaliteten eller mengden av et miljøgode kan være motivert både av deres bruk av godet og ønsket om å bevare godet uten å bruke det, og omtales som «Total samfunnsøkonomisk verdi» (TSV)⁹. «Total» i TSV henviser således til at TSV omfatter husstandenes bruksverdi og ikke-bruksverdi av en *endring* i miljøgodet; og er *ikke* totalverdien av miljøgodet. Om vi tenker oss et nasjonalt prosjekt for opprydding av forurensede bunnsedimenter i norske fjorder (ofte pga. utslipp av tungmetaller og miljøgifter fra tidligere industrivirksomhet) som ledd i innføringen av EUs vannrammedirektiv, vil TSV bestå av norske husstanders bruksverdi og ikke-bruksverdi av å få renere fjorder i form av¹⁰:

1) Bruksverdi

i) Direkte bruksverdi

- a. *konsumerende bruk*, dvs. verdien av økt fritidsfiske og næringsfiske fra opphevelse av kostholdsråd og omsetningsforbud; samt økning i næringsvirksomhet som er avhengig av rene fjorder (f.eks. fiskeoppdrett)
- b. *ikke-konsumerende bruk*, dvs. verdien av forbedrede muligheter for og opplevelsen av rekreasjonsaktiviteter som ikke er avhengig av konsum av naturressurser, slik som bading, båtliv, fugleobservasjoner og -fotografering, og fang- og slipp fritidsfiske.
- c. *oppsjonsverdi*, dvs. verdien av å ha muligheten til å bruke fjordene til rekreasjon selv om husstanden ikke har konkrete planer om det nå

ii) Indirekte bruksverdi

Husstanders verdi av å øke fjordenes regulerende kapasitet i form av å ta opp og bryte ned tilførsel av næringsstoffer og skadelige stoffer (og til å ta opp klimagasser).

⁹ I engelsk språkdrakt: Total Economic Value (TEV)

¹⁰ Se Barton m.fl. (2010), som finner folks betalingsvillighet i form av økt bruks- og ikke-bruksverdi av tiltak mot forurensede sedimenter i Grenlandsfjorden.

2) Ikke-bruksverdi

Alle, også de husstander som ikke bruker fjordene i dag og ikke kommer til å bruke dem i framtida, kan ha en verdi av å vite at fjordene blir renere (Eksistensverdien), og at de kan bevares for framtidige generasjoner (Bevaringsverdien)

I tillegg kommer *Kvasi-opsjonsverdien*, som kan sees på som en korreksjonsfaktor til TSV når det er fare for *irreversible effekter*, for eksempel utryddelse av en art, eller endring av et økosystem utover det nivået der de kan komme tilbake til sin opprinnelige tilstand. Kvasi-opsjonsverdien er således verdien av ikke å gjennomføre tiltak som kan gi irreversible effekter i form av økt fremtidig informasjon om nytteverdien av disse miljøgodene og økosystemtjenestene i f.eks. produksjon av matvarer og medisiner.

Samfunnsøkonomisk nytte av et prosjekt som gir miljøforbedringer er definert som summen av «berørte» husstanders betalingsvillighet for å oppnå denne forbedringen. Den samlede betalingsvilligheten (BV_{tot}) summert over alle berørte husstander blir da:

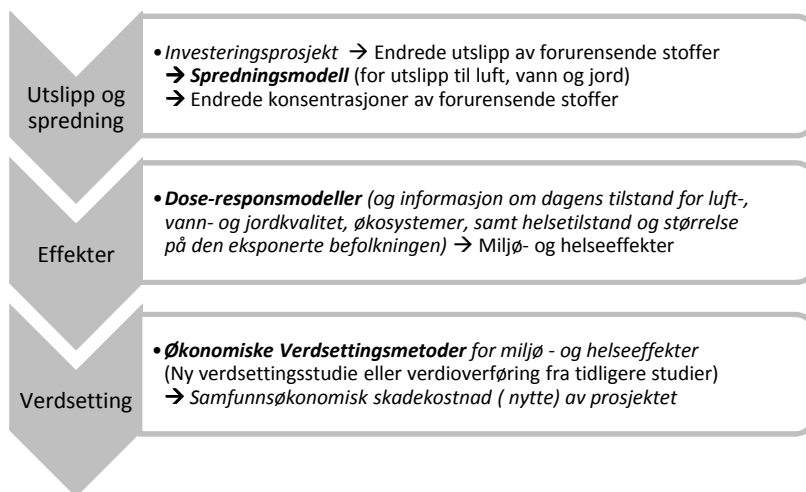
$$BV_{\text{tot}} = \sum_{i=1}^N BV_i \quad (1.2)$$

hvor BV_i = betalingsvillighet for en «berørt» husstand i for en spesifisert miljøendring, og N = totalt antall «berørte» husstander.

Av formel (1.2) framgår det at det i tillegg til betalingsvilligheten per «berørt» husstand også er viktig å bestemme hvor stor den «berørte» befolkningen (N) er. Om miljøgodet er utvidelse av den nasjonale verneplanen for barskog eller etablering av en nasjonalpark, er per definisjon hele Norges befolkning berørt, men betalingsvilligheten blant husstandene kan selsagt variere avhengig av blant annet folks preferanser, inntekt, og tilgang og kvaliteten på substitutter til miljøgodet som verdsettes. For bruksverdien vil betalingsvilligheten ofte avta med økende avstand fra miljøgodet (såkalt «distance decay» i betalingsvilligheten). For en innsjø eller skogområde som brukes til rekreasjon kun av lokalbefolkningen vil derimot kun husstandene i kommunen være å betrakte som den berørte befolkningen. Barton m.fl. (2010) drøfter fastsettelse av «den berørte befolkningen» i en verdsettingsstudie av bruks- og ikke-bruksverdi av «renere» Grenlandsfjord som følge av oppryddingstiltak.

1.3 Skadefunksjonstilnærmingen

Skadefunksjonstilnærmingen (Damage Function Approach)¹¹ i figur 1.1 er den ideelle metoden for økonomisk verdsetting av effekter av forurensende utslipp på miljøkvalitet; dvs. vann-, luft- og jordkvalitet, og anvendes i dag av Miljødirektoratet og transportetatene for verdsetting av luftforurensning og av EU-kommisjonen i deres SØA av nye direktiver innen miljø-, transport- og energisektorene (blant annet Clean Air for Europe, CAFE). De sistnevnte SØA på EU-nivå baserer seg i hovedsak på prosjekter i ExternE (Externalities of Energy) - serien¹², som bruker skadefunksjonstilnærmingen til å anslå miljø- og helsekostnader av elektrisitet fra ulike energikilder og fra transport ved ulike transportmidler.



Figur 1.1 Skadefunksjonstilnærmingen er en ideell metode i SØA for verdsetting av forurensende utslipp til luft, vann og jord som følge av prosjekter.

Skadefunksjonstilnærmingen krever mye informasjon, og pga. mangel på input-data og dose-responsmodeller/-funksjoner for miljø- og helseeffekter¹³ vil en ofte måtte bruke ekspertanslag for den fysiske effekten i form av endrede miljø- og helseeffekter av et prosjekt. Denne informasjonen kommer

¹¹ Skadefunksjonsmetoden kalles også effektkjedetilnærmingen (Impact Pathway Approach)

¹² www.externe.info

¹³ Dose-responsmodeller for helseeffekter benevnes ofte eksponerings-responsfunksjoner.

gjørne fra Konsekvensutredninger i henhold til Plan- og Bygningsloven. Det kan imidlertid være vanskelig å få ekspertanslag for effektene over på en form, og i enheter, som kan verdsettes i en ny verdsettingsstudie eller ved verdioverføring fra tidligere studier. Dette kan også være en utfordring selv om en har dose-responsfunksjoner, fordi endepunktet (responsen/ miljøendringen) kan være for eksempel en reduksjon i biokjemisk oksygenforbruk som følge av redusert eutrofiering (overgjødning med tilhørende begroing og nedbrytning av organisk materiale) av et vassdrag. Dette vil det være vanskelig for en husstand å oppgi sin betalingsvillighet for. En utfordring i betinget verdsettingsundersøkelser er derfor å beskrive en slik miljøendring på en måte som er vitenskapelig korrekt og samtidig forståelig for folk flest. For eutrofiering har en forenklet klassifisert vassdragene i fire vannkvalitetsklasser med beskrivelser folk forstår, og som det finnes en rekke verdsettingsundersøkelser av i Norge og internasjonalt¹⁴. For helseeffekter av forurensede fjordsedimenter har en brukt opphevelse av kostholdsråd for fisk og skalldyr som en tilsvarende omforming til noe folk kan verdsette. For lokale luftforurensninger bruker en eksponerings-responsfunksjoner mellom utslipp i form av svevestøv og nitrogenoksider, og hyppighet av luftveissykdommer og økt dødsrisiko; kombinert med verdsettingsstudier av henholdsvis luftveissykdommer (som hoste, bronkitt, bihulebetennelser og kortpustethet) og Verdi av Statistisk Liv (VSL)¹⁵.

1.4 Økosystemtjenestetilnærming

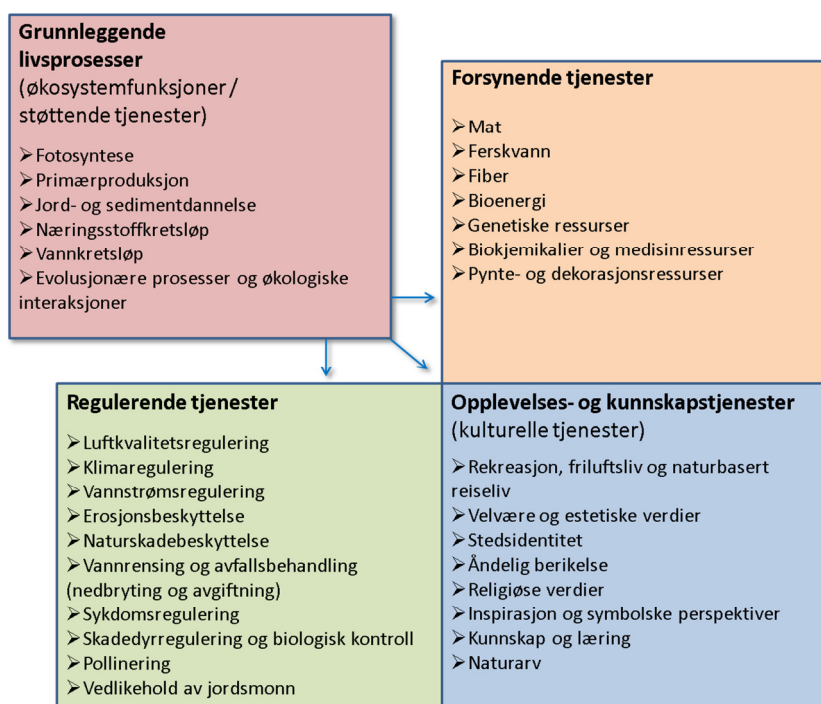
For å verdsette effekter av et prosjekt på økosystemer, har en de siste årene tatt i bruk en økosystemtjenestetilnærming; se figur 1.2 for en oversikt over ulike økosystemtjenester. Her verdsetter en effekter på forsynende, regulerende og kulturelle tjenester; men ikke effekter på de grunnleggende livsprosessene som ligger til grunn for disse tre tjenestene da en ellers lett vil kunne dobbelttelle.

¹⁴ Se for eksempel Magnussen (1992), Bergland m.fl. (2002) og Bateman m.fl. (2011).

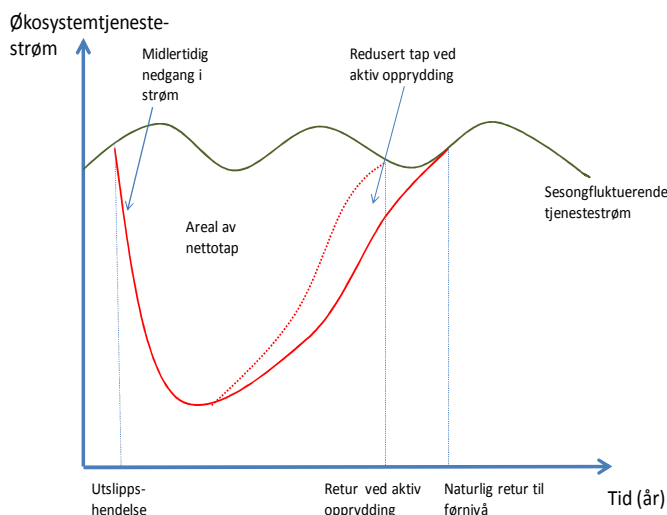
¹⁵ For verdsetting av endret dødsrisiko estimeres antall «for tidlig døde» (dvs. i forhold til forventet levealder) i den eksponerte befolkningen og multipliseres med VSL (som i Norge er satt til 30 millioner kr jfr. Veileder i samfunnsøkonomisk analyse (Direktoratet for Økonomistyring 2014); basert på en norsk Betinget Verdsettingsstudie gjennomført for alle transportetatene; se Samstad m.fl. 2010). Alternativt kan en estimere antall tapte leveår i den eksponerte befolkningen og multiplisere med verdien av ett leveår (Value of a Life Year; VOLY). Kvalitetsjustering av leveår, spesielt ved hjelp av QALY (Quality Adjusted Life Years) men DALY (Disability Adjusted Life Years), forekommer også.

Kulturelle tjenester benevnes også opplevelses- og kunnskapstjenester, og omfatter en stor del av bruks- og ikke-bruksverdien av miljøgoder.

Da økosystemene kan restituere etter inngrep, er det viktig å anslå hvordan endringen i strømmen av økosystemtjenester vil forløpe over tid (med eller uten aktiv opprydding). Figur 1.3 viser arealet av nettotapet som følge av en utslippshendelse, som er den samfunnsøkonomiske nytten (dvs. i form av bruks- og ikke-bruksverdi) i en SØA av et prosjekt som hindrer utslippshendelsen. Lindhjem m.fl. (2014) viser hvordan en betinget verdsettingsstudie kan verdsette dette nettotapet i strømmen av økosystemtjenester ved oljesøl fra skip. Verdsettingsstudien er finansiert av Kystverket som i sine SØA ønsker anslag for de miljøkostnader som unngås ved at deres prosjekter for utbedring av fartøysleder og havner reduserer antall grunnstøtinger og oljesøl.



Figur 1.2. Klassifisering av økosystemtjenester (NOU 2013:10)



Figur 1.3. Økosystemtjenestetilnærmingen. Netto velferdstap i form av redusert strøm av økosystemtjenester over tid som følge av en utslippshendelse eller effekten av et investeringsprosjekt; vist både med og uten aktiv opprydding/reparerende tiltak.

1.5 Metoder for verdsetting av miljøkvalitet og økosystemtjenester

Skadefunksjons- og økosystemtjenestetilnærmingene kan ses på som komplementære heller enn konkurrerende tilnærminger, og er begge avhengige av de samme metodene for verdsetting av miljøgoder. Tabell 1.1 gir en oversikt over metoder som kan brukes for å verdsette miljøkvalitet og økosystemtjenester. Disse metodene er basert på at individuelle preferanser skal telle, og måles ved den berørte befolkningens betalingsvillighet, som også er det teoretiske grunnlaget for økonomisk velferdsteori og dets praktiske verktøy SØA. Metodene inndeles etter om de bygger på avslørte preferanser (Revealed Preferences; RP) eller oppgitte preferanser (Stated Preferences; SP).

Tabell 1.1. Klassifisering av verdsettelsesmetoder basert på individuelle preferanser¹⁶

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Eiendomsprismetoden (Hedonic Price Method - HPM) Kostnader ved avbøtende tiltak (Avertive Costs - AC) ¹⁷	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte miljøgoder (Replacement Costs -RC)
Oppgitte preferanser (Stated Pref. -SP)	Valgekspesimerter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV)

RP-metodene utleder befolkningens verdsetting av endringer i kvalitet eller mengde av et miljøgode basert på deres faktiske adferd i markeder for goder som har sammenheng med miljøgodet. Dette kan være markedet for transporttjenester hvor en ser på kostnadene ved reise til et rekreasjonsområde, slik en gjør i *Transportkostnadsmetoden*. Det kan også være markedet for omsetning av boligeiendommer, som i *Eiendomsprismetoden*. Da er miljøgodet «innebygget», siden markedsprisene for boliger uttrykker husstandenes nytte samlet sett over tid (dvs. nåverdien) av alle karakteristika ved boligen, inklusive miljøkvaliteter som god luftkvalitet og stillhet, og økosystemtjenester som den estetiske verdien av landskap (dvs. fravær av kraftlinjer, vindkraftanlegg, terrenginngrep fra veier, jernbane etc.). Fordelen med disse metodene er at de analyserer faktisk adferd i et eksisterende marked, men de bygger på et sett av

¹⁶ I *Flermåls Beslutningsanalyser (FMBA)* og *Delphi-teknikker* er det eksperter eller beslutningstakeres preferanser som teller. I FMBA blir et utvalg fagekspert, interessegruppe-representanter eller beslutningstakere bedt om å oppgi sine preferanser for ulike prosjektalternativer med flere karakteristika hvorav ett kan være pris (eller kostnad). Verdiene for ett eller flere karakteristika endres, og beslutningstakerne gjør gjentatte valg. Ut fra deres valg kan vekten de tillegger hvert karakteristikum beregnes. Dersom ett karakteristikum er pris/kostnad kan den økonomiske verdien av ulike karakteristika beregnes. I Delphi-teknikker blir deltagerne spurt direkte om sine vekter eller økonomisk verdsetting av et miljøgode. For en kombinasjon av Delphiteknikk og betinget verdsetting; se Carson m.fl. (2013) og Navrud og Strand (2013). *Implisitt verdsetting* baserer seg på politikernes preferanser, som ideelt sett skal representere befolkningens individuelle preferanser. Gitt denne forutsetningen og at politikerne har full informasjon, kan man utlede hva befolkningens betalingsvillighet *minst* er for å få (unngå) de positive (negative) effektene.

¹⁷ Kostnader ved forebyggende tiltak (Defensive Costs – DC) inngår også her.

strengt forutsetninger som sjelden er fullt ut oppfylt. For eksempel forutsetter Eiendomsprismetoden at folk har perfekt informasjon om alle aspekter ved boligen når de legger inn bud på den, Transportkostnadsmetoden antar at det eneste motivet for å reise til et rekreasjonsområde (og dermed ha transportkostnader) er å bedrive rekreasjonsaktiviteten vi er ute etter å verdsette, samt en rekke forutsetninger i de økonometriske analysene som ligger til grunn for beregningene. En tredje indirekte RP-metode er å beregne *kostnader av avbøtende tiltak* slik som kostnader ved støymurer og fasadeisolasjon for å redusere støyplagen. For at kostnadene ved slike tiltak skal reflektere husstandens betalingsvillighet for å unngå en negativ miljøeffekt må en imidlertid forutsette at husstandene kjøper avbøtende tiltak helt til deres marginalnytte av tiltaket er lik marginalkostnaden ved tiltaket. Dette er en streng forutsetning som en oftest ikke vet om er oppfylt eller ikke, og dermed heller ikke om kostnader ved avbøtende tiltak er høyere eller lavere enn folks betalingsvillighet for å unngå miljøeffekten.

For næringsaktiviteter kan en selvfølgelig bruke *markedspriser*, og beregne endringen i nettoinntekt som følge av utbyggingsprosjektet (f.eks. verdien av tapt fremtidig tømmerproduksjon ved bruk av skogareal til veibygging). En annen direkte RP-metode er *kostnadene ved å erstatte tapte miljøgoder*. Dette brukes ofte for å verdsette tapte økosystemtjenester. Om et utbyggingsprosjekt berører et våtmarksområde, vil effektene på våtmarkens vannrenningskapasitet kunne beregnes som kostnadene ved å rense tilsvarende antall personekvivalenter utslipp i et kloakkrensaneanlegg. Om et prosjekt medfører at biene forsvinner, kan en beregne kostnadene ved å erstatte deres pollinerings-tjeneste for matproduksjonen med at mennesker foretar manuell pollinering. Om et kaldtvannskorallrev ødelegges av trålfiske kan deres mulige verdi som habitat for fisken beregnes som kostnadene ved å etablere et kunstig korallrev av for eksempel betongelementer. Metoden forutsetter at tiltaket er et perfekt substitutt for det tapte miljøgodet og fullt ut erstatter alle tjenester som gikk tapt, noe som bare unntaksvis vil være tilfellet.

I motsetning til RP-metodene, er *SP-metodene basert på hypotetisk adferd* ved at en konstruerer et hypotetisk marked for miljøgodet ved å spørre befolkningen om deres betalingsvillighet (BV) for en nøye spesifisert endring i miljøgodet, for eksempel å bedre vannkvaliteten fra «dårlig» til «god» i et vassdrag (hvor disse vannkvalitetsnivåene er nøye beskrevet på en skala). Fordelen med disse metodene er at en kan spørre om BV for den eksakte miljøendringen en er ute etter å verdsette. Husstanders BV vil dessuten omfatte både bruks- og ikke-

bruksverdien; gitt at en spør et representativt utvalg av hele den berørte befolkningen, dvs. både brukere og ikke-brukere av miljøgodet. I tillegg har SP-metodene den fordel at de kan verdsette fremtidige effekter, noe som er en fordel når anslagene skal brukes i en SØA av et utbyggingsprosjekt som jo i de aller fleste tilfeller utføres før prosjektet gjennomføres (ex ante SØA). RP metoder som Transportkostnadsmetoden beregner kun bruksverdi i form av opplevelsesverdi/rekreasjonsverdi av dagens aktivitet, og ikke endringer i bruksverdien som følge av for eksempel bedre vannkvalitet. Til det må en ha informasjon om hvor mye mer befolkningen bruker vassdraget til ulike rekreasjonsaktiviteter som følge av vannkvalitetsendringen. Det må innhentes vha. såkalte betinget adferd (contingent behavior) - undersøkelser hvor befolkningen spørres hvordan de vil endre sin adferd om prosjektet gjennomføres. Om det ikke er tid og/eller penger til å gjøre en slik tilleggsundersøkelse, må endret antall rekreasjonsdager (og/eller endret kvalitet av disse) anslås vha. ekspertanslag fra friluftslivsforskere.

Hovedforskjellen mellom de direkte og indirekte SP-metodene er at mens en i *Betinget Verdsetting* (Contingent Valuation; CV) - undersøkelser spør direkte om respondentens BV for å få/unngå en marginal endring i miljøgodet, må betalingsvilligheten i *Valgeksperimenter* (Choice Experiments; CE) utledes indirekte ved å se på de valg mellom alternativer respondentene gjør når miljøgodet og dets attributter/karakteristika gjøres tilgjengelig i ulik mengde og/eller kvalitet til varierende pris; se figur 1.6 for et eksempel på et valgkort.

1.6 Betinget Verdsetting

I Norge har skepsisen mot bruk av CV i SØA i noen grad vedvart til tross for metodiske fremskritt de siste 20 år. Det er to typer kritikk som ofte brukes mot anvendelsen av betinget verdsetting, og som sett i lys av nyere litteratur ofte tillegges overdreven vekt: i) hypotetisk skjevhet, og ii) at for mange prosjekter passerer nytte-kostnadstesten (Hoehn og Randall 1989).

Hypotetisk skjevhet i form av at folks faktiske adferd ikke er den samme som den de oppgir i en CV-undersøkelse, observeres også i en lang rekke andre sammenhenger der en benytter data fra spørreundersøkelser (for eksempel valgmålinger versus faktiske valgresultater). Det betyr ikke automatisk at betalingsvilligheten de oppgir, er høyere enn det de faktisk ville betalt. Dette er det populære og tradisjonelle synet på metoden. Som Carson (2012) påpeker,

med henvisning til Paul Samuelson¹⁸, så kan det også være incentiver til å oppgi lavere enn faktisk betalingsvillighet for fellesgoder. Det sentrale er hvilke incentiver respondentene har for å svare, og om de føler at svarene har betydning for noe de bryr seg om (dvs. såkalt konsekvensialitet). I flere studier referert i for eksempel Carson (2012), Kling m.fl. (2012) og Haab m.fl. (2013) forsvinner hypotetisk skjevhet i studier som sammenligner faktisk og hypotetisk betaling, når såkalt incentiv-kompabilitet og konsekvensialitet er tilfredsstillt. Hvis en undersøkelse feiler på disse punktene, finnes det likevel virkemidler som kan redusere mulig skjevhet (Loomis 2011). De to mest brukte er å gi respondentene ytterligere instruksjoner (“cheap talk”) om å tenke seg at det er en faktisk transaksjon, og å la respondentene anslå hvor sikre de er på at de ville betale ulike beløp (og så justere for dette i beregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet). Alternativt kan en spesifisere hvilket sikkerhetsnivå respondentene skal bruke når de oppgir sin betalingsvillighet, slik som i figur 1.5.

Den andre typen kritikk innebærer at hvis det var mange andre offentlig finansierte tiltak som skulle vurderes i tillegg, ville vel det redusere folks betalingsvillighet? Med andre ord: alle slike prosjekter kan ikke passere nytte-kostnadstesten samtidig¹⁹. Imidlertid er dette argumentet ikke sentralt, da alle offentlige prosjekter som vurderes på for eksempel et stadium der en ny kraftlinje eller vei er under vurdering, er konkrete forslag hvis nytte og kostnader bør sammenlignes med referansealternativet, og ikke med alle mulige hypotetiske prosjekter det offentlige kunne bruke penger på.

Hovedpunktene i en høykvalitets CV-undersøkelse av f.eks. nytten av investering i tiltak i farleder og havner som vil redusere antall grunnstøtinger, og dermed færre oljeutslipp med tilhørende miljøskader, vil være:

1. Scenariobeskrivelse, dvs. en beskrivelse av effektene *uten og med* tiltaksplan for å redusere miljøskader av oljeutslipp fra skip. Effektene bør beskrives verbalt, med bilder (eller video) som viser miljøtilstanden uten og med tiltaket, og med kart over det aktuelle området som blir påvirket. Beskrivelsen av effektene bør være vitenskapelig korrekt og samtidig forståelig for respondentene; og helst være godkjent som en nøytral

¹⁸ “It is in the selfish interest of each person to give false signals, to pretend to have less interest in a given collective consumption activity than he really has” (Samuelson 1954).

¹⁹ Jfr. Hoehn og Randall (1989).

beskrivelse av alle parter (f.eks. skipsfartsorganisasjoner, miljøorganisasjoner og miljømyndighetene)

2. Tiltaksplanen som skal gi disse effektene må beskrives, og respondentene må ha tro på at tiltaksplanen er realistisk, og at den med sikkerhet²⁰ vil gi den beskrevne effekten. Om de tror at tiltaksplanen ikke er effektiv og vil gi mindre effekter enn beskrevet i scenariet, vil betalingsvilligheten deres også være for en mindre effekt (uten at vi vet hvor mye mindre), og ikke effekten vi ba dem verdsette. En bør derfor sjekke, fortrinnsvis ved uttesting av spørreskjemaet i fokusgrupper, en-til-en intervjuer og pilottester, om respondentene aksepterer scenario-beskrivelsen (og betalingsmåten, se pkt. 3) som realistisk ut fra tiltaksplanen, for å unngå denne feilkilden.
3. Betalingsmåten oppgis. Den bør være så realistisk som mulig med en direkte sammenheng mellom betaling og tiltaksplan, og oppfattes som effektiv og rettferdig for å unngå såkalte protest nullsvar. Protest nullsvar vil si respondenter som oppgir null betalingsvillighet for å protestere mot scenariobeskrivelse, tiltaksplanen, betalingsmåten eller andre aspekter; mens de egentlig har en betalingsvillighet for å få effektene av tiltaksplanen. For bedret vannkvalitet brukes oftest en økning i den kommunale vann- og avløpsavgiften da den tilfredsstiller kravet om at respondentene tror det er realistisk at de faktisk må betale. Dermed reduseres mulighetene for hypotetisk skjevhet i svarene. For kabling av kraftledninger for å unngå landskapsinngrep av luftlinjer kan en på samme måte bruke økning i årlig strømregning (gjennom økt nettleie) for å dekke ekstrakostnadene ved jord- og sjøkabel. For tiltak for å unngå oljeutslipp fra skip kan en bruke årlig skatteøkning. Selv om noen vil kunne ha aversjon mot en økning i skatter og avgifter, bør en bruke slike realistiske betalingsmåter for å redusere hypotetisk skjevhet. Betalingsmåten bør imidlertid alltid testes ut i pilottester og tilpasses slik at det blir få protest-nullsvar.

²⁰ Selv om det er usikkerhet omkring effekten av en tiltaksplan, søker en å konstruere et scenario hvor respondenten med sikkerhet får en spesifisert effekt (og så håndteres endret sannsynlighet for denne effekten senere i SØA). Dette gjøres fordi respondenter har problemer med å forholde seg til endringer i sannsynlighet. Det er i praksis kun i studier av Verdien av Statistisk Liv (VSL) at respondentene spørres om sin betalingsvillighet for endret sannsynlighet for en effekt, og da i form av endret dødsrisiko (f.eks. fra 5:10.000 til 4:10.000 sjanse for å dø før forventet levealder); se Lindhjem m.fl. (2011).

4. Betalingsvillighetsspørsmålet kan stilles åpent eller lukket:

- Åpent: ”Hva er det meste din husstand er villig til å betale per år i økt skatt for å unngå den beskrevne miljøskaden av oljeutslipp fra skip?”, og hvor en så vises et betalingskort/-skala med ulike beløp fra 0 kr til et høyt beløp (jfr. figur 1.5).
- Lukket: ”Tiltaksplanen som vil unngå den beskrevne miljøskaden av oljeutslipp fra skip koster X kr per husstand per år i økt skatt. Er du for eller imot planen?” (Beløpet X varieres i ulike underutvalg, andelen som er ”for” planen ved ulike beløp registreres, og gjennomsnittlig betalingsvillighet kan så beregnes vha. økonometriske metoder).

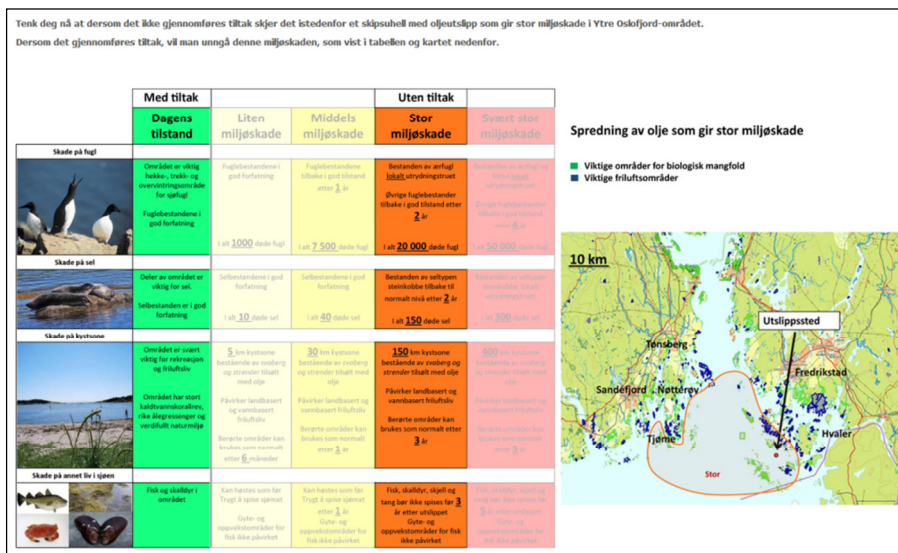
Lukkede BV-spørsmål er spesielt godt egnet der befolkningen jevnlig stemmer over ulike tiltaksplaner slik som i delstater i USA og i Sveits. Dessuten er lukkede spørsmål i teorien insentivkompatible, dvs. de gir respondentene insentiv til å oppgi sin «sanne» betalingsvillighet. Imidlertid kan de også være utsatt for såkalt «yeah-saying», dvs. respondenter svarer «ja» til planen selv om det beløpet de blir spurt om er for høyt i forhold til deres BV da det er eneste mulighet de har for å vise at de er «for» planen.

Når folk spørres om sin betalingsvillighet bør de minnes på at de har en begrenset inntekt, og at om de bruker penger på å betale for endringen i miljøgodet det spørres om har de mindre penger å bruke på andre ting (jfr. figur 1.5).

5. Årsak til nullsvar kartlegges for å skille mellom reelle nullsvar og protest nullsvar. Andelen protest nullsvar bør være lav, og de bør tas ut av utvalget når gjennomsnittlig betalingsvillighet beregnes. Ellers vil gjennomsnittlig betalingsvillighet i befolkningen bli undervurdert.
6. Respondentens vurdering av scenarienes troverdighet undersøkes. Betalingsvillighet for ulike omfang av effektene testes. En slik såkalt ”scope test” gjennomføres for å se om respondenten er villig til å betale mer for å unngå en større enn for en liten miljøskade, og dermed handler i samsvar med økonomisk teori. Respondentenes holdninger, informasjonsnivå, og sosioøkonomiske data kartlegges også for å kunne forklare variasjonen i betalingsvillighet i utvalget; og teste validiteten av undersøkelsen. For eksempel forventer man ut fra økonomisk teori at

betalingsvilligheten øker med økende inntekt og mindre tilgang på substitutter for den miljøendringen som verdsettes.

I tillegg kommer at en høykvalitets CV-studie må tilfredsstillte generelle krav til spørreundersøkelser slik som stort nok utvalg (både absolutt og i prosent av populasjonen utvalget skal representere), høy svarprosent og god representativitet (i form av sosioøkonomiske variable).



Figur 1.4. Eksempel på scenariobeskrivelse i en Betinget Verdsetningsstudie gjennomført som en internettundersøkelse. Miljøskade som følge av oljeutslipp fra skip, med tiltak (bevaring av dagens tilstand) og uten tiltak (i form av fire skadenivåer fra «liten» til «svært stor» miljøskade), er beskrevet ved hjelp av en skadetabell med bilder av berørte økosystemtjenester (dvs. skade på sjøfugl, sel, annet liv i havet og kystsonen), verbal beskrivelse av effektene og kart som viser det geografiske omfanget av miljøskaden. Hver respondent ble spurt om sin betalingsvillighet for å unngå hver av de fire miljøskadene. Her vises eksempelet med «stor miljøskade». Merk at de øvrige miljøskadenivåene også er synlige slik at de blir minnet på forholdet mellom de ulike skadenivåene. (Kilde: Lindhjem m.fl. 2014)

Hva er det verdt for deg og din husstand å unngå én liten miljøskade i Ytre Oslofjord?

Næringslivet, skipsfarten, staten og husstandene drar alle nytte av skipstrafikken, og alle parter må derfor betale for tiltakene som gjør at man unngår miljøskader fra oljeutslipp. Alle husstander i regionen må dekke sin del av kostnadene gjennom økt inntektskatt som går uavkortet til Kystverket for å bedre oljevernberedskapen.

Hva er det meste, om noe, din husstand helt sikkert vil betale i økt skatt per år de neste 10 årene, for å gjennomføre tiltak slik at man unngår en liten miljøskade i Ytre Oslofjord? Husk at dersom husstanden din betaler for dette, blir det mindre penger igjen å bruke på andre ting.

Tenk på hva det er verdt for deg og din husstand å unngå én liten miljøskade i Ytre Oslofjord-området

I glideskalaen nedenfor, velg det høyeste beløpet, om noe, din husstand helt sikkert er villig til å betale per år i 10 år.

Kroner per år for hvert år i en 10-års periode:

0	25	50	100	300	500	700	900	1100	1400	1800	2200	2700	3200	3800	4400	5100	5800	7000	8500	10000	13000	15000	Mer enn 15000	Vet ikke

Figur 1.5. Eksempel på åpent betalingsvillighetsspørsmål med betalingskort i form av en beløpsskala, brukt i samme internettundersøkelse som i figur 1.4. (Kilde: Lindhjem m.fl. 2014)

Egenskap		Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3 (som i dag)
Størrelse på vernet område		5.000 km ²	10.000 km ²	2.445 km ²
Attraktivitet for næringsvirksomhet		Nei, ikke attraktivt for noen næringsvirksomhet	Attraktivt for både fiskeriene og olje/gass	Noe attraktivt for både olje/gass og fiskeriene
Viktighet som oppvekst og gjemteplass for fisk		Viktig	Ikke viktig	Noe viktig
Kostnader per hushold per år		1000 kr/år	100 kr/år	0
Jeg foretrekker				

Figur 1.6. Eksempel på et valgkort brukt i et Valgekspesiment om økt verneareal for kaldtvannkorallrev i Norge (Kilde: Aanesen m.fl. 2015)

1.7 Verdioverføring

Dersom det foreligger en eller flere verdsettingsstudier for et miljøgode, er det et spørsmål om man kan overføre verdianslagene fra stedet studien ble foretatt ("studiestedet") til det nye stedet man ønsker verdier for ("tiltaksstedet")²¹. En slik overføring kalles "Benefit transfer" (nytte-overføring). Metoden gjelder

²¹ Studiestedet og tiltaksstedet benevnes henholdsvis «Study site» og «Policy Site» i engelskspråklig litteratur.

imidlertid både for overføring av nytte og skade, og burde derfor heller generelt benevnes verdioverføring ("Value Transfer"); se også Navrud (2004), samt Navrud & Ready (2007).

Fordelen med en slik overføring av verdianslag er at dette er billigere enn å utføre nye verdsetningsstudier (oftest benevnt som originalstudier eller primærstudier). En annen, og ofte like viktig faktor, er at gjennomføring av nye studier er tidkrevende, og overføring av verdsetningsestimater fra eksisterende studier kan dermed være en langt raskere metode.

Svakheten med verdioverføring er at usikkerheten i verdianslagene øker. Dette kan skyldes at selv om tidligere undersøkelser har verdsatt samme type miljøgode, kan det være flere viktige forskjeller. Dette kan for eksempel være ulike karakteristika ved miljøgodet, ulik endringer av miljøgodets kvalitet/mengde, ulik tilgjengelighet av substitutter, og ulik beslutningssituasjon for verdsettingen. I tillegg kan det være forskjeller for eksempel i inntekt, utdanning, preferanser og holdninger hos de berørte husstander; noe som vil kunne medføre forskjellig verdsetting av samme miljøendring. Disse usikkerhetene kommer i tillegg til usikkerheten som allerede ligger i de originale verdsetningsmetodene, samt i metodene for å anslå den fysiske effekten av et prosjekt/inngrep. Økningen av usikkerhet i estimatene ved verdioverføringen må vurderes opp mot nytten i form av redusert tid og kostnad sammenlignet med å gjennomføre en ny verdsetningsstudie, samt en vurdering av hva som er et akseptabelt usikkerhetsnivå i den aktuelle beslutningssituasjonen.

For å gjennomføre verdioverføring trengs:

- 1) Database over originale verdsetningsstudier; for å kunne identifisere aktuelle studier som en kan overføre verdier fra
- 2) Kriterier for å vurdere kvaliteten av identifiserte originale verdsetningsstudier
- 3) Verdioverføringsteknikker
- 4) Retningslinjer for verdioverføring

Ad pkt. (1) er den mest omfattende og oppdaterte databasen for verdsetningsstudier Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) www.evri.ca. Denne databasen ble opprinnelig laget for å huse verdsetningsstudier av forbedret vannkvalitet i USA og Canada, men omfatter nå mer enn 4,000 verdsetningsstudier fra hele verden av alle typer miljøgoder, kulturminner og miljørelaterte helseeffekter. Dersom det er ingen eller kun et fåtall

primærstudier av den aktuelle miljøendringen i Norge og Norden, bør hele EVRI-databasen gjennomgås med henblikk på relevante studier samt at en bør gjøre generelle søk etter studier. Meta-analyser (som også tar med nordamerikanske studier, som det er klart flest av) kan også vurderes, gitt at man tar hensyn til begrensningene for overføring av verdier fra meta-analyser med et bredt omfang. Dette innebærer at det ofte er stor variasjon i definisjonen av miljøgodet i studiene som er tatt med i meta-analysen. Dette gjøres for å øke antall observasjoner i meta-analysen når det er få studier av miljøgodet som vurderes. Det vil imidlertid kunne øke usikkerheten i verdsettingsanslaget fra meta-analysen. Noen meta-analyser finnes også i EVRI-databasen. Et eksempel: Lindhjem (2007) laget et regneark med detaljerte data om alle studier av miljøgoder i skog (mer detaljert enn i EVRI) som inntil da hadde vært gjennomført i Norge, Sverige og Finland, og brukte dette til å gjennomføre en meta-analyse. En viktig konklusjon fra denne studien var at betalingsvilligheten ikke synes å være følsom for størrelsen på skogsområder: Folk var villige til å betale like mye for å bevare små som store skogområder. Dette kan skyldes at arealet på området oftest ikke var oppgitt i selve betalingsvillighetsspørsmålet samt at fokus for studien var f.eks. bevaring av biodiversitet heller enn størrelsen på arealet. Dette skaper selvsagt tvil om bruk av forenklete mål, slik som betalingsvillighet pr. arealenhet, for å finne samlet betalingsvillighet for et større (eller mindre) område på tiltaksstedet. Lindhjem & Navrud (2008) fant, når de sammenlignet enhetsoverføring med overføring fra den mer tidkrevende og komplekse meta-analysen av studier fra alle tre land, at den langt enklere enhetsoverføringen fra studier i samme land ikke ga større overføringsfeil. Spesielt når det er få verdsettingsstudier nasjonalt, kan imidlertid meta-analyser av studier internasjonalt (fortrinnsvis med høy forklaringskraft) være til nytte.

Databaser med verdsettingsstudier inneholder sjelden all informasjon man trenger med sikte på finne en studie som er så lik tiltaksstedet som mulig. EVRI bør derfor enten videreutvikles til å gi mer detaljerte data om studiene (noe som inngår i prosessen med å revidere EVRI som nå foregår), eller en bør designe databaser med mer detaljerte data slik som f.eks. Lindhjem (2007). Det er selvsagt også en stor fordel å ha tilgang til selve primærstudiene som det er aktuelt å overføre fra.

Ad pkt. (2), gir beskrivelsen av en høykvalitets CV-studie tidligere i dette kapitlet en god liste over kriterier en bør bruke for å vurdere kvaliteten av en

CV-studie. Söderqvist & Soutukorva (2006) gir en kriterieliste for vurdering av kvaliteten av studier som bruker både RP- og SP-metoder.

Ad. pkt. (3) finnes det tre hovedtyper av verdioverførings-teknikker: i) Enhetsoverføring, ii) Overføring av en verdsettings-/ betalingsvillighets - funksjon og iii) Meta-analyse.

i) Enhetsverdioverføring

Enhetsverdioverføring, dvs. overføring av estimater for gjennomsnittlig betalingsvillighet for en spesifisert endring i mengden og eller kvaliteten av et miljøgode; er den enkleste formen for verdioverføringsteknikk. Denne verdioverføringen kan foregå med eller uten korreksjoner av forskjeller mellom de to stedene. Korreksjonene kan gjøres på bakgrunn av verdistingning, inntektsnivå eller ekspertanslag av ulikheter mellom studiested og tiltakssted. Det tilstrebes å finne verdsettingsanslag fra én studie som i størst mulig grad ligner tiltaksstedet både m.h.t endringen i miljøgodet som verdsettes og sammensetningen av befolkningen (jfr. sosio-demografiske variable samt rekreasjonsmønster og miljøinteresse), men overføringen kan også baseres på anslag fra flere originale verdsettingsstudier.

ii) Overføring av verdsettingsfunksjon/betalingsvillighetsfunksjon

Denne teknikken innebærer at en istedenfor å overføre et anslag for en spesifisert endring i miljøgodet, overfører hele betalingsvillighetsfunksjonen. Dette er den funksjonelle sammenhengen mellom estimert betalingsvillighet for endringer i miljøgodet og forklaringsvariabler slik som størrelsen og retning på endringen i miljøkvalitet, tilgang på substitutter (f.eks. alternative vassdrag og/eller rekreasjonsaktiviteter om en verdsetter vannkvalitetsendringer), respondentens inntekt, utdanning, alder, rekreasjonsbruk og kjennskap til miljøgodet. Estimering av betalingsvillighet på tiltaksstedet skjer da ved å bruke koeffisientene for disse forklaringsvariablene i betalingsvillighetsfunksjonen fra studiestedet og sette inn middelverdiene for forklaringsvariablene fra tiltaksstedet. Dette betinger at miljøendringene og forklaringsvariablene er sammenlignbare, og at respondentenes preferanser er like på studiested og tiltakssted. Det tilstrebes også her å finne et studiested som i størst mulig grad ligner tiltaksstedet, og at det finnes data for forklaringsvariablene (som inngår i betalingsvillighetsfunksjonen fra studiestedet) tilgjengelig på tiltaksstedet. Ofte vil en ikke kunne bruke betalingsvillighetsfunksjonen med flest signifikante forklaringsvariabler og størst forklaringskraft, da det ikke finnes verdier for disse variable fra statistiske kilder på tiltaksstedet.

iii) Meta-analyse

Meta-analyse er en statistisk regresjonsanalyse av flere tidligere verdsettingsstudier for et bestemt miljøgode, som gjøres for å undersøke hvordan betalingsvilligheten for miljøgodet varierer med ulike karakteristika ved godet, ved den undersøkte befolkningen og ved verdsettingsmetoden som er anvendt. Da hver studie oftest benyttes som én observasjon, er det problematisk å gjennomføre meta-analyser for miljøgoder hvor det er utført få tidligere studier. En vil da ha problemer med få observasjoner (og dermed få frihetsgrader) i regresjonene. Det kan brukes flere estimat fra den samme studien dersom det for eksempel er brukt ulike verdsettingsspørsmål og estimeringsteknikker i originalstudien, men man må da ta hensyn til at estimatene fra samme studie er korrelert. Et annet problem med meta-analyser er at det ofte er karakteristika ved de ulike verdsettingsmetodene som blir brukt, som forklarer størsteparten av variasjonen i verdsetting (se for eksempel Navrud & Ready 2007, Lindhjem m.fl. 2011), mens det som er viktigst for bruk av meta-regresjonen for verdioverføring, er hvordan betalingsvilligheten varierer med karakteristika ved miljøgodet og den berørte befolkningen.

Disse verdioverføringsteknikkene inngår som en viktig del av retningslinjer for verdioverføring (pkt. 4 ovenfor) til bruk i SØA; se Navrud (2007) for en generell veiledning. Slike retningslinjer beskriver i tillegg til geografisk verdioverføring, også overføring av verdianslag over tid (som er nødvendig siden de originale studiene ofte er gjennomført for flere år siden). I SØA vil det dessuten være viktig å ta hensyn til at miljøgoder forventes å øke i verdi relativt til andre goder pga. økende knapphet og økende realinntekt.

1.8 Metodeutvikling og -utfordringer

Mens miljøøkonomifaget og verdsettingsanvendelsene tidligere i stor grad var opptatt av luft- og vannforurensning, har oppmerksomheten i vestlige land gradvis dreid seg mer mot skader av naturforringelse og redusert biologisk mangfold. Denne dreiningen har pågått i hvert fall i 15-20 år, men ble veldig forsterket med Millennium Ecosystem Assessment (2005) og påfølgende prosjekter som «Cost of policy inaction»²² samt den internasjonale dugnaden «The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services» (TEEB)²³, som etter

²² Braat og ten Brink (2008)

²³ www.teebweb.org/ og Kumar (2010)

hvert er blitt fulgt opp i mange land. TEEB samlet litteratur og gjennomgikk det metodiske grunnlaget for både monetær og ikke-monetær verdsetting av biologisk mangfold og økosystemtjenester. I kjølvannet av TEEB har det vært både nasjonale og internasjonale prosesser for å kartlegge og verdsette økosystemtjenester både for EU og for enkeltland; hvor Storbritannias UK National Ecosystem Assessment (UK NEA)²⁴ er et godt eksempel.

Det er også pågående prosesser i regi av de Forente Nasjoner (FN), Verdensbanken og andre som jobber med å utvide Brutto Nasjonalprodukt (BNP) med verdianslag på utarmede naturområder og -ressurser (se for eksempel WAVES - Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services - i regi av Verdensbanken²⁵ og arbeidet med grønt BNP og «ecosystem accounting» i regi av FN²⁶). Norges foreløpige oppfølging av TEEB er NOU (2013) fra økosystemtjenesteutvalget.

Resultatet av den økte oppmerksomheten de siste 5-10 årene har dermed vært en eksplosiv økning i nye verdsettingsstudier internasjonalt innenfor temaene natur, økosystemtjenester og biologisk mangfold. Det har gitt både videreutvikling av eksisterende metoder og en større base av studier som kan brukes som grunnlag for verdioverføring.

Selv om det i de senere år har kommet enkeltstudier i Norge som verdsetter økosystemtjenester og biologisk mangfold; se for eksempel Lindhjem m.fl. (2014) for å unngå skader på hav- og kystøkosystemer av oljesøl fra skip, samt Aanesen m.fl. (2014) og Lindhjem m.fl. (2015) for økt verneareal for henholdsvis kaldtvannskorallrev og barskog i Norge, er det likevel relativt få norske studier. Dette er også noe økosystemtjenesteutvalget understreker som en viktig mangel (NOU 2013).

Når det gjelder verdien av å unngå naturinngrep av investeringsprosjekter, er det få norske studier. Tre eksempler er: i) Navrud (2001a) verdsatte negative effekter av vannkraftutbygging, ii) Navrud m.fl. (2008) verdsatte negative landskapseffekter av kraftlinjer, og iii) Alsvik (2013) verdsatte negative landskapseffekter av veibygging. Slik situasjonen er i dag, er dermed det empiriske grunnlaget for å vurdere verdien av naturinngrep som følge av

²⁴ Se <http://uknea.unep-wcmc.org/> og spesialnummeret i 2014 av det internasjonale tidsskriftet "Environmental and Resource Economics" (57(2):2014).

²⁵ www.wavespartnership.org/en

²⁶ <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/> og den relativt nypubliserte: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seaRev/eea_final_en.pdf

investeringsprosjekter tynt. Det betyr imidlertid ikke at man ikke kunne fremskaffet et slikt empirisk grunnlag ved bruk av «best practice» - metoder for å beregne slike verdier, som man i Norge for eksempel har gjort for verdien av statistisk liv (VSL), trafikkstøy og tidsverdier i transportsektoren (Samstad m.fl. 2010)²⁷.

RP-metodene har også gjennomgått en viss utvikling de siste 15-20 årene, med langt flere anvendelser og økonometrisk videreutvikling, for eksempel i beregning av rekreasjonsverdier. I USA har man lenge hatt store databaser over studier som verdsetter rekreasjonsdager for ulike fritidsaktiviteter både ved bruk av transportkostnadsmetoden og SP-metoder²⁸. Det betyr at man ved naturinngrep kan beregne tap av rekreasjonsverdier, gjennom å kombinere anslag for rekreasjonsverdi per aktivitetsdag ved verdioverføring fra databasene (eller ved å gjøre nye studier for det konkrete tiltaket) med forventet endring i antallet aktivitetsdager (og eventuelt endret kvalitet av disse dagene). US Department of Agriculture (USDA) Forest Service, for eksempel, bruker slike verdianslag i sine analyser. I Norge finnes få studier av verdien av rekreasjon, med unntak av noen eldre studier av fritidsfiske (Navrud 2001b) og enkelte andre aktiviteter.

Innenfor Eiendomsprismetoden har litteraturen også utviklet seg internasjonalt, men i Norge har vi kun noen få nyere studier, for eksempel av hvordan verdien av grøntarealer reflekteres i boligpriser i Oslo (Vågnes 2014) og tilsvarende for veitrafikkstøy i hele Norge (Navrud og Strand 2011). Eiendomsprisstudiene internasjonalt er blitt bedre til å utnytte geografiske data (GIS) og er blitt mer avanserte de senere år; se for eksempel Gibbons m.fl. (2014) for en omfattende nasjonal studie fra England som demonstrerer betydningen av nærhet til ulike naturkvaliteter for boligpriser. Det er også viktig å bemerke at verdianslagene fra slike RP-metoder kun dekker bruksverdier knyttet til naturinngrep. Dermed vil slike anslag uansett være konservative siden ikke-bruksverdier også kan være viktige i mange tilfeller, i hvert fall for de større naturinngrepene. Den offentlige debatten både om

²⁷ I andre nordiske land, som Danmark, har man etter hvert en rekke studier som verdsetter de eksterne effektene av naturinngrep ved bruk av SP-metoder (Ladenburg og Dubgaard 2007; 2009 for vindkraft; og Olsen m.fl. 2005 for veibygging) og RP-metoder (eiendomsprismetoden) (Jensen m.fl. 2014, for vindkraft). Felles for disse studiene er at de viser betydelige negative samfunnsøkonomiske effekter av naturinngrep.

²⁸ <http://recvaluation.forestry.oregonstate.edu/>

kraftlinjene i Hardanger og oljeutvinning i Lofoten viser tydelig at ikke-bruksverdier er viktige.

Når det gjelder SP-metodene er det første man kan observere at det har vært en eksplosjon i slike studier, og særlig valgekspérimentstudier.

Valgekspérimentmetoden er under kontinuerlig utvikling, men har vært brukt i mange sammenhenger for å verdsette naturinngrep, arealbruk og økosystemtjenester; for eksempel studien til Olsen m.fl. 2005 om veibygging i Danmark. Siden denne metoden avleder folks betalingsvillighet på en indirekte måte og dermed (i hvert fall delvis) unngår såkalt hypotetisk skjevhet, er den i en del kretser mer akseptert enn betinget verdsetting. Metoden har imidlertid også utfordringer knyttet både til kognitiv overlessing og kompleksitet for respondentene (særlig når både antall valg og antall attributter ved miljøgodet øker), samt økonometrisk/statistisk sensitivitet i resultatene. Det er heller ikke alltid åpenbart at ethvert miljøgode kan stykkes opp i et sett av attributter som kan avveies mot hverandre.

Det er derfor man i mange tilfeller heller velger å verdsette endringene som følger av et naturinngrep samlet ved bruk av Betinget Verdsetting, heller enn å verdsette et sett av enkeltattributter i Valgekspériment. Siden John Krutilla's berømte artikkel i *American Economic Review* (Krutilla 1967), har det vært enighet om at ikke-bruksverdier representerer reelle økonomiske verdier. Veisten & Navrud (2006) som sammenligner folk hypotetiske og faktiske betalingsvillighet for barskogvern i Oslomarka viser dette tydelig i norsk sammenheng. Det store metodiske spørsmålet, som fikk voldsom, fornyet oppmerksomhet som del av skadeoppgjøret etter oljeutslippet fra tankeren Exxon Valdez i Alaska, har heller vært om tapet av ikke-bruksverdiene kan anslås med stor nok grad av sikkerhet ved bruk av Betinget Verdsetting. Et ekspertpanel (NOAA-panelet) ledet av de nobelprisvinnende økonomene Kenneth Arrow og Robert Solow ble nedsatt i 1992 for å vurdere om metoden kunne gi troverdige anslag for bruk i naturskadeerstatninger²⁹. Deres anbefaling var et kvalifisert «ja» forutsatt at metoden følger noen kriterier for «best practice» (Arrow m.fl. 1993).

²⁹ Merk at bruk av denne typen anslag i naturskadeerstatning krever en høyere grad av sikkerhet enn en ville kreve for samfunnsøkonomiske analyser/nytte-kostnadsanalyser (NKA) eller en naturavgift (Navrud og Pruckner 1997).

Exxon Valdez og NOAA-panelets arbeid skapte frenetisk aktivitet innen miljøøkonomifaget, som har pågått siden. Resultatet har vært at det teoretiske grunnlaget for verdsetting av miljøgoder er styrket (blant annet med hjelp fra adferdsøkonomi), at Betinget Verdsetting er blitt grundig testet og i dag har ganske bred legitimitet. Kling m.fl. (2012) gir en balansert oppsummering av erfaringer og lærdommer de siste 20 år med Betinget Verdsetting³⁰.

1.9 Konklusjon

Metodene for verdsetting av miljøkvalitet og økosystemtjenester synes de siste 15-20 år å ha blitt bedre og mer presise, og særlig gjelder det Betinget verdsetting og Valgekspesimenter. Disse oppgitte preferanse-metodene er spesielt anvendbare i SØA av investeringer i infrastrukturiltak som gir framtidige naturinngrep som reduserer både bruks- og ikke-bruksverdi. Da det som oftest ikke er tid eller penger til å gjennomføre nye originale verdsettingsstudier for hver nye SØA, må en imidlertid basere seg på verdioverføring fra tidligere verdsettingsstudier. Selv med gode teknikker og retningslinjer for verdioverføring i rom og tid, er det begrenset med originale verdsettingsstudier å overføre fra, og særlig få studier er det i Norge. Denne mangelen på norske verdsettingsstudier av naturinngrep er også påpekt av Økosystemutvalget (NOU 2013). Nye verdsettingsstudier av aktuelle effekter på miljøgoder av store investeringsprosjekter bør derfor gjennomføres, der en kombinerer videre metodeutvikling med å designe studiene slik at de er godt egnet for verdioverføring til bruk i framtidige SØA. Videre bør Økosystemutvalgets anbefalinger og overordnede retningslinjer for verdsetting av miljøgoder og verdioverføring innarbeides i neste oppdatering av den norske veilederen for samfunnsøkonomiske analyser (Direktoratet for Økonomistyring 2014), samt i de sektorspesifikke SØA-veilederne slik som Veidirektoratets Håndbok V712: «Konsekvensanalyser» (Veidirektoratet 2015). Dette kan skje i form av for eksempel utarbeiding av enhetspriser og verdioverføringsteknikker slik en nå er ferd med å gjøre i deler av transportsektoren. Spesielt Veidirektoratet og Kystverket er kommet langt i dette arbeidet; men også andre deler av transportsektoren, Miljødirektoratet og

³⁰ I samme nummer av *Journal of Economic Perspectives* er det også bidrag om betinget verdsetting fra de gamle våpendragerne i diskusjonen etter Exxon Valdez: Hausman (2012) og Carson (2012). Hausman's bidrag er blitt kritisert av bl.a. Haab m.fl. (2013).

energisektoren tar i økende grad inn miljøkostnader i sine samfunnsøkonomiske analyser av investeringsprosjekter.

Referanser

Aanesen, M; C. Armstrong, M. Czajkowski, J. Falk-Petersen, N. Hanley og S. Navrud (2015): Willingness to pay for unfamiliar public goods: Preserving cold-water corals in Norway. *Ecological Economics* 112; 53-67.

Alsvik, K. (2013): Samfunnsøkonomisk verdi av landskapsinngrep ved vei-prosjekter - en Betinget Verdsettingsstudie. Masteroppgave. Handelshøgskolen NMBU, Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet.

Arrow, K., R. Solow, P. R. Portney, E. E. Leamer, R. Radner, og H. Schuman (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, Federal Register, January 15, vol.58, no. 10, pp. 4601-4614.

Barton, D.N.; S. Navrud; H. Bjørkeslett og I. Lilleby. 2010: Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments—a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway, *Journal of Soils and Sediments*, 10; 186-201

Bateman, I. J.; Brouwer, R.; Ferrini, S.; Schaafsma, M; Barton, D.N.; Dubgaard, A.; Hasler, B.; Hime, S.; Liekens, I.; S. Navrud; De Nocker, L.; Sceponaviciute, og R.; Semenienė, D. (2011): Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics* 50 (3); 365-387.

Bergland, O., K. Magnussen og S. Navrud 2002: Benefit transfer: Testing for Accuracy and Reliability. Chapter 7 (pp. 117-132) in Florax, R.J.G.M., P. Nijkamp and K. Willis (eds.) 2002: *Comparative Environmental Economic Assessment*. Edward Elgar Publishing, UK.

Braat L. og P. ten Brink, (eds.) (2008): *The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1718.

Carson, R. (2012): Contingent Valuation: A Practical Alternative When Prices Aren't Available. *Journal of Economic Perspectives* 26(4): 27-42

Carson, R.T.; M. B. Conaway og S. Navrud (2013): Preliminary valuation of a cultural heritage site of global significance: a Delphi contingent valuation study. Chapter 31 (pp. 586-612) in Rizzo, I and A. Mignosa (eds.) 2013: Handbook on the Economics of Cultural Heritage. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, United Kingdom.

Direktoratet for økonomistyring (2014): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Oslo. 185 s.

Gibbons, S., S. Mourato og G. M. Resende (2014): The Amenity Value of English Nature: A Hedonic Price Approach. *Environmental and Resource Economics* 57(2): 175-196.

Haab, T. C., M. G. Interis, D. R. Petrolia og J. C. Whitehead (2013): From Hopeless to Curious? Thoughts on Hausman's "Dubious to Hopeless" Critique of Contingent Valuation. *Applied Economic Perspectives and Policy* 35(4): 593-612.

Hausman, J. (2012): Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. *Journal of Economic Perspectives* 26(4), 43-56.

Hoehn, J. P. og A. Randall (1989): Too Many Proposals Pass The Benefit Cost Test. *American Economic Review* 79(3): 544-551.

Jensen, C. U. (2014): The vindication of Don Quixote: The impact of noise and visual pollution from wind turbines. *Land Economics* 90(4): 668-682.

Krutilla, J. V. (1967): Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57, 777-786.

Kumar, P. (ed.) (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Ecological and Economic Foundations*. Routledge.

Ladenburg, J., og Dubgaard, A (2007): Willingness to pay for reduced visual disamenities from offshore wind farms in Denmark. *Energy Policy* 35: 4059–4071

Ladenburg, J., og Dubgaard, A. (2009): Preferences of coastal zone user groups regarding the siting of offshore wind farms. *Ocean and Coastal Management* 52; 233-242.

Kling, C., D. J. Phaneuf og J. Zhao (2012): From Exxon to PB: Has some number become better than no number? *Journal of Economic Perspectives* 26(4), 3-26.

- Lindhjem, H. 2007: Non-Timber Benefits from Fennoscandian Forests: A Meta-Analysis. *Journal of Forest Economics* 12; 251-277
- Lindhjem, H., K. Grimsrud, S. Navrud og S. O. Kolle (2015): The Social Benefits and Costs of Preserving Forest Biodiversity and Ecosystem Services. *Journal of Environmental Economics and Policy* 4 (2); 202-222
- Lindhjem, H., S. Navrud, N.A. Braathen, og V. Biaisque 2011: Valuing lives saved from environment, transport and health policies. A meta analysis. *Risk Analysis* 31 (9); 1381-1407.
- Lindhjem, H. og S. Navrud 2008: How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.
- Lindhjem, H., K. Magnussen og S. Navrud 2014: Verdsetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip – Fra storm til smulere farvann (?); *Samfunnsøkonomen* nr 6 2014; 25-39.
- Magnussen, K. (1992): Valuing reduced water pollution using the contingent valuation method – testing for amenity misspecification. Chapter 10 (pp. 195-230) in Navrud, S (ed.) 1992: *Pricing the European Environment*. Scandinavian University Press/Oxford University Press, Oslo/Oxford/New York.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Navrud, S. 2001a: Environmental Costs of Hydro Compared with Other Energy Options. *International Journal of Hydropower and Dams*, Issue 2, 2001; 44-48.
- Navrud, S. 2001b: Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5); 369-382.
- Navrud, S. 2004: Value transfer and environmental policy. Chapter 5 (pp. 189-217) in Tietenberg, T. and H. Folmer (eds.) 2004: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Navrud, S. (2007): Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, 2007, Miljøstyrelsen, København.

- Navrud, S. og K. Grønvik Bråten (2007): Consumers' Preferences for Green and Brown Electricity: a Choice Modelling Approach. *Revue économique politique* 117 (5); 795-811.
- Navrud, S., og G.J. Pruckner 1997: Environmental valuation - To use or not to use? A comparative study of the United States and Europe. *Environmental and Resource Economics*. 10; 1-26 (July 1997)
- Navrud, S og R. Ready (eds.) (2007): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Navrud, S., R Ready, K. Magnussen og O. Bergland (2008): Valuing the social benefits of avoiding landscape destruction from overhead power transmission lines - Do cables pass the benefit-cost test? *Landscape Research*, 33 (3); 1-16 (June 2008)
- Navrud, S. og J. Strand (2011): Using Hedonic Pricing for Estimating Compensation Payments for Noise and Other Externalities from New Roads. Chapter 2 (p. 14-36) in Bennett, J. (ed.) 2011: *International Handbook on Non-Market Environmental Valuation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Navrud, S. og J. Strand (2013): Valuing Global Public Goods: A European Delphi Stated Preference Survey of Population Willingness to Pay for Amazon Rainforest Preservation. Policy Research Working Paper 6637, The World Bank, Washington DC.
- NOU (2013): *Naturens goder - om verdier av økosystemtjenester*. Norges offentlige utredninger 2013:10.
- Olsen, S.B., Ladenburg, J., Petersen, M.L. Lopdrup, U., Hansen, A.S., Dubgaard, A. (2005): *Motorways versus Nature. A Welfare Economic Valuation of Impacts*. ISBN: 87-7992-035-7
- Samstad, H., F. Ramjerdi, K. Veisten, S. Navrud, K. Magnussen, S. Flügel, M. Killi, A. Harkjerr Halse, R. Elvik og O. San Martin (2010): *Den norske verdsettingsstudien. Sammendragsrapport. TØI rapport 1053/2010*. Transportøkonomisk Institutt (TØI), Oslo
- Samuelson, P.A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics* 36(4): 387– 89.
- Söderqvist, T. og Å. Soutukorva 2006: *An Instrument for assessing the quality of environmental valuation studies*. Report. Naturvårdsverket, Stockholm.

Veisten, K. og S. Navrud 2006: Contingent valuation and actual payment for voluntarily provided passive-use values: Assessing the effect of an induced truth-telling mechanism and elicitation formats.. *Applied Economics*, 38, 735–756

Vågnes, N. T. (2014): Valuing urban recreational ecosystem services in Oslo – A hedonic pricing study. Master Thesis, University of Copenhagen.

2 Verdsetting av lokale miljøgoder ved bruk av hedoniske priser

Liv Osland,
Høgskolen Stord Haugesund³¹

2.1 Innledning

Det er velkjent at prisen på bolig påvirkes av lokalisering og ulike trekk ved omgivelsene. Miljøgoder som ren luft, stillhet, nærhet til vakker natur, parker eller friluftsområder er viktige eksempler. Flomfare, rasfare eller utslipp av miljøfarlig stoffer i nærområder kan få store virkninger for boligpris og kan påvirke mulighetene til i det hele tatt å få solgt en bolig. Det forventes dermed at boligprisene er høyere i områder med mange attraktive miljøgoder, og lavere i områder preget av miljøproblemer.

Ulike typer offentlige investeringer kan føre til endringer i mengde eller kvalitet på lokale miljøgoder og -onder. For eksempel kan investeringer i transportsektoren og nye veger føre til negative eksterne effekter som økt støy og redusert luftkvalitet i boområder. Når kommuner omregulerer, fortetter boområder eller tillater etablering av bedrifter eller annen virksomhet i et område, kan dette gi både forringelse og forskjønnelse av boområdet.

Eksemplene over illustrerer at det kan være vanskelig å identifisere individuelle virkninger på boligpriser av endret tilgang, mengde eller kvalitet på miljøgoder som følge av offentlige tiltak. Det grunnleggende budskapet er imidlertid enkelt: Beliggenhet har betydning for boligpriser. Når geografisk nærhet til mange miljøgoder er viktige for boligprisene, kan vi finne markedsverdien av disse godene, vi kan estimere en markedspris på de lokale miljøgodene. Prisene som estimeres kalles for implisitte priser, marginale priser eller hedoniske priser. De observeres ikke direkte, men de beregnes indirekte via totalprisen på

³¹ Adresse: Høgskolen Stord Haugesund, Bjørnsonsgate 45, 5528 Haugesund.
Email: liv.osland@hsh.no.

boligen. Totalprisen blir således en funksjon av egenskapene ved boligen og omgivelsene og deres implisitte priser³². Generelt formulerer vi dermed den hedoniske prisfunksjonen som: $P = f(B, M, T)$. Her er P markedsprisen. B representerer egenskaper ved boligen som for eksempel størrelse, alder eller boligtype. M angir mengden eller kvaliteten på ulike miljøgoder. T kan være tilgjengelighetsfaktorer som for eksempel avstand til sentrum, arbeidsplasser, butikker eller skoler. Modellen tar utgangspunkt i at det er disse egenskapene ved boligene som er viktige og har verdi for husholdningene. Via de observerte valgene på eiendomsmarkedet kan vi beregne implisitte priser for miljøgoder. Metoden forutsetter blant annet et fritt og uregulert marked. Denne forutsetningen er i stor grad tilfredsstillende for boligmarkedet i Norge. Det at man benytter seg av observert markedsatferd, og at verdiene direkte beregnes i kroner er viktige fordeler med metoden.

Når lokale miljøgoder påvirker boligprisene, sier vi at godene kapitaliseres i prisene. Dette er fordi bolig er et varig gode med lang levetid. Markedsprisen angir dermed nåverdi av fremtidige tjenester som boligen kan gi (Freeman m.fl. 2014, side 323). Kapitaliseringsverdien på miljøgoder påvirkes også av forventninger om den fremtidige kvaliteten og den tilgjengelige mengden av disse godene. Dersom man forventer at kvaliteten på miljøgoder endres i fremtiden, kan dette påvirke de kapitaliserte verdiene.

I den første delen av dette kapitlet presenterer vi det teoretiske grunnlaget for den hedoniske metoden. Teorien viser hvordan den hedoniske prisfunksjonen fremkommer som et resultat av samspillet mellom tilbydere og etterspørere i markedet. Poenget med denne delen er å beskrive markeds-tilpasningen. Vi ønsker å klargjøre hva som menes med konsumentenes betalingsvillighet i modellen og å knytte dette opp mot de implisitte prisene. Rosen (1974) gjennomgår dette i to trinn. I det første trinnet studeres de implisitte prisene til hver enkelt egenskap via den hedoniske prisfunksjonen. I det andre trinnet kobles de implisitte prisene og konsumert mengde av hver egenskap sammen med sosioøkonomiske variabler. Vi kan dermed i prinsippet finne en invers kompensert etterspørselsfunksjon eller såkalt marginal budfunksjon for miljøgodet som studeres. For de heterogene godene er det altså i teorien budfunksjonene som bør benyttes til å beregne betalingsvillighet av endringer i de studerte miljøgodene. Dette punktet er viktig å forklare, fordi

³² Metoden anvendes også på andre markeder enn boligmarkedene.

vi i nytte-kostnadsanalyser ofte er interessert i å finne den totale betalingsvilligheten til konsumentene.

I praksis har det vært problematisk å estimere budfunksjonene og dermed betalingsvilligheten for miljøgoder. De fleste empiriske verdsettingsstudiene baserer seg derfor på Rosens første trinn og de estimerte implisitte prisene (Taylor, 2008). Vi kommer også til å fokusere på dette trinnet her, og vi skal forklare at under bestemte forutsetninger kan vi bruke de implisitte prisene til å beregne betalingsvilligheten for miljøgoder. Dette gjelder for det første dersom vi har små endringer i det aktuelle miljøgodet. For det andre gjelder det i studier av såkalte lokaliserte goder, det vil si goder eller egenskaper som er relevant for en relativt liten andel av boligene på et gitt marked (Freeman, 2003).

Kapittelet har følgende disposisjon: I avsnitt 2.2 presenteres teorigrunlaget samt noen grunnleggende metodiske problemstillinger³³. Den teoretiske gjennomgangen baseres på Rosen (1974), Osland (2001), Freeman (2003), Palmquist (2005), Taylor (2003 og 2008) og Freeman m.fl. (2014). Deretter viser vi noen relevante eksempler på bruk av metoden. Det finnes en svært omfattende litteratur på feltet. Her refereres først og fremst artikler som kan gi en grunnleggende presentasjon av sentrale problemstillinger. Kun et fåtall publiserte arbeider bruker norske data³⁴. Kapittelet avsluttes med en presentasjon av noen utvalgte økonometriske utfordringer, samt en konklusjon angående anvendeligheten av eiendomsverdimetoden³⁵ basert på norske data.

2.2 Teoretisk presentasjon av markedslikevekten

Den hedoniske metoden har vært brukt i lange tider også til analyser av miljøegenskaper. Se for eksempel Ridker og Henning (1967). I de første arbeidene var det uklart hvordan man skulle tolke prisfunksjonen som ble estimert. Teorigrunlaget forbindes nå med Rosen (1974). Rosen presenterte en helhetlig markedsteori som blant annet viste hvordan de implisitte prisene fremkommer som et resultat av samspillet mellom både tilbud og etterspørsel.

³³ Avsnitt 2 kan være vanskelig å forstå for andre faggrupper enn økonomer. Det er mulig å få kunnskap om metoden uten å lese dette avsnittet.

³⁴ Merk imidlertid at Statistisk sentralbyrå bruker metoden til beregning av prisindekser for boliger og bygninger.

³⁵ Anvendt på eiendomsmarkedet, kalles metoden også for eiendomsverdimetoden.

Modellen antar at markedet for det heterogene godet, i dette tilfellet bolig, er preget av konkurranse. Det finnes et stort antall små aktører på begge sider av markedet. De har full informasjon, de ønsker å oppnå høyest mulig nytte eller fortjeneste, og tilpasser seg til en gitt hedonisk prisfunksjon. Det mest sentrale for oss er å forstå etterspørselssiden. Vi antar derfor at tilbudet av boliger på et tidspunkt er konstant. Som en forenkling, kan vi således se bort fra kostnadssiden og fokusere på etterspørselssiden i markedet (Palmquist, 2005). Merk at modellen også gjelder ved studier av utleiemarkeder. I disse tilfellene blir imidlertid fordelingen av gevinster og ulemper noe annerledes enn når vi studerer markeder for selveide boliger.

Etterspørerne er konsumenter eller husholdninger som tilpasser konsumet slik at nytten maksimeres, gitt en ikke-lineær budsjettrestriksjon:

$$\text{Konsumentene maksimerer: } U_i = (z_1, \dots, z_n, X, \alpha_i)$$

$$\text{gitt } Y_i = X + P(Z)$$

Her bruker vi en mer generell presentasjon enn det vi brukte i innledningen. Istedenfor notasjonen B , M og T , følger vi Rosen (1974) og lar $Z = z_1 \dots z_n$ være de ulike egenskapene ved bolig. Det er disse egenskapene eller kjennetegnene, som hver for seg gir nytte for konsumenten. Slike kjennetegn kan, som tidligere nevnt, være trekk ved boligen i seg selv, tilgjengelighetsfaktorer, nabolagets sosioøkonomiske sammensetning eller ulike miljøgoder i nærområdet. Lokal luftkvalitet er et eksempel, la oss kalle denne egenskapen z_1 .

Videre angir Y inntekt og X representerer et sammensatt privat konsumgode. Prisen på dette godet settes lik 1. α_i beskriver sosioøkonomiske og demografiske trekk som bestemmer preferansene eller behovene til konsumentene. P er totalprisen på boligen. Vi antar at konsumenten kun kjøper en bolig.

Betingelsene for nyttemaksimering er sentrale. Det er mulig å vise at førsteordensbetingelsen for nyttemaksimum finnes når den implisitte prisen for luftkvalitet (z_1) er lik den marginale substitusjonsraten mellom dette miljøgodet og det private konsumgode X :

$$\frac{\partial P}{\partial z_1} = \frac{\frac{\partial U_i}{\partial z_1}}{\frac{\partial U_i}{\partial X}} \quad (1)$$

Den implisitte prisen finner vi til venstre for likhetstegnet. Matematisk svarer den til partiell-deriverte av prisfunksjonen med hensyn på z_1 . Den viser hvor mye konsumenten må betale for marginale eller små økninger i konsumet av z_1 . Til forskjell fra homogene goder, hvor den enkelte konsument normalt står overfor en konstant likevektspris, er den implisitte prisen en funksjon av mengden z_1 . I og med at konsumentene står overfor implisitte prisfunksjoner for alle relevante egenskaper ved boligen, må tilsvarende optimumsbetingelse (1) også gjelde for de andre egenskapene. Den marginale substitusjonsraten angir hvor mye man er villig til å gi fra seg av det sammensatte private konsumgodet X for en marginal eller liten økning av z_1 .

I nytte-kostnadsanalyser er vi ofte interessert i å finne betalingsvilligheten via kompenserte etterspørselskurver. I den hedoniske modellen finner vi betalingsvilligheten via budfunksjonene. Det er derfor nødvendig å gå nærmere inn på disse. En budfunksjon for en konsument er en indifferenskurve hvor inntekt og nyttenivå holdes konstant: $\theta_i = (Z, Y_i, U_i, \alpha_i)$. Vi går ikke inn på de mest tekniske detaljene her. Det sentrale er at budfunksjonen beskriver det høyeste kronebeløpet konsumenten med en gitt inntekt Y_i er villig til å by for ulike sammensetninger av Z , til et gitt nyttenivå (Taylor, 2008).

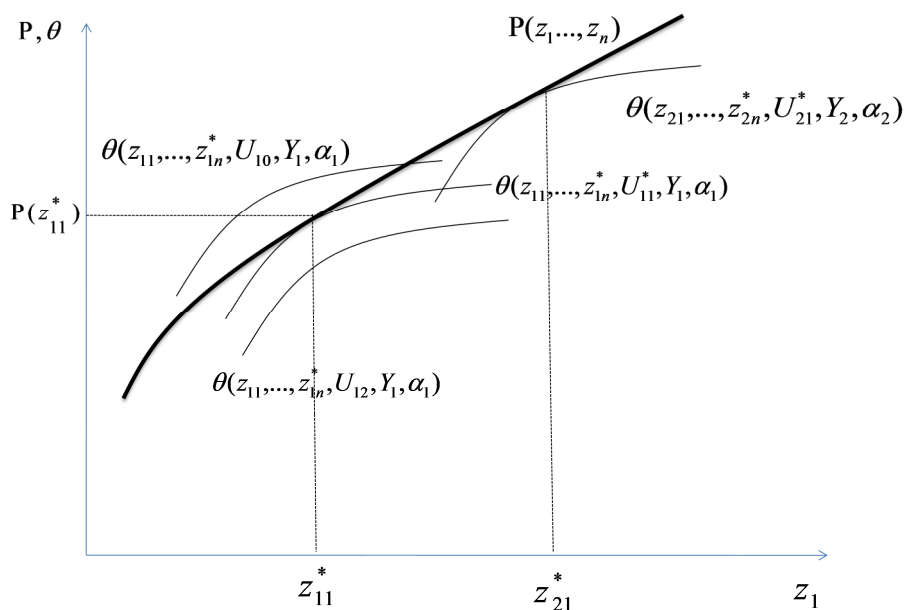
Konsumentens optimale tilpasning finner vi matematisk ved å totaldifferensiere budfunksjonen. Det er mulig å vise at resultatet av dette i kombinasjon med (1), gir at den marginale budfunksjonen for z_1 vil være lik den marginale substitusjonsrate, som igjen er lik den implisitte prisfunksjonen:

$$\frac{\partial \theta_i}{\partial z_1} = \frac{\frac{\partial U_i}{\partial z_1}}{\frac{\partial U_i}{\partial X}} = \frac{\partial P}{\partial z_1} \quad (2)$$

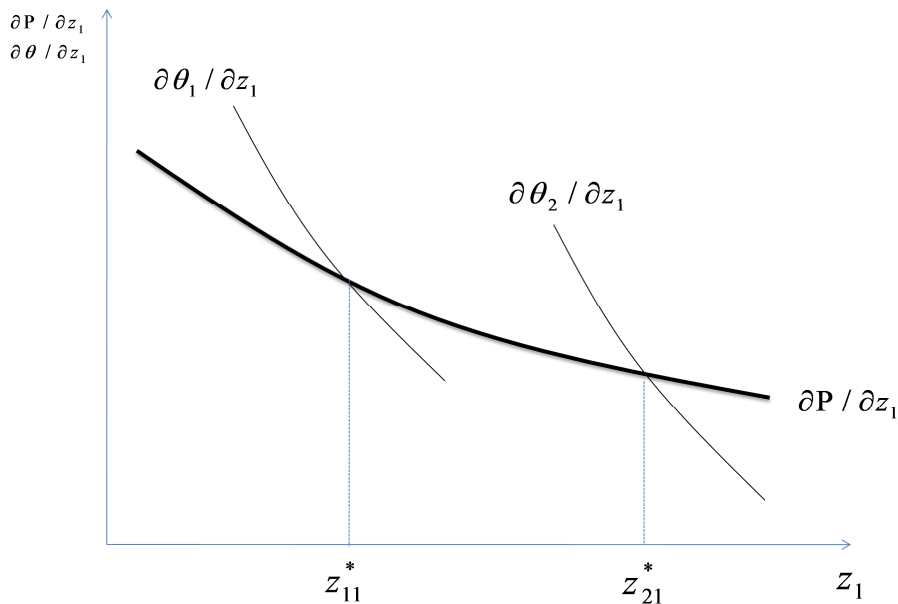
Tilsvarende betingelser gjelder for de andre egenskapene ved bolig. Dette er et viktig resultat. Det viser at i likevekt vil den marginale betalingsvilligheten

$(\frac{\partial \theta_i}{\partial z_1})$ være lik den implisitte prisen på miljøgodet $(\frac{\partial P}{\partial z_1})$. Mange empiriske

analyser som søker å avdekke betalingsvilligheten for miljøgoder baserer seg på denne betingelsen. La oss derfor forklare dette grafisk.



Figur 2.1 Den hedoniske prisfunksjonen (P) er en likevektsfunksjon som omhylls av budfunksjoner (θ) til hver konsument. Her illustreres likevekt (*) for to konsumenter.



Figur 2.2. Implisitt prisfunksjon og marginale budfunksjoner for to konsumenter

I figur 2.1 har vi tegnet en ikke-lineær hedonisk prisfunksjon $P(Z)$ for ulike nivåer av z_1 . Totalpris på bolig er oppgitt langs den vertikale akse og mengden av miljøgodet z_1 langs den horisontale akse. Økt mengde av miljøgodet tolkes ved vårt eksempel som en bedring i luftkvalitet. Vi antar at konsumenten er optimalt tilpasset for alle andre egenskaper. I figuren ser vi at prisen på bolig (P) stiger når vi øker mengden av z_1 . Dette er ikke uventet for dette miljøgodet. Samtidig er det viktig å understreke at den konkrete formen på prisfunksjonen ikke avledes av teori, men vil avhenge av blant annet preferansene, fordeling av inntekt og tilgangen på miljøgoder. Valg av funksjonsform for $P(Z)$ er derfor et sentralt empirisk spørsmål.

Figuren viser også budfunksjoner (θ) til to konsumenter. For konsument 1 illustrerer vi flere kurver til ulike nyttenivå. En budkurve som ligger lavere i diagrammet har et høyere nyttenivå. I et slikt tilfelle betaler konsumenten en lavere pris for en gitt mengde av miljøgodet. Man kan følgelig bruke mer av inntekten sin på andre goder. Nyttens er maksimert når man kommer på den lavest oppnåelige budkurven og slik at den tangerer den gitte hedoniske prisfunksjonen. Konsument 2 har høyere preferanser for miljøgodet og/eller høyere inntekt, betaler en høyere samlet pris og velger en bolig i et nabolag med bedre luftkvalitet. Når det finnes et stort antall konsumenter, vil den hedoniske prisfunksjonen være omhyllet av ulike konsumenters laveste oppnåelige budkurver.

Figur 2.2 angir den implisitte prisfunksjonen for z_1 . Vi ser at når konsumenten velger nivået på miljøgodet z_1 , så velger man samtidig nivået på den implisitte prisen. I Figur 1b har vi også tegnet marginale budfunksjoner eller marginal betalingsvillighet for to konsumenter. Disse angir helningene til budkurvene (θ). I likevekt velger konsument 1 z_{11}^* . Som nevnt, kan konsument 2 ha høyere inntekt eller sterkere preferanser for miljøgodet, og velger et høyere nivå på luftkvalitet (z_{21}^*).

Ifølge Rosen (1974) kan den marginale budfunksjonen estimeres i en to trinn prosedyre. Denne metoden er nærmere beskrevet i for eksempel Palmquist (2005). Metoden har vært diskutert og analysert i tiden etter publiseringen av Rosens artikkel. Det finnes kun et fåtall artikler som gjennomfører en slik analyse. Se for eksempel Nelson (2008). Bakgrunnen er at det er betydelige identifiseringsproblemer knyttet til estimeringen. Ifølge Chay og Greenstone (2005) er det enighet om at man ikke har klart å estimere pålitelige

budfunksjoner for miljøgoder. Vi går derfor ikke nærmere inn på denne litteraturen. De implisitte prisene er imidlertid langt enklere å estimere for eksempel ved hjelp av minste kvadraters metode. Spørsmålet som stilles i neste avsnitt er om vi via disse prisene kan finne et mål på total betalingsvillighet for endringer i mengden av miljøgoder.

2.3 Beregning av betalingsvillighet via de implisitte prisene

Ved offentlige investeringer kan vi ønske å beregne verdien av endrede mengder av et miljøgode. Vi har vist at den hedoniske prisfunksjonen er en likevektsrelasjon. Den er hverken en etterspørsel- eller tilbudskurve. Den er en omhylling av tilbud- og etterspørselsiden. I dette avsnittet skal vi studere de tilfellene hvor vi likevel kan bruke den hedoniske prisfunksjonen til å beregne betalingsvilligheten. Det er to forhold vi da må vurdere. For det første, har vi marginale eller har vi ikke-marginale endringer i det aktuelle godet? For det andre, dersom vi ikke har marginale endringer, er det da slik at endringene gjelder for store deler av markedet eller ikke?

Figur 1 og ligning (2) viser at vi i likevekt har likhet mellom den implisitte prisfunksjonen og kurven for marginal betalingsvillighet. Ved marginale eller små endringer i et miljøgode benytter vi dette resultatet til å finne et estimat på den totale betalingsvilligheten via de estimerte implisitte prisene. I disse tilfellene kan den samlede verdien eller velferdsendringen (w) da beregnes ved å summere den marginale betalingsvilligheten (b) for hver konsument ($i = 1 \dots n$) som blir påvirket av endringen i miljøgodet (Freeman, 2003, s. 373):

$$w_z = \sum_{i=1}^n b_i = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial P}{\partial z} \right)_i \quad (3)$$

Ligning (3) viser at vi ved små endringer i et miljøgode kan bruke de beregnede implisitte prisene til å finne den totale betalingsvilligheten.

Rosens første trinn kan også i noen tilfeller benyttes i analyser av ikke-marginale eller større endringer. Dette gjelder dersom endringen påvirker et fåtall konsumenter eller husholdninger, og slik at den estimerte hedoniske prisfunksjonen ikke endres (Freeman, 2003). I litteraturen kalles dette for lokaliserte endringer (Taylor, 2008, s. 27). Et eksempel på en ikke-marginal lokalisert endring kan være betydelige reduksjoner eller fjerning av forurensing

til luft fra skip i en byhavn. Reduksjonen kan oppnås ved at ulike typer skip nektes adgang eller ved innføring av miljøvennlig teknologi for strømforsyning til skip ved landligge. I slike tilfeller kan bedring av luftkvaliteten i hovedsak påvirke husholdninger som bor i nærheten av havnen, og er ikke relevant for det totale boligmarkedet. Vi kan dermed anta at den estimerte hedoniske prisfunksjonen er uendret. I disse tilfellene er det slik at «Benefits are exactly measured by the increase in the values of the affected properties, and knowledge of the marginal bid functions is not required» (Freeman, 2003, s. 378). Dersom det offentlige tiltaket fører til en forverring av situasjonen, vil de implisitte prisene angi et nedre estimat på betalingsvilligheten.

Merk at det vi studerer er markedsverdi, eller kapitaliseringsvirkningene for boligeierne i det relevante markedsområdet. Dersom miljøgodet er en park, kan etablering av parken øke boligprisene i nærområdet, og man kan beregne verdien av parken for boligeierne. Dersom parken benyttes av andre enn boligeierne i området, vil deres nytte og betalingsvillighet ikke påvirke estimatene (Taylor 2003, s. 366). Den totale betalingsvilligheten for parken kan således bli underestimert.

Som nevnt er det ofte et behov for å studere ikke-marginale endringer av et miljøgode. Slike endringer kan også påvirke boliger som utgjør en stor del av markedet. Ved beregning av miljøkonsekvenser av større investeringer i transportsektoren kan det, for eksempel, være urimelig å anta at den hedoniske prisfunksjonen er uendret. I disse tilfellene har man tradisjonelt vært forsiktig med å bruke en såkalt ex-ante prisfunksjon til verdsettingsformål. Dersom man likevel bruker en ex-ante prisfunksjon, kan den representere et øvre verdiestimat av fordelene (Taylor, 2008). Lignende, men grundigere presentasjoner av disse problemstillingene finnes i Freeman (2003) og Taylor (2008). Temaet behandles og forklares også i neste avsnitt.

2.4 Kort drøfting av forutsetninger

I avsnitt 2.2 presenterte vi noen teoretiske forutsetninger som ligger til grunn for likevekten og for de tolkningene som vi har gitt den hedoniske prisfunksjonen. Dette dannet grunnlaget for å forstå uttrykket i (3). En mer fullstendig oversikt og god drøfting av forutsetningene for dette resultatet finnes for eksempel i Måler (1977) og Wilhelmsson (2000). Her presenteres bare noen få momenter.

Et viktig punkt er at vi antar fravær av transaksjons- og flyttekostnader. Dette er ingen realistisk antakelse for analyser av det norske boligmarkedet. Dersom man ikke tar hensyn til disse kostnadene antas det at estimerte verdier for marginal betalingsvillighet via de implisitte prisene er et såkalt øvre verdiestimert (Freeman, 2003). Tidspunktet for endringer i et miljøgode kan også være viktig. I teorien antas det at markedsaktørene reagerer raskt på endringer i miljøgoder. I den empiriske litteraturen finner man imidlertid ikke holdepunkter for at dette alltid skjer. Markedet kan faktisk også reagere før en endring har inntruffet, dersom man forventer at disse skal skje i framtiden.

En annen viktig forutsetning er antakelsen om fullstendig informasjon om ulike egenskaper ved bolig og omgivelsene. Tilnærmet full informasjon er trolig ingen urimelig antakelse ved for eksempel støyp problemer. Omfanget av miljøskadelige stoffer i luft eller jordsmonn og hvilke fremtidige skadevirkninger dette kan gi, kan man ha mangelfull kunnskap om. Dersom konsumentene ikke har nok informasjon om kvaliteten på de aktuelle miljøgodene og eventuelle skadevirkninger, vil forutsetningen for full kapitalisering ikke være til stede.

I kostnytte analyser kan vi være interessert i betalingsvillighet for tiltak i offentlig regi. I den forbindelsen skiller vi mellom ex ante analyser (analyse av prisfunksjonen før tiltaket) og ex post analyser (analyser av prisfunksjonen etter tiltaket). Poenget her er at dersom det skjer store endringer på etterspørsel- eller tilbudssiden av boligmarkedet kan vi få skift i den hedoniske prisfunksjonen. Vi kan ta utgangspunkt i prisfunksjonen i Figur 1a. Anta nå at myndighetene gjennomfører tiltak som forbedrer luftkvaliteten i en by og at mange etter innføringen er blitt langt mer miljøbevisste. I slike tilfeller kan den hedoniske prisfunksjonen etter tiltaket og til ethvert nivå for luftkvalitet, skifte form og ligge høyere sammenlignet med den som gjaldt før tiltaket. Den hedoniske prisfunksjonen kan altså skifte ved større markedsendringer, og det er ikke uvanlig å anta at den endres over tid. En ex ante prisfunksjon kan dermed ikke automatisk benyttes i en ex post verdsettingsanalyse. En generell anbefaling for empiriske analyser er derfor at tidsrommet som studeres ikke bør være for langt. I mange tilfeller bør man også teste om den estimerte prisfunksjonen er stabil over tid.

2.5 Noen eksempler fra den empiriske litteraturen

I den internasjonale forskningslitteraturen finnes det et stort antall artikler som viser at ulike miljøgoder og -onder kapitaliseres i boligprisene. Mange artikler fokuserer på verdien av bedret luftkvalitet. Ridker og Henning (1967) er blant de første som studerte dette. De viser at luftforurensing påvirker boligprisene signifikant negativt. Summen av de predikerte endringene i boligpriser ved angitte forandringer i luftforurensing, antas å representere et laveste estimat på total betalingsvillighet for tiltak som bedrer luftkvaliteten.

Smith and Huang (1995) har gjennomført en metaanalyse over 86 estimater av marginal betalingsvillighet for reduksjon av partikkelstøv i luft. Analysene som inkluderes gjelder perioden 1967-1988 og baseres på amerikanske data. I gjennomsnitt er marginal betalingsvillighet for bedring av luftkvalitet klart positiv. Lokale markedsforhold og valg av estimeringsmetoder fører til relativt stor spredning i estimerte verdier. En nyere analyse er Nelson (2008) som gir en oversikt over forskning knyttet til støy fra fly og vegtrafikk. Resultatene er relativt stabile over tid, og viser at flystøy har en mer negativ innvirkning på boligpriser enn annen trafikkstøy.

Selv om sentrale forutsetninger for bruk av metoden er til stede, finnes det svært få forskningsartikler som bruker norske boligprisdata. Navrud og Strand (2010) er et unntak. De bruker estimerte implisitte priser som ikke tolkes som marginal betalingsvillighet. Målsettingen med arbeidet avgrenses til å gi Statens vegvesen et estimat på beløpene som kompenserer boligeiere for reduksjon i boligpris på grunn av negative eksterne effekter ved nye vegtraseer. Analysen benytter boligprisdata fra Oslo og store deler av Norge. Støy fra veg samvarierer med en hel rekke negative eksterne effekter som for eksempel vibrasjoner og økt ulykkesrisiko. Resultatene og de estimerte implisitte prisene fanger dermed opp virkningene for boligpris av støy og andre eksterne effekter som oppstår ved nye vegtraseer.

Navrud og Strand (2010) finner at støy og andre eksterne effekter har en signifikant negativ virkning på boligpriser. Alt annet like, vil en bolig få en prisreduksjon på nesten 7 % dersom målt gjennomsnittlig støynivå øker fra 55-70 desibel. Resultatene varierer imidlertid. Blant annet er den negative virkingen på boligpris av endret støynivå høyere for eneboliger enn for rekkehus. Reduksjonen i boligpris er også større i rurale og semiurbane områder sammenlignet med urbane områder utenom metropolområdet Oslo. Dette forklares blant annet ved at mange kan velge å bo i rurale områder fordi

de verdsetter fravær av støy høyere enn de som velger å bosette seg i mer urbane områder.

Det finnes flere analyser som studerer verdien av åpent areal i urbane og semiurbane områder, oftest i form av en park. Brander og Koetse (2011) har gjennomført en metaanalyse basert på amerikansk forskning. Metaanalysen viser at åpent areal har positiv betydning for boligpriser. Virkningen på boligpris reduseres relativt mye ved økt avstand til åpent areal og er større i mer befolkningstette områder. Inntekt har ingen positiv innvirkning på estimatene. Disse analysene viser også store regionale forskjeller mellom estimatene. I hovedsak kan estimatene anvendes til å beregne en verdi av endring i avstander mellom boliger og åpent landareal.

2.6 Eksempler på økonometriske utfordringer

Ovenfor har vi i hovedsak lagt vekt på tolkningsmessige forhold knyttet til den hedoniske metoden. En god oversikt over sentrale trinn i den økonometriske estimeringsprosessen finnes i Taylor (2003). Det vil ikke være rom for å gå detaljert inn på dette her, men noen av de mest grunnleggende problemområdene vil bli nevnt. Vi tar utgangspunkt i at det skal estimeres en hedonisk prisfunksjon som nevnt i innledningen, $P = f(B, M, T)$, for eksempel ved hjelp av minste kvadraters metode.

Vi har tidligere nevnt at formen på prisfunksjonen er noe som må bestemmes via data. Feilspesifisering av selve funksjonsformen kan dermed være sentralt. Et relevant eksempel er variasjon i de implisitte prisene i ulike deler av en i geografi eller på tvers av boligtyper. Dette er et resultat som er sentralt i for eksempel Navrud og Strand (2011). I tillegg kommer manglende stabilitet i de implisitte prisene over tid. Som forklart i avsnitt 2.4 er det ikke urimelig å anta at den implisitte prisen på for eksempel ren luft kan endres over tid. Videre kan miljødata være gitt ved et relativt høyt aggregeringsnivå. I mange tilfeller kan det være uklart hvilke effekter aggregeringsnivået har og hvordan miljøgodene eller -ondene bør spesifiseres i prisfunksjonen.

Det er typisk for miljødata at de samvarierer mellom områder. Observasjonene er med andre ord ikke geografisk uavhengige av hverandre. For eksempel kan luftkvalitet i en sone være avhengig av luftkvalitet i en nærliggende sone. Selv om luftkvalitet i realiteten varierer kontinuerlig i geografien, må informasjon om luftkvalitet oftest diskretiseres. Det er dermed mange muligheter for målefeil og estimeringsfeil som kan oppstå. En nærmere forklaring over relevante

problemstillinger som kan oppstå ved bruk av geografisk definerte boligdata finnes i Osland (2010). Artikkelen gir blant annet en systematisk oversikt over relevante testprosedyrer, og en introduksjon til de mest brukte modellalternativene. Taylor (2008) viser til relevante empiriske studier som fokuserer på verdsetting av miljøgoder.

Multikollinearitet mellom inkluderte (miljø)variabler samt samvariasjon mellom miljøvariabler og andre viktige variabler som vi ikke har informasjon om kan også medføre problemer. Det kan dermed være problematisk å identifisere hvilke egenskaper de estimerte implisitte prisene gjelder for. I forbindelse med nye vegtraseer, tolker for eksempel Navrud og Strand (2011) resultatene som virkninger av eksterne effekter generelt. Resultatene kan ikke tolkes som virkninger på boligpris som følge av endret støynivå spesielt. Dette er selvsagt et viktig punkt. Dersom man skal måle prisendringer eller betalingsvillighet ved hjelp av den hedoniske metoden må man klarlegge hvilke miljøgoder man beregner marginal betalingsvillighet for.

I den senere tid har ulike typer kvasiekperimentelle teknikker blitt brukt i et forsøk på å identifisere kausale sammenhenger mellom endringer i for eksempel miljøvariabler og boligpriser (Freeman m.fl. 2014). Aarland m.fl. (2016) bruker slike metoder i en analyse av boligpriser i Groruddalen. Artikkelen studerer i hvor stor grad man har lykket med den såkalte Groruddalsatsingen i Oslo. Målsettingen med tiltakene er blant annet å skape bedre fysiske og sosiale bomiljøer. Dersom myndighetene har lykket og beboerne opplever at bomiljøet er bedret, antas det at endringene kapitaliseres i boligprisene. Analysen utnytter at satsingene, som antas å inntreffe som eksogene sjokk, var mer intense og omfattende i noen områder av Groruddalen enn andre. I tillegg brukes en såkalt «difference-in-difference»-metode til å studere prisforskjeller før og etter satsingene, i henholdsvis kontroll- og tiltaksområder. Noe forenklet, kan man si at differansene som beregnes fjerner virkningene av utelatte variabler som er felles for tiltak- og kontrollområdene før og etter iverksettelse. Resultatene viser at etter at områdeløft ble innført, stiger boligprisene signifikant raskere i tiltaksområdet sammenlignet med resten av bydelen i både Grorud og Stovner. I tiltaksområdet i bydel Alna er det ingen effekt på boligprisveksten, mens tiltaksområdet i bydel Bjerke får en signifikant reduksjon i boligprisveksten relativt til resten av bydelen.

2.7 Konklusjon

Dette kapittelet studerer et utvalg av temaer som er viktige når man skal verdsette miljøgoder via den hedoniske metoden. I nytte-kostnadsanalyser søker vi ofte å finne betalingsvilligheten til konsumentene. Vi har derfor lagt vekt på å forklare det teoretiske grunnlaget for at vi skal kunne tolke de estimerte implisitte priser som marginal betalingsvillighet.

Metoden gir oss kroneverdier direkte, og den er brukt til verdsettingsformål siden 1960-tallet. Likevel finnes det kun et fåtall arbeider som er basert på norske boligprisdata. Dette er på tross av at vi i Norge har et bruktboligmarked som i stor grad er markedsstyrt. Eierandelen blant norske husholdninger er høyere enn i mange andre land. I de senere år har vi fått bedret tilgang på boligdata i kombinasjon med eksakte stedsangivelser i digitale kart og via geokoding. Viktige forutsetninger for bruk av metoden til verdsetting av miljøgoder er dermed tilfredsstillende.

Med unntak av de største byområdene våre, er store deler av det norske boligmarkedet relativt homogent sammenlignet med situasjonen i mange andre land. Dette kan føre til at problemer med utelatte variabler, eller variasjon i de implisitte prisene kan være mer oversiktlige. Alt i alt forenkles dermed modelleringsarbeidet, og tilsier at metoden burde være anvendelig til verdsettingsformål også i studier basert på norske data.

Referanser

Aarland, K., Osland, L. og Gjestland, A., 2016, Do area-based intervention programs affect house prices? A quasi-experimental approach. Artikkel presentert på Western Regional Science Associations 55. årskonferanse, 14-16. februar.

Brander L.M. og Koetse M.J., 2011. The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. *Journal of Environmental Management*, 92, s. 2763-2773.

Chay, K.Y. og Greenstone M., 2005. Does air quality matter? Evidence from the housing market. *Journal of Political Economy*, 113(2). S. 376-424.

Freeman, A.M., 2003. *The Measurement of Environmental and Resources Values: Theory and Methods*. RFF Press.

- Freeman, A.M., Herges, J.A og Kling, C.L., 2014. *The Measurement of Environmental and Resource Values*, Routledge, New York.
- Mäler, K-G., 1977. A note on the use of property values in estimating marginal willingness to pay for environmental quality. *Journal of Environmental Economics and Management*, 4, s. 355-369.
- Navrud, S. og Strand J., 2011. Using hedonic pricing for estimating compensation payment for noise and other externalities from new roads. In Bennett J. (ed.), *International Handbook on Non-Market Environmental Valuation*. Edward Elgar Publishing. ISBN 978 1 84844 425 6. Kap. 2. s. 14 – 36.
- Nelson, J.P., 2008. Hedonic Property Value Studies of Transportation Noise: Aircraft and Road Traffic. Kap. 2 i A. Baranzini, J. Ramirez, C. Schaerer, P. Thalmann (eds) *Hedonic Methods in Housing Market Economics*, Springer, New York.
- Osland, L., 2001. Den hedonistiske metoden og estimering av attributtpriser. *Norsk økonomisk tidsskrift*, 115, s. 1–22.
- Osland, L., 2010. An Application of Spatial Econometrics in Relation to Hedonic House Price Modelling. *Journal of Real Estate Research*, 32(3), s. 289–320.
- Palmquist, R.B., 2005. Property value models. I K.G. Mäler og J. Vincent (eds), *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 2, V. 2, *Valuing Environmental Changes*, Amsterdam: North Holland Publishers, s. 763-819.
- Ridker, R.G. og Henning J.A., 1967. The determinants of residential property values with special reference to air pollution. *The Review of Economics and Statistics*, 49(2), s. 246-257.
- Rosen, S., 1974. Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. *The Journal of Political Economy*, 82, s. 34-55.
- Smith, V.K. og Huang J.C. 1995. Can Markets Value Air Quality? A Meta-Analysis of Hedonic Property Value Models. *Journal of Political Economy*, 103, s. 209-27.
- Taylor, L. O., 2003. The hedonic method. I Boyle, C.B og Brown K.J. (eds) *A primer on Nonmarket Valuation*. Kluwer academic publishers, Dordrecht, s. 331-393.

Taylor, L. O., 2008. Theoretical foundations and empirical developments in hedonic modeling. *Hedonic Methods in Housing Markets*, 15-37.

Wilhelmsson, M., 2000. The impact of traffic noise on the values of single-family houses, *Journal of Environment Planning and Management*, 43(6), s. 799-815.

3 Verdsetting av naturkapital og økosystemtjenester

Kristin Magnussen,
Vista Analyse AS

3.1 Innledning – hva motiverer problemstillingen

Naturen forsyner oss med en rekke goder og tjenester som mat, rent vann, beskyttelse mot flom og uvær, karbonlagring, rekreasjonstjenester og estetiske opplevelser, osv. Menneskers velferd og livskvalitet er avhengig av disse godene og tjenestene, som ofte kalles økosystemtjenester. De fleste av dem er imidlertid fellesgoder (kollektive goder) som i hovedsak ikke omsettes, og som derfor ikke har noen markedspris. Den nytten slike goder bidrar med, og de kostnadene det har for vår velferd når slike goder ødelegges, kommer derfor ikke fram i våre vanlige regnskaper, i hvert fall ikke på kort sikt.

De siste årene har det vært en fornyet interesse for å forsøke å måle og verdsette denne typen goder og tjenester i kroner, for derved lettere å bringe dem inn i økonomiske analyser og beslutningsprosesser.

Begrepene økosystemtjenester og økosystemer er forklart i boks 3.1.

Boks 3.1. Økosystemer og økosystemtjenester – kort forklart

Økosystemtjenester: Økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd, også beskrevet som «de goder og tjenester fra naturen som bidrar til menneskers velferd». Økosystemtjenester omfatter både fysiske goder (som mat, vann, tømmer og fisk) og tjenester (som karbonlagring, rekreasjon og estetiske opplevelser).

Økosystem: Et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer og det ikke-levende miljøet rundt dem, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet (konvensjonen om biologisk mangfold; St.prp.nr. 56 (1992-1993)).

Internasjonalt arbeid har satt økosystemtjenester på dagsorden

Et viktig skritt for å sette økosystemtjenester på den internasjonale dagsorden og basis for mye av det som har skjedd senere, var den globale FN-studien om økosystemer, Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) som beskriver og klassifiserer de økosystemtjenestene som ulike naturtyper frembringer. MA utarbeidet et rammeverk som viser hvordan økosystemtjenester påvirkes av ulike direkte og indirekte drivkrefter og hvordan dette igjen påvirker menneskers velferd.

Et annet viktig internasjonalt initiativ er «The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB» som startet sitt arbeid i 2007, etter modell av Stern-rapporten om økonomiske vurderinger av klimaendringer og med formål å fremme en bedre forståelse av “*The true economic value of the benefits we receive from nature*”. TEEB-arbeidet samordnes nå av FNs miljøprogram (UNEP). TEEB har presentert en rekke rapporter som omhandler økosystemtjenester generelt, hvorfor det er viktig å synliggjøre deres verdier og hvordan dette kan gjøres. De har produsert rapporter som går mer detaljert inn på enkelte økosystemer, som for eksempel hav, våtmarker osv., og de har publisert rapporter som viser hvordan økosystemtjeneste-tilnærmingen kan tas i bruk av politikere og beslutningstagere og i næringslivet, for å nevne noe. I dag er hovedoppgaven å følge opp og veilede nasjonale og regionale studier av økosystemtjenester (se for eksempel TEEB (2013) som er en manual for hvordan nasjonale TEEB-studier kan gjennomføres), samt formidling, informasjon og utvikling av tematiske og sektorrettede studier³⁶.

I Norge: Fulgt opp av ekspertutvalget som avga NOU 2013:10 «Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester»

I Norge ble det internasjonale arbeidet fulgt opp fra regjeringshold ved å nedsette et ekspertutvalg høsten 2011 som skulle: «*arbeide med verdier av økosystemtjenester, beskrive konsekvenser for samfunnet av at disse tjenestene forringes, peke på hvordan relevant kunnskap best kan formidles til beslutningstakere og gi anbefalinger om hvordan hensynet til økosystemtjenester kan bli bedre ivaretatt i private og offentlig beslutninger.*» (NOU 2013). Utvalget avga høsten 2013 sine vurderinger og anbefalinger i form av NOU 2013:10 «Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester».

³⁶ www.teebweb.org

Utvalgets mandat var bredt, og det avga anbefalinger på en rekke områder. Sentralt i denne sammenheng er at utvalget blant annet peker på:

- Behov for synliggjøring av verdien av økosystemtjenester, også i Norge.
- Økonomisk verdsetting er viktig for synliggjøring, selv om det er utfordringer ved økonomisk verdsetting av økosystemtjenester
- Behov for flere empiriske og forvaltningsrelevante verdsettingsstudier av økosystemtjenester i Norge.

Press på miljø og økosystemtjenester aktualiserer problemstillingen

Både MA (2005) og TEEB (2008) og senere NOU (2013) setter søkelys på at hvis det ikke settes i verk tiltak raskt, vil den nåværende reduksjonen av biologisk mangfold og de tilhørende tap av økosystemtjenester fortsette og i en del tilfeller akselerere. Noen økosystemtjenester vil sannsynligvis bli så sterkt skadet eller redusert at de ikke kan reddes. Hvis vi fortsetter som i dag, beskriver de blant annet følgende konsekvenser i 2050:

- 11 prosent av de naturområdene som fantes i år 2000 kan være tapt, hovedsakelig som et resultat av oppdyrking til landbruk, nedbygging og klimaendring
- 60 prosent av verdens korallrev kan være tapt allerede i 2030 på grunn av fiske, forurensning, sykdom, fremmede arter og korall-bleking som skyldes klimaendringer.

Men økonomer har lenge vært opptatt av forvaltningen av fellesgoder

MA og TEEB har fått naturens goder høyere opp på dagsordenen det siste tiåret, men det er ikke noe nytt at økonomer er opptatt av goder fra naturen. Særlig har økonomer vært opptatt av problemstillinger som oppstår ved forekomst, bruk og ødeleggelse av fellesgoder, og de utfordringer denne typen goder skaper for optimal ressursutnyttelse. Vi kan bare nevne stikkordene «Coase-teoremet» og «Tragedy of the commons» for å illustrere at samfunnsmessig optimal utnyttelse av fellesgoder har vært et tema i økonomien i lang tid.

Begrepet økosystemtjenester er heller ikke helt nytt. For eksempel brukte Costanza m.fl. (1997) dette begrepet og tilnæringsmåten i sin mye siterte og omdiskuterte artikkel om «The value of the world's ecosystem services and

natural capital», der de estimerte verdien av økosystemtjenester fra hele biosfæren til å være i størrelsesorden 16-54 trillioner (10^{12}) amerikanske dollar per år. Og begrepet kan spores enda lenger tilbake, antagelig til 1970-tallet (se for eksempel en oversikt og litteraturliste over tidligere bruk av begrepet, i NOU 2013:10).

Costanza m.fl.'s beregninger av verdien av verdens økosystemtjenester kan diskuteres, men deres utgangspunkt for forsøket på verdsetting, sitert nedenfor, kan tjene som startpunkt, også for tilnærmingen i dette kapitlet.

«So, although ecosystem valuation is certainly difficult and fraught with uncertainties, one choice we do not have is whether or not to do it. Rather, the decisions we make as a society about ecosystems imply valuations (although not necessarily expressed in monetary terms). We can choose to make these valuations explicit or not; we can do them with an explicit acknowledgement of the huge uncertainties involved or not; but as long as we are forced to make choices, we are going through the process of valuation.» (Costanza m.fl. 1997; s. 255).

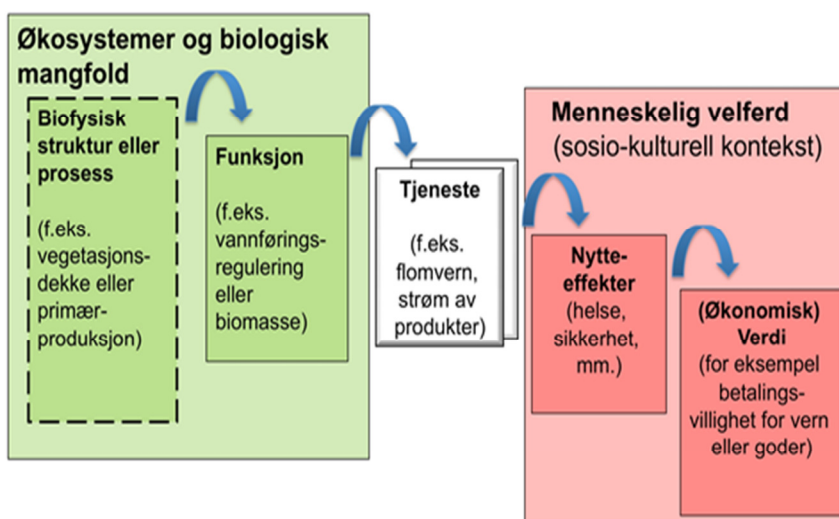
Verdsetting er viktig, selv om ikke alt kan verdsettes i kroner

En del av de godene og tjenestene vi får fra naturen, og som altså kan kalles økosystemtjenester, er markedsgoder, som mat, tømmer, fisk osv., som omsettes og har en markedspris. Men ikke alle verdier knyttet til biologisk mangfold eller økosystemtjenester kan nødvendigvis verdsettes i økonomiske termer. Noen mener at naturen har en egenverdi som er uavhengig av den nytte eller glede mennesker har av den. Selv om vi fokuserer på menneskers nytte og glede (velferd) av naturen og dens tjenester, er det en begrenset del vi per i dag greier å verdsette i kroner. Dette skyldes at vi mangler kunnskap om mange av de økologiske sammenhengene, de begrensninger som ligger i tilgjengelige økonomiske verdsettingsmetoder for goder som ikke har en markedspris, og ikke minst mangel på empiriske verdsettingsstudier. Likevel mener vi, som TEEB, at økonomisk verdsetting er en god tilnærming for å måle bidraget økosystemene gir til vår velferd og til å bedre vår forståelse av hva man vinner og taper ved ulik bruk av og påvirkning på økosystemtjenester. Men vi må også bruke andre kvalitative og kvantitative metodiske tilnærminger for å kunne inkludere flest mulig økosystemtjenester.

3.2 Hva er gjort på feltet

Naturkapital og økosystemtjenester – hva menes og hva er sammenhengen

TEEB tar utgangspunkt i at økosystemene inneholder biofysiske strukturer og prosesser og økologiske funksjoner som produserer et knippe tjenester som bidrar til folks velferd. De økologiske prosessene og strukturene beskrives som grunnlaget for økosystemfunksjonene, som utgjør potensialet til å levere tjenester. Det er viktig å skille mellom de underliggende systemene og de endelige tjenestene. Figur 3.1 nedenfor viser TEEBs konseptuelle rammeverk for å illustrere dette. Den viser blant annet skillet mellom økosystemers beholdning (kapital) og økosystemtjenester som tjenestestrømmer som bidrar til menneskelig velferd og nytte i samfunnsøkonomisk forstand (NOU 2013).



Figur 3.1. TEEBs konseptuelle rammeverk. Kilde: TEEB (2010), her gjengitt fra NOU (2013).

Begrepet *naturkapital* brukes av TEEB som et bilde på den begrensede beholdningen av fysiske og biologiske ressurser som finnes på jorden og økosystemenes begrensede evne til å yte økosystemtjenester (TEEB 2010). Kareiva m.fl. (2011) beskriver at økosystemenes strukturer, prosesser og funksjoner inngår i naturkapitalen, mens økosystemtjenestene er en strøm av goder og tjenester som gir nytte for folk. TEEB beskriver også det de kaller

kritisk naturkapital som er den delen av naturkapitalen som er uerstattelig for økosystemets funksjon og følgelig for levering av økosystemtjenester (NOU 2013).

Dette skillet mellom naturkapital og strømmen av tjenester kan benyttes til å illustrere at for å ta vare på kapitalen i form av natur og biologisk mangfold, er det overskuddet eller «renten» som kan tas ut (høstes). Hvis man tar ut for mye, tærer man på kapitalen, noe som vil føre til at avkastningen, i form av strømmer av tjenester, på sikt går ned. Derfor er det ikke noe mål at strømmen av tjenester til enhver tid skal være størst mulig. Kapitalen må forvaltes slik at avkastningen maksimeres i et langsiktig perspektiv.

Kategorisering av økosystemtjenester

Økosystemtjenestene deles gjerne inn i fire kategorier:

- *forsynende*, som fisk og bioenergi
- *opplevelses- og kunnskapstjenester (også kalt kulturelle økosystemtjenester)*, som rekreasjon, estetiske verdier og naturarv (ikke-bruksverdier)
- *regulerende*, som klimagassregulering, erosjonsbeskyttelse og pollinering
- *støttende (også kalt grunnleggende livsprosesser)*, som fotosyntese og jorddannelse

I økonomisk forstand er problemet markedssvikt og manglende priser

I økonomisk språkdrakt kan man si at naturens karakter av å være et kollektivt gode, gjør at det oppstår markedssvikt. I økosystemet skog for eksempel, tas det ut tømmer, som har en markedspris, og dette markedet fungerer i utgangspunktet slik at tømmer tas ut på en måte som gir maksimal avkastning for skogeieren over tid. Skogen gir imidlertid også andre goder som bær og sopp, og gir rom for rekreasjon og landskapsopplevelser for mange mennesker. Disse godene har ingen markedspris, og skogbrukeren har i utgangspunktet ingen grunn eller incentiver til å legge til rette for å maksimere opplevelsesverdien for alle skogvandrerne. Det kan derfor være forskjell på den skogsdriften som lønner seg for skogbrukeren og den som gir maksimal nytte for samfunnet. På samme måte har en bedrift all grunn til å vurdere egne kostnader og salgspriser når den bestemmer sin produksjon og sin tilpasning, men i utgangspunktet ingen grunn til å ta hensyn til de utslippene som forurenser elven som renner forbi og som gir muligheter til fiske, bading og jordbruksvanning for dem som bruker vannet til slike formål.

Nå vet vi at det finnes en rekke lover og regler, avgifter og andre virkemidler som skal passe på at både skogbruker, bedriftseier og alle andre tar hensyn til kollektive goder og såkalte positive og negative eksterne effekter av sin produksjon. Økonomenes løsning på problemet med markedssvikt, som gjør at det er forskjell mellom det som lønner seg for den enkelte og det som lønner seg for samfunnet, er at staten eller en annen regulator må gripe inn og innføre virkemidler (helst økonomiske, som avgift eller omsettbare kvoter) slik at markedssvikten kan korrigeres. Men for å kunne sette de riktige avgiftene, og de riktige kvotene eller grensene for utslipp, skogbruksdrift osv., må vi kjenne den verdien skogen har som rekreasjonsområde, og den verdi elven har som rekreasjonsområde, for vanning osv.

Uten at vi kjenner verdien av å bruke skogen for skogsvandrerne eller rekreasjonsverdien av å fiske og bade i elven, sammen med verdien av de andre økosystemtjenestene vi får fra skog og vassdrag, kan selv ikke den mest velmenende stat, velge riktig nivå på produksjon og rekreasjon. Derfor er det nødvendig å verdsette disse godene og tjenestene for å treffe riktige beslutninger. Dette har vi visst lenge, men den systematiske gjennomgangen av hvilke goder man faktisk får, og dermed også hvilke som kan bli negativt påvirket ved ulike inngrep og påvirkninger, kan økosystemtjenestetilnærmingen hjelpe oss med.

Samfunnsmessig nytte og verdi

Verdsetting i kroner, som er samfunnsøkonomiens hovedtilnærming, er en av flere måter for å synliggjøre betydningen av natur og økosystemer for folks velferd. Det finnes også ikke-monetære verdsettingsmetoder, som for eksempel diskutert i Kumar og Kumar (2008). Veiledere og retningslinjer for hvordan samfunnsøkonomiske analyser skal gjennomføres i Norge gjør det også klart at en del virkninger vanskelig kan prissettes og at disse skal behandles ved hjelp av metoder for ikke-prissatte virkninger (se for eksempel DFØ 2014; NOU 2012; Statens vegvesen 2014).

For å illustrere betydningen av økosystemtjenester knyttet til ulike økosystemer kan man forsøke å si noe om den samfunnsøkonomiske verdien av ulike tjenester, for eksempel per år. Verdien av en enhet av tjenesten er imidlertid ikke nødvendigvis konstant. For eksempel er det mer verdifullt å få en arealenhet til med grønnstruktur i en by hvis det er få slike områder fra før, enn hvis det er flust av slike områder. Blant annet derfor er økonomer mest komfortable med å si noe om hva som kan være verdien av en *endring* i en

tjeneste, for eksempel som følge av et tiltak som bygger ned naturområder eller grønne områder i urbane strøk.

Totalverdien av økosystemtjenester består av bruks- og ikke-bruksverdier

Det man søker å inkludere ved økonomisk verdsetting av økosystemtjenester er det som kalles ”Total samfunnsøkonomisk verdi” av en miljøendring som inkluderer både *bruksverdier* (direkte-, indirekte- og opsjonsverdi) og *ikke-bruksverdier* (eksistens- og bevarings-/arveverdi) som vist i boks 3.2.

Boks 3.2. Total samfunnsøkonomisk verdi av en miljøendring kan deles i flere deler. Her har vi eksemplifisert hvilke komponenter som fås fra urban grønnstruktur.

Kilde: Vista Analyse (2015)

Total samfunnsøkonomisk verdi består av følgende deler:

- **Bruksverdi:** Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet. Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte-, indirekte- og opsjonsverdi*
 - *Direkte bruksverdier* fra økosystemer er for eksempel verdien av tømmer, vann, rekreasjonstjenester.
 - *Indirekte bruksverdier* referer seg til nytte som er relatert til tjenester vi får fra funksjonen av økosystemer, som fotografering, det å se grønnstruktur osv.
 - *Opsjonsverdi* betyr at personer som ikke bruker en ressurs i dag, kan verdsette *muligheten* (opsjonen) til å bruke ressursen i fremtiden.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet/økosystemtjenesten uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevarings- eller arveverdi*). Eksistensverdien referer til nytten som oppstår ut fra kunnskapen om at økosystemer er beskyttet uten å bli brukt. Bevaringsverdien referer til nytten som oppstår for et individ ut fra kunnskapen om at fremtidige generasjoner kan ha glede av eksistensen av økosystemene.

Kvasi-opsjonsverdi kan sees som en korreksjonsfaktor til Total samfunnsøkonomisk verdi når man har med *irreversible inngrep* å gjøre, for eksempel utryddelse av arter, eller endring av økosystemer utover det nivået der de kan komme tilbake til tidligere tilstand. Kvasi-opsjonsverdien er verdien av *ikke* å gjennomføre irreversible tiltak for dermed å kunne utnytte fremtidig informasjon.

Verdsettingsmetoder

For å komme fram til den samfunnsøkonomiske verdien av ulike økosystemtjenester finnes det ulike typer verdsettingsmetoder. Felles for metodene er at de forsøker å si noe om den samfunnsøkonomiske betydningen av at noen tjenester reduseres eller øker i omfang og/eller kvalitet. Samfunnsøkonomiske verdsettingsmetoder tillegger hele befolkningens preferanser vekt. I tillegg til den enkeltes verdsetting er det også viktig å definere hvor mange endringen i økosystemtjenesten har betydning for – det som kalles berørt befolkning i verdsettingslitteraturen og samfunnsøkonomiske analyser.

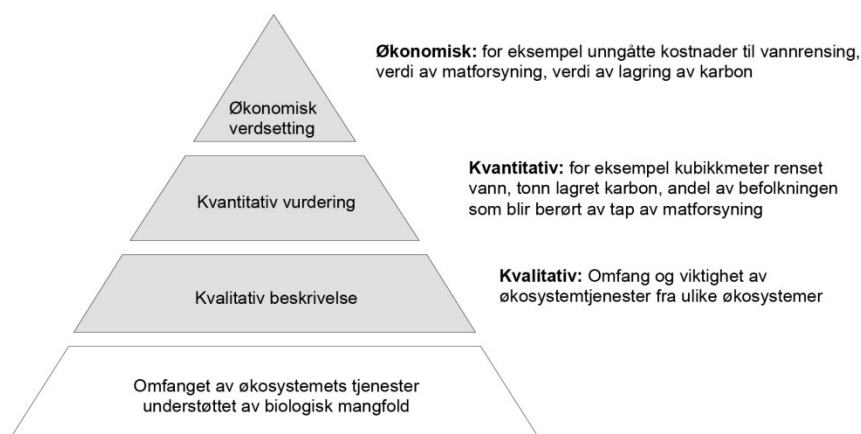
Noen av verdiene for økosystemtjenester er basert på markedspriser, for eksempel verdien av vann i form av en pris per m³ vann. Når det ikke finnes markedspriser, må man bruke økonomiske verdsettingsmetoder for goder og tjenester som ikke omsettes i markeder. Metodene baserer seg enten på at folks adferd i markeder avslører noe om deres preferanser for økosystemtjenester (såkalte *anslorte preferanser*) eller at de blir spurt om hypotetisk adferd i spørreundersøkelser (*oppgitte preferanser*) som direkte eller indirekte gir deres betalingsvillighet.

Alternativt kan man bruke tilnærminger som gir mer indirekte anslag for verdien. Selv om det ofte ikke settes en eksplisitt kroneverdi på miljøgoder og -tjenester, kan verdsettingen sies å skje implisitt. Det skjer for eksempel når lover og forskrifter utformes for å ivareta miljøhensyn, når det vedtas fredning av gamle trær eller naturområder, eller det ilegges krav om tiltak for å redusere utslipp. Slik implisitt verdsetting kan også gi et uttrykk for hvordan samfunnet verdsetter økosystemtjenester, selv om det ikke er en anerkjent verdsettingsmetode i samfunnsøkonomisk forstand.

Vi går ikke nærmere inn på metodene her siden dette er omtalt i kapittel 1 i denne boken.

Flere tilnæringer nødvendig for å synliggjøre nytteverdi

Det vil ofte være en fordel å kunne sette en kroneverdi på økosystemtjenesten (eller endringen i tjenesten) blant annet fordi det er lett å kommunisere en slik verdi. Verdsetting gjør det også enklere å gjennomføre en samfunnsøkonomisk vurdering for eksempel i form av en nytte-kostnadsanalyse av tiltak som gir en endring i denne tjenesten. Men det kan også gi nyttig og interessant informasjon å få andre, gjerne kvantitative vurderinger, for eksempel av hvor mange som bruker et område eller blir berørt på andre måter. Ofte må man benytte både økonomisk verdsetting og andre kvantitative og kvalitative metoder for å synliggjøre nytteverdien av økosystemtjenester. Dette er illustrert i figur 3.2.



Figur 3.2. Verdier av økosystemtjenester kan synliggjøres på ulike måter. Kilde: Basert på Brink (2008) og gjengitt bl.a. i TEEB (2008) og på norsk i Magnussen m.fl. (2010).

Det er ofte viktig å operere med et visst tidsperspektiv ved vurdering og verdsetting av økosystemtjenester. For eksempel vil man vente at fremtidige klimaendringer kan bety at økosystemtjenester som bidrar til klimarobusthet får økende betydning. Forventet befolkningsvekst, særlig i byer og tettsteder vil også øke betydningen og nytten av urban grønnstruktur. Inntektselastisiteten er ofte høy for miljøgoder, noe som gir økende realpris siden man venter at lønningene vil øke over tid. NOU 2012:16 anbefaler derfor positiv realvekst for både karbonspris og andre miljøverdier. Nyttens vil også kunne variere med knappheten på godet eller tjenesten. Disse forholdene må tas hensyn til ved vurdering av fremtidige priser.

Et lite utvalg norske eksempler på anvendelser av økosystemtjenestetilnærmingen

NOU (2013) gir en oversikt over studier med verdier for norske økosystemtjenester fram til cirka 2012. Det ble også igangsatt egne studier for å kartlegge verdier på områder som ikke var kartlagt fra før, blant annet fra skog og urbane økosystemtjenester. De fleste, litt eldre studier brukte ikke begrepet økosystemtjenester når de kartla og verdsatte økosystemtjenester. De refererte gjerne til miljøgoder, eller positive og negative miljøeffekter, e.l. Fra cirka 2009-2010 begynner begrepet økosystemtjenester å komme mer inn i det norske vokabularet når man snakker om naturens goder.

De første studiene som ble gjennomført, hadde ofte preg av kartlegging av hva som finnes av økosystemtjenester i våre havområder, i ferskvann, i skog, i urbane områder osv. I den senere tid har man i større grad forsøkt å vise hvordan tilnærmingen med økosystemtjenester kan implementeres i forvaltning, for eksempel av ferskvann, urban grønnstruktur, overvannshåndtering, landskapsverdier, fremmede arter, osv. Det er også gjennomført studier av mer spesielle økosystemer og deres -tjenester, for eksempel kaldtvannskoraller i Barentshavet og flomdemping, og man har begynt å koble utbredelse og verdier av økosystemtjenester til arealkartlegging og GIS.

Det kan også nevnes at i en større, nasjonal betinget verdsetningsundersøkelse for å verdsette tap av økosystemtjenester fra oljeutslipp langs kysten, benyttes denne tilnærmingen for å identifisere og verdsette velferdseffekter av miljøskader som følge av oljeutslipp fra skip (Lindhjem m.fl. 2014; Vista Analyse 2016).

I et annet nylig avsluttet prosjekt var målet å sammenstille og gjøre tilgjengelig eksisterende kunnskap om økosystemtjenester fra grønnstruktur i norske byer og tettsteder, samt å vise og utarbeide konkrete eksempler på slike tjenester for å videreutvikle kunnskapsgrunnlaget for planlegging og forvaltning av grønnstrukturen i norske byer og tettsteder (Vista Analyse 2015).

I tabellen nedenfor har vi vist hvordan man illustrerte aktuelle økosystemtjenester fra grønnstruktur i norske byer (tabell 3.1), med utgangspunkt i økosystemtjenestene fra NOU (2013). Videre viste eksempler fra fire norske byer hvordan ulik tilrettelegging av grønnstruktur påvirket ulike økosystemtjenester og hvilken verdi endringen i disse kunne ha.

Tabell 3.1. Oversikt over økosystemtjenester fra grønnstruktur i byer og tettsteder.

Kilde: Vista Analyse (2015). Symbolene er utviklet i et samarbeid mellom Oslo kommune, Vista Analyse og next oslo reklamebyrå, er tilgjengelige på Vista Analyses hjemmeside www.vista-analyse.no og kan fritt benyttes (med kreditering).

Økosystemtjeneste	Eksempler	Type
Biologisk mangfold	Både vann og grønne elementer kan bidra til biologisk mangfold. For folk kan dette ha både bruksverdi og ikke-bruksverdi.	Støttende (og til dels kulturell)
Matproduksjon	Kjøkkenhager, verandakasser og hagebyer kan bidra til matproduksjon i byer og tettsteder. Dette kan også være knyttet til opplevelsesverdier.	Forsynende (og til dels kulturell)
Rent vann til vanning o.l.	Rent vann (f.eks. takvann), og vann i dammer kan brukes til vanning og andre formål (ikke drikkevann).	Forsynende
Kunst og leketøy	Elementer fra natur/grønnstruktur som kvister, kongler og skjell kan inngå som elementer i kunstproduksjon og i barns lek.	Forsynende
Vannhåndtering	Blågrønne overvannstiltak, som gjenåpning av bekker, grønne vegger og tak osv., kan på ulike måter bidra til sikker overvannshåndtering.	Regulerende
Rensing av vann og jord	Grønnstruktur kan bidra til rensing av forurenset vann og jord, ved å filtrere vann eller absorbere forurensing (fytosanering).	Regulerende
Forbedret luftkvalitet	Grønne elementer bidrar til å rense luft, blant annet binde svevestøv. Dette gir friskere luft som kan forhindre luftveissykdommer.	Regulerende
CO₂-opptak (og -lagring)	Grønne planter omdanner CO ₂ ved fotosyntese. Grønne elementer som grønne tak og vegger bidrar også til CO ₂ -binding.	Regulerende
Lokal klima-regulering	Både vann og vegetasjon kan bidra med avskjerming/skygge og hindre vind og gi en lunere by. Grønne tak isolerer og hindrer varmetap.	Regulerende
Støyreduksjon	Vann og vegetasjon virker støydempende ved å absorbere og reflektere lydølger.	Regulerende
Pollinering frøspredning	Grønne elementer kan bidra til leveområder for f.eks. bier og humler som bidrar til pollinering og fugler og ekorn som sprer frø.	Regulerende
Hindre erosjon	Trær og vegetasjon kan hindre erosjon og avrenning.	Regulerende
Rekreasjon, mental og fysisk helse	Grønn- og blågrønn struktur gir mulighet for ulike typer opplevelser, stressreduksjon, trening, transport.	Kulturell
Estetiske verdier	Grønnstruktur, både grønne og blå elementer, kan gi estetiske opplevelser.	Kulturell
Stedsidentitet og kulturarv, åndelige verdier	Grønnstruktur, f.eks. parker og gamle trær, bekker og elver osv., kan gi stedsidentitet og bidra til å ivareta kulturarv.	Kulturell
Utdannelse og kognitiv utvikling	Naturelementer som vann og liv i vann, samt grønne planter og dyreliv som følger med, gir grunnlag for barns utvikling, læring og lek.	Kulturell
Turisme	Grønnstruktur kan bidra til en bys profil og være et element i tiltrekning på turister, mest kjente eksempel i Norge er antagelig Vigelandsparken.	Kulturell

Boks 3.3. Eksempel på økosystemtjenester fra urban grønnstruktur i Oslo.

Kilde: Vista Analyse (2015).

Svartdalen: Grønnstruktur langs Alna fra Kværnerbyen til Bryn

Våren 2011 åpnet en ny turvei langs Alna i Oslo. Ved hjelp av en sti og en hengebro forbinder den nye turveien to grøntområder som tidligere var adskilt. De to grøntområdene fremstår nå som et enhetlig område på ca. 300 dekar. Turveien muliggjør «myk» transport store deler av året. Helt nederst i grønnstrukturen er det opparbeidet en park (Svartdalsparken), en gresslette med en rad unge trær og et par installasjoner som viser industrihistorien i nærområdet.

Svartdalen natur- og parkområde representerer et økosystem som gir Oslos befolkning en rekke økosystemtjenester, hvorav vi her nevner de antatt viktigste i tabell 3.2.

Kan vi si noe om verdien av Svartdalen som rekreasjonsområde?

Med utgangspunkt i brukerundersøkelsen gjorde Reinvang m.fl. (2014) en nytte-kostnadsbetraktning av rekreasjonsverdien til Svartdalen-området. Ved å kartlegge brukernes årslønn kom forfatterne fram til en verdi for den tiden brukerne valgte å bruke i Svartdalen (ca. 180 kroner per time, som tilsvarer gjennomsnittlig timelønn etter skatt). Dette ga en anslått samfunnsøkonomisk rekreasjonsverdi for Svartdalen-området på ca. 4 millioner kroner i 2014.

Det kostet 12 millioner kroner å anlegge turstien med hengebro gjennom Svartdalen, som åpnet i 2011. Reinvang m.fl. (2014) anslo at bruken av området doblet seg da turstien kom på plass og således utløste økt bruk på 11 250 timer i året (50 prosent av nivået i 2014). Den samfunnsøkonomiske verdien av denne effekten kunne således anslås til ca. 2 millioner kroner i året (11 250 timer x 180 kr). Litt enkelt, tilsier dette at investeringen i turstien på 12 millioner i samfunnsøkonomisk forstand «tjener seg inn» i løpet av en 6-årsperiode.

Forfatterne fremholder at regneøvelsen først og fremst skal forstås som en pedagogisk øvelse for å få fram de betydelige verdiene som ligger i å investere i grønnstruktur, og ikke må anses som en fullgod nytte-kostnadsanalyse. Forfatterne bemerker imidlertid at de anser det som overveiende sannsynlig at investeringen til 12 millioner i turvei er samfunnsøkonomisk lønnsom innenfor en tidshorison på 20 år.

Tabell 3.2 Økosystemtjenester i Svartdalen og betydning på ulike nivåer*

Økosystemtjeneste	Betydning lokalt (bydel)	Betydning på bynivå	Betydning nasjonalt
Ivaretagelse av biologisk	X	X	(X)
Vannhåndtering	x	-	-
Rensing av vann	X	X	-
Rensing av luft	X	(X)	-
CO ₂ -opptak og lagring	-	X	X
Lokal klimaregulering	X	-	-
Støyreduksjon	X	-	-
Rekreasjon, mental og fysisk	X	(x)	-
Utdannelse og kognitiv utvikling	X	(x)	-
Estetiske verdier	X	X	-
Stedsidentitet og kulturarv	X	X	-
Åndelige opplevelser	X	-	-

*X = Stor betydning, x = Mindre betydning, Parentes antyder usikkerhet.

I den senere tid har man i større grad forsøkt å komme fram til hvordan tilnærmingen med økosystemtjenester kan implementeres i forvaltningen i enkeltprosjekter og ved å bringe tilnærmingen inn i standard analysemetoder som nytte-kostnadsanalyse og veiledere. Det skjer mye forskning og utprøving på dette feltet også utenfor Norge, noe vi ikke har anledning til å gå inn på her.

3.3 Oppsummering og konklusjon

En tilnærming med økosystemtjenester kan brukes til å forstå og innse hvilke verdier økosystemtjenestene har, påvise og synliggjøre deres verdier i beslutningsprosesser og internalisere verdiene slik at de blir tatt hensyn til. Økosystemtjenestetilnærmingen kan være nyttig for å få fram sammenhengen mellom goder og tjenester fra naturen og menneskers velferd og livskvalitet. Synliggjøring av økosystemtjenester er viktig i beslutningssammenheng. Oversikt over økosystemtjenester kan tjene som huskeliste for å minne om hva økosystemene bidrar med av goder og tjenester. Økosystemtjenestetilnærmingen illustrerer at det er mange og ulike goder og tjenester fra økosystemer, som kan tilrettelegges for og endres i ulik grad og i ulike retning. For eksempel kan enkelte tiltak i urban grønnstruktur styrke rekreasjonstjenestene, men gi redusert biologisk mangfold. Ulike anvendelser av

økosystemtjenester og verdier setter ulike krav til nøyaktighet og detaljeringsgrad i verdivurderingen. Verdsetting av økosystemtjenester kan gjøres på flere måter, ofte trengs både kvalitativ, kvantitativ og monetær verdsetting. I mange tilfeller vil tjenestene være såpass forskjellige at det er hensiktsmessig å verdsette dem separat og summere. Andre tjenester, for eksempel en del av kunnskaps- og opplevelsestjenestene, vil det være mer hensiktsmessig å verdsette samlet. Dette gjelder særlig dersom det er vanskelig for folk å skille dem klart fra hverandre, som for eksempel kan være tilfellet for rekreasjonstjenester og estetiske tjenester fra et skog- eller kystlandskap.

Så langt har mye av arbeidet med økosystemtjenester skjedd innen forskning, samt bestått av kartlegging, beskrivelser og eksempler på verdier.

Fortsatt er det litt uklart hvordan tilnærmingen vil bli tatt inn i mer overordnede dokumenter som veiledere og håndbøker i nytte-kostnadsanalyser, konsekvensutredninger, osv. Det skjer mye på dette feltet for tiden, både nasjonalt og internasjonalt, men fortsatt må det sies å være noe umodent. Noen nyere prosjekter peker i retning av å bringe tilnærmingen nærmere praktisk forvaltning, men bruk av økosystemtjenestetilnærmingen er ingen «quick-fix». Vi trenger og mangler fortsatt kunnskap om økosystemer, og vi mangler verdianslag/beregninger for mange økosystemtjenester. I Norge er det gjennomført få verdsettingsstudier av miljøgoder/økosystemtjenester. Det er derfor stort behov for flere verdsettingsstudier av goder som ikke har markedspriser, men som meningsfylt kan verdsettes i kroner, for å komme lenger i operasjonalisering av økosystemtjenestetilnærmingen. Også uten priser, kan imidlertid den systematiske tilnærmingen være til hjelp. Det er derfor viktig å finne fram til teoretisk akseptable og praktisk anvendbare tilnærminger. Dette er en iterativ prosess der mer bruk av økosystemtjenestetilnærmingen utløser mer arbeid med nødvendig bakgrunnskunnskap, herunder frembringelse av verdiesestimater, som i sin tur bringer praktiske anvendelser et skritt videre.

Referanser

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limbur, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton og M. van den Belt. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, vol. 387, 15. Mai 1997.

DFØ (2014): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for samfunnsøkonomisk analyse.

Kareiva, P. H. Tallis, T.H. Ricketts, G.D. Daily, S Polasky (2011): *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford Biology, Oxford

Kumar, M. og P. Kumar (2008): «Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective». *Ecological Economics* 64: 808 – 819.

Lindhjem, H., K. Magnussen og S. Navrud (2014): Verdstap av velferdstap ved oljeutslipp fra skip – Fra storm til smulere farvann(?) Samfunnsøkonomen 2014/6.

MA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. *General Synthesis Report*. Island Press, Washington DC.

Magnussen, K., L. Lillehammer, L.K. Helland, og O.M. Gausen (2010): *Marine økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten: – Beskrivelse, vurdering og verdstap*. SWECO-rapport 144531 – 01 (utført for Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet).

NOU (2013:10). Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. Norges offentlige utredninger.

NOU (2012:16): *Samfunnsøkonomiske analyser*. Departementenes servicesenter, Oslo

Statens vegvesen (2014): Konsekvensanalyser. Håndbok V712. Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

TEEB (2008): *The economics of ecosystems and biodiversity: an interim report*. European Commission, Brussels. May 2008.

TEEB (2010): *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.

TEEB (2013): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Guidance Manual for TEEB Country Studies. Version 1.0*.

Vista Analyse (2015): Økosystemtjenester fra grønnstruktur i norske byer og tettsteder. Utarbeidet av K. Magnussen, R. Reinvang og F. Løset. Vista Analyse-rapport 2015/10. Rapportnummer M-378 I 2015 Miljødirektoratet

Vista Analyse (2016, kommer): Velferdstap av oljeutslipp fra skip: Verdier og metodikk for bruk i vurdering av tiltak. Vista-rapport 2016/. Utarbeidet av H. Lindhjem, K. Magnussen, S. Navrud, S. W. Skjeflo.

4 Samfunnsøkonomiske kostnader fra utslipp av klimagasser

Brita Bye,
Statistisk sentralbyrå³⁷

4.1 Innledning

Global oppvarming er en av vår tids største miljøutfordringer (IPCC, 2014). En av de viktigste kildene til global oppvarming er utslipp av klimagasser. Karbondioksid fra forbrenning av fossile brensler er den dominerende klimagassen, men utslipp av metan fra landbruksproduksjon og jordsmonn er heller ikke ubetydelige bidragsyttere. I mange sammenhenger vil offentlige investeringer og prosjekter lede til endringer i klimagassutslipp³⁸.

Utgangspunktet for å regulere utslipp av CO₂ og andre klimagasser, er at disse indirekte påfører verdenssamfunnet kostnader som den som slipper ut ikke tar inn over seg når han fatter beslutninger, og representerer derfor en global *eksternalitet*.³⁹ Økt utslipp leder til uønskede globale klimaeffekter og påfører dermed andre aktører, eller samfunnet, en kostnad. Tilsvarende vil prosjekter som leder til reduserte utslipp, medføre en gevinst.

Når lønnsomheten av store prosjekter⁴⁰ med lang levetid skal vurderes, kan kostnader knyttet til effekter på klimagassutslipp være betydelige. Dette vil gjelde både prosjekter som er en del av klimapolitikken, som f.eks. vurdering

³⁷ Forfatteren har hatt stor nytte av arbeidet med dette temaet som utvalgsmedlem i to offentlige ekspertutvalg, Finansdepartementet (2012, 2015).

³⁸ Under den første forpliktelsesperioden av Kyotoprotokollen ble seks ulike gasser definert som klimagasser (se vedlegg A i Kyotoprotokollen, 1998). I Kyotoprotokollens andre forpliktelsesperiode øker antall gasser (eller grupper av gasser) til sju. For å kunne sammenligne gassene benyttes begrepet CO₂-ekvivalenter, det vil si at gassene "konverteres" til CO₂.

³⁹ Rapporten "The Stern Review on the Economics of Climate Change" (Stern, 2006), ga en grundig gjennomgang av økonomiske sider ved klimautfordringen.

⁴⁰ Typiske store prosjekter med lang levetid er infrastrukturprosjekter.

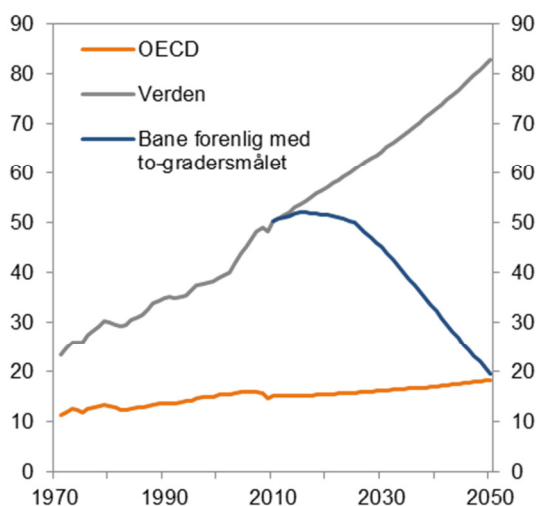
av effekter av klimapolitiske tiltak for å nå mål om utslippsreduksjoner, og andre prosjekter. De samfunnsøkonomiske kostnadene ved utslipp av klimagasser vil være avhengig av den globale marginale skadekostnaden, men også tiltakskostnadene ved ensidig nasjonale, flernasjonale og globale målsettinger om reduksjoner i klimagassutslippene. Det er fortsatt stor usikkerhet knyttet til den globale marginale skadekostnaden ved klimagassutslipp og dermed den globale prisen på klimagassutslipp, ofte kalt karbonprisen, utover i dette århundret. Denne usikkerheten reflekteres i vanskeligheter med å komme fram til global klimapolitisk enighet, og dermed også framtidige tiltakskostnader. Den klimateknologiske utviklingen vil spille en viktig rolle for kostnadene ved å oppnå utslippsreduksjoner, spesielt på lengre sikt. Denne artikkelen ser nærmere på hvilke faktorer som påvirker de samfunnsøkonomiske kostnadene ved klimagassutslipp. Som bakteppe for diskusjonen om kostnader ved klimagassutslipp ser artikkelen først nærmere på de globale skadekostnadene ved klimagassutslipp, mens kostnadseffektiv klimapolitikk omtales kort i avsnitt 4.3. Dagens norske klimapolitikk belyses i avsnitt 4.4 og avsnitt 4.5 ser nærmere på kostnadene knyttet til klimagassutslipp når politikken ikke er kostnadseffektiv. Til slutt gis det noen konkluderende merknader.

4.2 Skadekostnader ved klimagassutslipp

Konsentrasjonen av klimagasser, målt i CO₂-ekvivalenter, har økt med om lag 60 prosent siden før-industriell tid (IPCC, 2014). Den globale gjennomsnittstemperaturen har økt med om lag 0,85 grader celsius siden 1880, og ifølge FNs klimapanel (IPCC, 2014) er det sannsynlig (95-100 prosent) at menneskeskapte klimagassutslipp har vært den dominerende årsaken til temperaturøkningen. Konsentrasjonen av klimagassutslipp i atmosfæren er uavhengig av hvor utslippene skjer,⁴¹ slik at den globale marginale skadekostnaden målt i CO₂-ekvivalenter er lik for alt utslipp av klimagasser. FNs klimakonvensjon (FN, 1992) har som mål å stabilisere konsentrasjonen av klimagasser på et nivå som er lavt nok til å hindre farlig, menneskeskapt påvirkning av jordens klima. I følge FNs klimakonvensjon er dette i tråd med å begrense økningen i den globale middeltemperaturen til under 2 grader celsius sammenliknet med førindustrielt nivå. Norge har sluttet seg til dette målet som tilsvarer en

⁴¹ Unntak er svart karbon, en såkalt kortlevd klimadriver. Jeg vil her se bort fra kortlevde klimadrivere, se for øvrig Finansdepartementet (2015).

stabilisering av konsentrasjonen av klimagasser på om lag 430-480 ppm (ppm = parts per million). I følge FNs klimapanel (IPCC, 2014) vil det kreve at de globale utslippene reduseres med 40-70 prosent innen 2050, og mot slutten av århundret må utslippene være nær null eller eventuelt negative, se også figur 4.1.



Figur 4.1. Globale utslipp av klimagasser (observerte og framskrevet), 1970 - 2050. Mrd. tonn CO₂-ekvivalenter. Kilder: OECD og IEA.

To-gradersmålet reflekterer den anbefalte maksimale temperaturøkningen, og den marginale rensekostnaden for å nå to-gradersmålet gir da et uttrykk for den marginale skadekostnaden ved to-gradersmålet. Fordi den marginale skadekostnaden av klimagassutslipp er lik for alle utslippene vil det være kostnadseffektivt med én global pris på klimagassutslipp. Det er stor usikkerhet knyttet til den globale kostnaden ved å realisere to-gradersmålet. FNs klimapanel (IPCC, 2014) presenterer en oversikt over en rekke studier som alle beregner en global prisbane på klimagassutslipp som samsvarer med å minimere de neddiskonterte kostnadene ved å nå en to-graders bane, se tabell 4.1. Alle prisbanene er stigende over tid. Det er et stort spenn i prisanslagene, for eksempel er den laveste prisen i 2050 på 436 kroner pr tonn CO₂, mens den høyeste er 5665 kroner per tonn CO₂. De framtidige kostnadene vil være svært avhengige av utvikling av klimavennlige teknologier. Dersom det blir tilgang på rimelige klimateknologier vil kostnadene ved å nå to-gradersmålet

være i den lave delen av intervallet, men hvis det ikke oppnås noe klimateknologisk gjennombrudd kan kostnadene bli svært høye.

Tabell 4.1. Karbonpriser forenlig med to-gradersmålet. Kroner per tonn CO₂-ekvivalent, 2010-priser. Kilder: IPCC (2014) og Finansdepartementet (2015).

	2020	2030	2050
Lavest	101	164	436
Høyest	1 541	2 585	5 665
Gjennomsnitt	377	666	1 703
Median	330	538	1 313

4.3 Kostnadseffektiv klimapolitikk

Fordi skadevirkningen av klimagassutslipp (skadekostnaden) er uavhengig av den geografiske plasseringen av utslippet, vil en kostnadseffektiv klimapolitikk innebære at alle aktører står overfor en lik pris på slike utslipp. En global pris på utslipp av klimagasser kan realiseres enten ved en global karbonskatt eller ved et globalt kvotesystem for utslipp av klimagasser med omsettelige utslippskvoter. Omsettelige utslippskvoter er ekvivalent med en optimal karbonskatt dersom totalt utslippstak tilsvare det optimale utslippsnivået. Da blir kvoteprisen lik den optimale karbonskatten.⁴² Ulike kvotesystemer er nærmere omtalt i kapittel 5 i denne antologien. I et tenkt scenario der hele verden og alt utslipp var underlagt én slik felles optimal karbonpris, vil det være naturlig å legge dette anslaget på renskostnaden til grunn for den samfunnsøkonomiske kostnaden av klimagassutslipp i Norge. Det eksisterer i dag ikke en slik global karbonpris, og langsom framgang i de internasjonale forhandlingene under FNs klimakonvensjon, tilsier at en internasjonal avtale som leder til én global karbonpris, neppe er realistisk med det første.

Et manglende globalt marked for klimagassutslipp innebærer derfor at det ikke eksisterer tilstrekkelige mekanismer som sørger for at marginalkostnaden for å redusere utslipp (marginal renskostnad), er lik marginalkostnaden for samfunnet ved økt utslipp (marginal skadekostnad). Som en konsekvens vil kostnaden ved å redusere utslippene variere mellom sektorer og over landegrenser, mens den globale marginale skadekostnaden alltid vil være lik.

⁴² En nærmere omtale av optimale miljøskatter er gitt i Sandmo (1975), mens Weitzmann (1974) drøfter kvoter vs avgifter.

4.4 Klimapolitikken i Norge

Klimapolitikken i Norge omfatter både internasjonale forpliktelser og nasjonale målsettinger om utslippsreduksjoner.⁴³ Norge har internasjonale forpliktelser innenfor Kyoto-protokollen og i den andre Kyoto-perioden (2013-2020) er målet i tråd med en reduksjon i utslippene på 30 prosent i 2020 sammenliknet med 1990, Finansdepartementet (2012). Norsk klimapolitikk har i tillegg vært basert på nasjonale klimaforlik i Stortinget (Miljøverndepartementet, 2012) hvor politikken bygger på mål om utslippsreduksjoner hjemme og ute, med et overordnet mål om karbonnøytralitet senest i 2050. I forkant av FNs klimatoppmøte i Paris i november 2015 har Norge formidlet sitt nasjonale bidrag til en ny klimaavtale for perioden etter 2020 (Klima- og miljødepartementet, 2015), i tråd med retningslinjene for møtet. Norge vil forplikte seg til å redusere utslippene av klimagasser med minst 40 prosent i 2030 sammenliknet med 1990. Dette er i tråd med det som kreves for å nå togradersmålet i følge FNs klimapanel (IPCC, 2014). Norge tar sikte på å inngå en avtale om felles oppfyllelse sammen med EU (EU, 2014).⁴⁴ I EUs forpliktelse ligger et mål om at sektorene som er med i EUs kvotehandels-system EU ETS (European Union Emissions Trading System) skal redusere sine samlede utslipp med 43 prosent, mens sektorene som er utenfor EU ETS skal ha en utslippsreduksjon på 37 prosent. Det kan åpnes for handel mellom landene i utslippsforpliktelser i ikke-kvotepliktig sektor, og muligens også i EU ETS kvotemarkedet. Muligheter for slik handel med utslippsforpliktelser i ikke-kvotepliktig sektor omtales ofte som såkalte «fleksible mekanismer».

Dagens virkemiddelbruk

Over 80 prosent av de norske klimagassutslippene betaler i dag avgift eller står overfor et kvotehandelssystem (Finansdepartementet, 2015). Prisen på utslipp av klimagasser varierer imidlertid betydelig mellom ulike utslippskilder og ulike brukere, som oversikten over CO₂-avgifter i tabell 4.2 viser. Om lag 50 prosent av de norske utslippene, mesteparten i tradisjonell industri og energisektorene, er med i EUs kvotehandelssystem for utslipp av klimagasser.⁴⁵ Kvoteprisen i EUs kvotehandelssystem har vært svært lav – betydelig lavere enn

⁴³ Norges utslipp av klimagasser tilsvarer en andel av de globale utslippene på om lag 1 promille.

⁴⁴ Det er i skrivende stund uklart hvordan en slik felles oppfyllelse skal implementeres.

⁴⁵ For nærmere omtale av EUs kvotesystem for bedrifter, se St. Meld. 1 Nasjonalbudsjettet 2012, avsnitt 3.9.5.

gjennomsnittlig nivå for CO₂-avgiften jfr. tabell 4.2, i de seneste årene som følge av tildeling av for mange kvoter og lavere økonomisk aktivitet etter finanskrisen i 2008.⁴⁶ Olje- og gassektoren er underlagt EUs kvotesystem og betaler i tillegg CO₂-avgift. Utslippene fra husholdninger og tjenesteytende næringer er ikke en del av EUs kvotesystem, men betaler i stor grad CO₂-avgift. Bruk av fossilt drivstoff betaler gjennomgående de høyeste satsene for CO₂-avgift. I tillegg til avgifter og kvotepriser står utslipp av klimagasser også overfor direkte reguleringer i form av for eksempel krav om teknologistandarder. Mulig karbonlekkasje (Bye og Rosendahl, 2012) er et argument for differensierte karbonpriser som i det norske systemet for CO₂-avgift, eller tildeling av gratis kvoter, som gjelder for mange bedrifter innenfor EU ETS. Det er imidlertid vanskelig å se at frykten for karbonlekkasje kan forklare de til dels store forskjellene i karbonpriser som de enkelte aktørene står overfor.

Tabell 4.2. Avgifter på klimagasser per 1. juli 2015, kroner per tonn CO₂-ekvivalent.

Kilde: Finansdepartementet (2015)

Bensin	410
Mineralolje	99 - 412
Innenlandsk bruk av gass ¹	412
Produksjon av olje og gass	319 - 427
HFK og PFK	354

¹ Noe innenlandsk bruk av gass betaler en betydelig lavere avgift.

For å kunne oppfylle målsetningene i klimaforliket fra 2012 og forslaget om felles oppfyllelse med EU (Klima- og miljødepartementet, 2015), hvor målene om utslippsreduksjoner skal være i tråd med to-gradersmålet, er det forventet at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved klimagassutslipp vil øke over tid, jfr. tabell 4.1. Karbonprisbanene vil derfor være økende i realpris over tid.

Utslipp av klimagasser fra jordbruket og fra avfallsforbrenning er omfattet av de norske klimagassforpliktelsene, men er hverken ilagt avgift eller kvoteplikt. Utslipp fra internasjonal luftfart (til destinasjoner utenfor EØS) og internasjonal skipsfart inngår ikke i de internasjonale forpliktelsene. Utslipp av

⁴⁶ Prisen på kvoter i EU ETS har i perioden 2008-2014 falt fra 30 euro til rundt 6 euro.

såkalte kortlevde klimadrivere som sort karbon er heller ikke med i de internasjonale reguleringene (Finansdepartementet, 2015).

4.5 Samfunnsøkonomiske kostnader fra utslipp av klimagasser når politikken ikke er kostnadseffektiv

Klimapolitikken som er omtalt i avsnitt 4.4 innebærer at kostnadene ved å slippe ut klimagasser i Norge varierer betydelig mellom ulike utslippere og typen utslipp. De samlede samfunnsøkonomiske kostnadene ved å regulere klimagassutslippene er dermed høyere enn om alle typer utslipp hadde stått overfor samme marginale renseskostnad. I praksis kan det være vanskelig å anslå størrelsen på den marginale renseskostnaden. Som omtalt i avsnitt 4.3 er det til dels store sprik i anslagene for den globale marginale renseskostnaden for å nå to-gradersmålet. I tillegg innebærer den norske klimapolitikken at utslipperne står overfor til dels svært ulike priser på klimagassutslipp (avsnitt 4.4). De differensierte eksisterende avgiftene er derfor lite egnet som anslag for samfunnsøkonomiske kostnader ved klimagassutslipp for Norge. Den samfunnsøkonomiske kostnaden ved klimagassutslipp i Norge i dag og framover vil avhenge av:

- A. Faktorer som preferanser og politikk, herunder den nasjonale og internasjonale klimapolitiske situasjonen og hvordan den utvikler seg.
- B. Hvorvidt utslipp fra et prosjekt vil føre til økte globale utslipp, eller om de økte klimagassutslippene vil bli motsvart av utslippsreduksjoner et annet sted.

Avhengig av A) og B) vil karbonprisen kunne være:

- I. *Global marginal skadekostnad*
- II. *Marginal renseskostnad ved*
 - a. *Innenlandske mål*
 - b. *Flernasjonale mål (f.eks. sammen med EU)*
 - c. *Globale mål*

Manglende globale bindende mål om utslippsreduksjoner, kombinert med mangel på prising av klimagassutslipp, gjør det vanskelig å sette en pris på framtidige utslipp. På den annen side er to-gradersmålet det uttalte målet for FNs klimakonvensjon som også Norge støtter. På lang sikt vil kostnadene ved klimagassutslipp reflekteres i den marginale renseskostnaden knyttet til to-gradersmålet. Selv om det er store avvik i anslagene på denne renseskostnaden

er det klart at den marginale renseskostnaden vil være stigende over tid, spesielt dersom det ikke skjer et teknologisk gjennombrudd for en ny utslippsfri backstop-teknologi.

Dersom et tiltak eller et prosjekt leder til økning i de globale utslippene, er det *global marginal skadekostnad* som er den relevante prisen på karbonutslippene.

Dersom vi legger FNs Klimakonvensjon til grunn så er den marginale skadekostnaden (=tiltakskostnaden) representert ved to-graders banen.

Dersom det ikke foreligger bindende nasjonale og/eller internasjonale mål om utslippsbegrensninger, bør karbonprisbanen i prinsippet være basert på globale marginale tiltakskostnaden ved å nå to-gradersmålet. Om utslippsøkningen motsvares av reduksjoner et annet sted i økonomien som vil være tilfellet når det foreligger bindende mål om utslippsreduksjoner, er det *marginal renseskostnad* ved å nå dette målet som ligger til grunn for karbonprisen. Hvilke renseskostnadsbaner som i slike tilfeller bør legges til grunn, er situasjonsavhengig:

Innenlandske mål: Dersom myndighetene har bindende mål for innenlandske utslippsreduksjoner, er kostnadene ved klimagassutslipp gitt ved tiltakskostnaden som kan avledes fra beskrankningene som følger fra disse målene. I dag har norske myndigheter målformuleringer knyttet til innenlandske utslipp for år 2020, Finansdepartementet (2012) og Miljøverdepartementet (2012). Klimakur 2020 (2010) har beregnet ulike karbonprisbaner fram mot 2020 basert på ulike antakelser om politikken, som skal gi innenlands måloppfyllelse i 2020. Disse ligger i området 1200-1500 kr per tonn CO₂-ekvivalenter dersom alle sektorer betaler samme avgift/kvotepriis, men øker til 3600 kr per tonn CO₂-ekvivalenter dersom hele utslippsreduksjonen skal tas innenlands av ikke-kvotepiktig sektor.

Flernasjonale mål: Norge er en del av EU sitt kvotesystem for utslipp av klimagasser med mål om utslippsreduksjoner for 2020. Dette er eksempel på et flernasjonalt mål. Norge sin plan om å inngå en avtale om felles oppfyllelse med EU om å redusere utslippene av klimagasser med minst 40 prosent i 2030 sammenliknet med 1990, er en utvidelse av den flernasjonale målsettingen. I det nye forslaget til klimapolitikk sammen med EU ligger det både et mål om utslippsreduksjoner innenfor EU ETS, og et ønske om etablering av «fleksible mekanismer» (muligheter til å handle med utslippskvoter i ikke-kvotepiktig sektor mellom landene eventuelt også å kjøpe utslippskvoter i EU ETS markedet), for å oppnå tilstrekkelige utslippsreduksjoner i ikke-kvotepiktig sektor. Da er det karbonprisen i EU ETS kvotemarkedet som skal legges til

grunn for utslipp i kvotepliktig sektor, og den marginale rensekostnaden i ikke-kvotepliktig sektor som skal legges til grunn for utslipp fra ikke-kvotepliktig sektor (husholdninger, tjenesteytende næringer, jordbruk mm). Det er fortsatt uklart i hvilken grad det blir mulig å få til en felles oppfyllelse med EU i ikke-kvotepliktig sektor. EU anslår at kvoteprisen i EU ETS i 2030 vil være om lag 40 Euro, mens karbonavgiften som skal gjelde i ikke-kvotepliktig sektor vil være 53 Euro (EU, 2014). Disse anslagene legger til grunn at det vil foregå en stor grad av energieffektivisering og utnyttelse av nye klimateknologier. Scenariene er i tråd med FNs klimapanel (IPCC, 2014) anslag for å nå en to-gradersbane i 2050.

Globale mål: Dersom norske bindende mål snarere er knyttet til de samlede globale utslippene Norge forårsaker, og norske utslipp er underlagt et globalt fungerende kvotemarked, vil den samfunnsøkonomiske kostnaden ved karbonutslipp være gitt ved den globale kvoteprisen. Tilgangen til et internasjonalt kvotemarked kan tolkes slik at norske myndigheter har mulighet til å realisere utslippsreduksjoner til en fast, internasjonal pris fordi norske utslipp utgjør en forsvinnende liten andel av globale utslipp av klimagasser. I dag er Norge tilknyttet Kyoto-protokollen, som angir et utslippstak for medlemslandene. I den første forpliktelsesperioden under Kyoto-protokollen har kvoteprisen først og fremst vært prisen på CDM-kvoter⁴⁷, som har vært nært knyttet til prisen på EU-kvoter.⁴⁸ Prisen på disse kvotene er imidlertid svært lav, i tillegg til at det trekkes i tvil om kjøp av kvotene faktisk fører til utslippsreduksjoner. EU vil for eksempel ikke tillate kjøp av kvoter i det internasjonale markedet for CDM-kvoter, (Klima- og miljødepartementet, 2015) for ikke-kvotepliktig sektor for å nå målet om utslippsreduksjoner i 2030 (EU, 2014).

Både FNs klimapanel (IPCC, 2014) og EU (EU, 2014) legger til grunn at utslippene av klimagasser må gå mot to-gradersbanen i 2050 for at ikke de marginale skadekostnadene skal bli for høye. Norge har sluttet seg til denne politikken. De samfunnsøkonomiske kostnadene ved utslipp av klimagasser vil

⁴⁷ Clean Development Mechanisms (CDM)-kvoter er kvoter knyttet til "Den grønne utviklingsmekanismen", Kyotoprotokollen (1998), som gjør det mulig å kjøpe utslippsreduksjoner i form av konkrete utslippsreducerende prosjekter i andre land. Tilgangen på slike prosjekter reguleres av FN (UNFCCC, 2014).

⁴⁸ EU-kvotestystemet har en sterkere institusjonell oppbygging enn markedet for CDM-kvoter eller kvoter fra andre/nye mekanismer, herunder fra andre forpliktelsesperiode av Kyotoprotokollen. CDM-kvotene anses å ha en mer usikker framtid enn EU-kvoter.

på lengre sikt derfor tilsvare den globale marginale rensekostnaden som gjelder ved to-gradersmålet. I avsnitt 4.3 er det vist til ulike beregninger av den globale marginale rensekostnaden ved to-gradersmålet helt til 2050. Disse er alle stigende over tid. Foreløpig er ikke en slik kostnadsvekst reflektert i de framtidige kvoteprisene hverken i EU ETS eller i markedet for CDM. Det kan være ulike årsaker til det. For det første går ikke futures-markedene så langt fram som til 2030, for det andre er fortsatt tilbudet av kvoter i de ulike markedene for stort, og for det tredje kan det være imperfeksjoner i kvotemarkedene knyttet til mangel på en konsistent og stram nok klimapolitikk, nærsynthet blant investorer etc. Skulle den nasjonale eller internasjonale politiske situasjonen endres, for eksempel ved at det vedtas nye bindende klimamål for Norge i forbindelse med klimaforhandlingene i Paris i desember 2015, er det den marginale rensekostnaden gitt disse nye målene som bør ligge til grunn for karbonprisen(e) ved klimagassutslipp.

4.6 Konkluderende merknader

Når lønnsomheten av store prosjekter med lang levetid skal vurderes, kan kostnader knyttet til effekter på klimagassutslipp være betydelige. Dette vil gjelde både prosjekter som er en del av klimapolitikken, som f.eks. vurdering av effekter av klimapolitiske tiltak for å nå mål om utslippsreduksjoner, og andre prosjekter. Denne artikkelen drøfter de samfunnsøkonomiske kostnadene ved utslipp av klimagasser. Kostnadene ved klimagassutslipp varierer betydelig avhengig av hvilken klimapolitikk som føres, samtidig som FNs klimapanel trekker fram at skadekostnadene ved å overstige to-gradersmålet i 2050 kan være betydelige. Dagens kvotepriser både i EUs kvotemarked (EU ETS) og knyttet til den grønne utviklingsmekanismen (markedet for CDM), ligger betraktelig under skadekostnaden (eller nødvendig marginalkostnad for å nå togradersmålet) de neste årene. På den annen side ligger CO₂-avgiftene i Norge noe høyere enn en bane basert på to-gradersmålet til FN på kort sikt, mens på lengre sikt vil to-gradersbanen komme opp på og gå forbi dette nivået. Den samfunnsøkonomiske kostnaden ved klimagassutslipp i Norge vil på lang sikt reflekteres av to-gradersbanen.

Referanser

Bye, B. og K. E. Rosendahl (2012): Karbonlekkasje: Årsaker og virkemidler, *Samfunnsøkonomen* nr. 1/2012.

EU (2014): Climate and Energy Policy Package for 2030, (http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2030/index_en.htm)

Finansdepartementet (2012): *Samfunnsøkonomiske analyser*, NOU 2012: 16.

Finansdepartementet (2015): *Sett pris på miljøet*, NOU 2015: 15.

FN (1992): *FNs rammekonvensjon om klimaendring* (The United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)).

IPCC (2014): Climate Change 2014 - Synthesis Report - Summary for Policymakers, *the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/AR5_SYR_FINAL_SPM.pdf

Klimakur 2020, (2010): Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020, *Rapport. TA* nr. 2590/2009.

Klima- og miljødepartementet (2015): Meld. St. 13 (2014-2015) *Ny utslippsforpliktelse for 2030 – en felles løsning med EU*.

Kyotoprotokollen (1998): *Kyoto Protocol To The United Nations Framework Convention On Climate Change*, Kyoto, Japan.

Miljøverndepartementet (2012): Meld. St. 21 (2011–2012) *Norske klimapolitikk*.

Sandmo, A. (1975): Optimal taxation in the presence of externalities, *Swedish Journal of Economics* 77. 86-98.

Stern, N. (2006): Stern Review on the Economics of Climate Change, HM Treasury, Storbritannia.

UNFCCC (2014): CDM accreditation standard, Version 06.0, CDM-EB46-A02-STAN, United Nations Framework Convention on Climate Change, http://cdm.unfccc.int/sunsetcms/storage/contents/stored-file-20140721152731014/accr_stan01.pdf

Weitzmann, M. L. (1974): Prices vs. quantities, *Review of Economic Studies* 41(4) 477-491.

Del 2

Håndtering av miljøproblemer på noen utvalgte områder

5 Økonomiske virkemidler i miljøpolitikken

**Snorre Kverndokk,
Frischsenteret⁴⁹**

Dette kapitlet tar for seg økonomiske virkemidler i miljøpolitikken med et spesielt fokus på omsettbare utslippskvoter og miljøavgifter. Vi starter med å beskrive fordeler og ulemper ved disse to virkemidlene, og ser deretter litt nærmere på kvotesystemer slike som EUs system for klimagassutslipp. Vil omsettbare kvoter gi kostnadseffektivitet på både kort og lang sikt? Hva kan grunnene være til at det er en del motstand mot omsettbare kvoter? Kapitlet avslutter med å se på virkninger av nasjonale tiltak under kvotehandelsystemer og utforming av virkemidler i klimapolitikken når ikke alle land er med på en avtale.

5.1 Innledning

Mange investeringsprosjekter vil ha miljøkonsekvenser. Men det er ikke nødvendigvis de som foretar investeringene og eventuelt vil profitere på dem som bærer kostnadene ved et forringet miljø. Et nylig eksempel er gruveprosjektet ved Førdefjorden hvor et gruveselskap har fått tillatelse til deponering av avgangsmasse i fjorden. Deponering av masse er nødvendig for å drive gruvedrift, men et sjødeponi vil, i følge Miljødirektoratet, medføre «varige endringer i artssammensetningen på fjordbunnen»⁵⁰ i tillegg til en rekke andre miljøulemp. Dette vil kunne gi negative konsekvenser for samfunnet og dermed samfunnsøkonomiske kostnader som ikke bæres av dem som profiterer på prosjektet. Eksempelet illustrerer det man kaller negative eksterne effekter av et prosjekt. Uten å ta stilling til det konkrete gruveprosjektet, kan

⁴⁹ Adresse: Frischsenteret, Gaustadalleén 21, 0349 Oslo, e-post: snorre.kverndokk@frisch.uio.no.

⁵⁰ Se www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/April-2015/Miljodirektoratets-anbefaling-om-gruvedrift-i-Engebofjellet/

dette medføre at en del prosjekter settes i gang selv om de ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Prosjektene er bedriftsøkonomisk lønnsomme, det vil si at nåverdien av inntektene er høyere enn nåverdien av de privatøkonomiske kostnadene. På den annen side er ikke alle kostnadene med da noen av dem, som miljøkostnader, ikke i utgangspunktet belastes prosjektet. Hvis disse er høyere enn nåverdien av den bedriftsøkonomiske profitten, er ikke prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt og bør ikke settes i gang.

For å sikre at samfunnsøkonomisk ulønnsomme prosjekter stoppes, er det viktig at myndighetene regulerer miljøforurensing. Hvis reguleringen blir riktig gjort vil samfunnsøkonomiske gunstige prosjekter være bedriftsøkonomisk lønnsomme, mens samfunnsøkonomiske ugunstige prosjekter ikke igangsettes. Hensikten med dette bokkapitlet er å gi en liten gjennomgang av en type virkemidler som myndighetene kan bruke i reguleringen, nemlig økonomiske virkemidler.

5.2 Typer virkemidler

Det finnes en rekke virkemidler myndighetene kan bruke for å regulere forurensning. Disse kan grupperes under overskriftene direkte reguleringer, økonomiske virkemidler og etterspørselsstimulerende virkemidler. Den siste kategorien har elementer av både direkte reguleringer og økonomiske virkemidler og kunne vært fordelt på disse, men vi har valgt å sette den opp som en egen kategori for å illustrere at det finnes ulike støtteordninger for fornybar energi.

Direkte reguleringer

Direkte reguleringer eller virkemidler er gjerne påbud, forbud eller utslippsreguleringer. Det kan for eksempel være et påbud om bruk av en bestemt teknologi, for eksempel beste tilgjengelige teknologi (Best Available Technology - BAT) som er et uttrykk som brukes i miljøavtaler eller ved fastsettelse av miljøstandarder. Både i miljølovgivningen i USA (Clean Air Act, Clean Water Act), og i EU-direktiver brukes slike teknologikrav. Forbud kan rette seg mot bruk av bestemte typer gasser. Et eksempel på dette er forbud mot bruk av klorfluorkarboner (KFK) som ble innført gjennom Montreal-protokollen fra 1987, og som regulerer utslipp av gasser som skader ozonlaget. KFK-gasser ble blant annet brukt i fryseanlegg og i spraybokser, men ble etter forbudet erstattet av andre mindre skadelige gasser. Et tak på hvor mye man kan slippe ut gjennom en utslippsregulering er også et vanlig virkemiddel i

miljøpolitikken. I eksempelet innledningsvis om gruveprosjektet ved Førdefjorden ble det gitt tillatelse til utslipp av 250 millioner tonn avfall, altså en utslippstillatelse på en gitt mengde forurensing.

Fordelene ved direkte virkemidler er at myndighetene har kontroll på hvor mye som slippes ut eller at man unngår bruk av spesielt farlige substanser. Dette kan være spesielt viktig hvis det er fare for å nå visse terskelverdier, dvs. at for en gitt mengde forurensning kan skadevirkningene akselerere og det kan skje katastrofale utfall (for eksempel skogsdød, døde elver, klimakatastrofer). På den annen side kan en ulempe ved direkte virkemidler være at utslippsreduksjonene ikke blir foretatt på den billigste måten (de er ikke *kostnads-effektive*). Dette vil gjelde hvis man har et mål på samlet utslipp og det blir gitt utslippstak til flere enheter som slipper ut den samme typen forurensning. Dette kommer vi tilbake til i avsnitt 5.3.

Økonomiske virkemidler

Økonomiske virkemidler er virkemidler som påvirker prisene som forurenseren står ovenfor. Typisk vil dette være avgifter, subsidier eller omsettbare kvoter.⁵¹ En miljøavgift er en avgift som legges på en enhet forurenset mengde. Et eksempel er CO₂-avgiften (avgift på utslipp av karbondioksid) som legges på en enhet CO₂ som slippes ut. Norge innførte, som ett av de første landene i verden, en CO₂-avgift på mineraloljer og bensin i 1991. Subsidier er en negativ avgift, dvs. et prisvirkemiddel som gjør det billigere å bruke visse varer eller teknologier. I Norge brukes for eksempel subsidier til fornybar energi som et virkemiddel for å øke produksjonen av

⁵¹ Kyotoprotokollen for å regulere klimagassutslipp som ble undertegnet i 1997 åpnet for nye økonomiske virkemidler i klimapolitikken som ofte betegnes som fleksible mekanismer, se Kverndokk (2007). Dette betyr at utslippsreduksjonene ikke trengs å tas innenfor egne grenser. Det tillates omsettbare utslippskvoter som regulerer totalutslippene i landene som har utslippsreduksjoner. I tillegg kan Kyoto-landenes samlede utslipp overstige beholdningen av kvotene dersom mellomlegget dekkes opp av utslippsreduksjoner gjennom skogprosjekter i Kyoto-land eller gjennom utslippsreducerende tiltak i u-land. Det siste refereres til som den grønne utviklingsmekanismen eller CDM-prosjekter (Clean Development Mechanism). Et Kyoto-land kan også øke sine utslipp gjennom såkalte felles gjennomføringstiltak (Joint Implementation). Det betyr at det investerer i utslippsreduksjoner i et annet Kyoto-land og får godskrevet disse utslippsreduksjonene. Vi omtaler ikke de to siste virkemidlene i dette kapitlet da de ikke ser ut til å spille noen stor rolle i en framtidig klimaavtale. For eksempel vil ikke EU tillate disse som virkemidler i perioden 2020-2030.

dette.⁵² Omsettbare kvoter er også et viktig økonomisk virkemiddel. Land eller utslippsenheter får tildelt et bestemt antall utslippskvoter som svarer til deres utslippsforpliktelser og som kan omsettes i et marked. På denne måten kan utslippsenheter som har høye marginale kostnader ved utslippsreduksjoner kjøpe kvoter av enheter som har lave marginale kostnader. Under visse forutsetninger som vi kommer tilbake til i avsnitt 5.3, vil dette gi kostnadseffektivitet. Omsettbare utslippskvoter ble første gang innført i USA i 1995 for å regulere utslipp av svoveldioksid. Senere har flere kvotemarkeder kommet til, blant annet EUs kvotemarked for å regulere utslipp av drivhusgasser (The EU Emissions Trading System - EU ETS), noe som vi kort omtaler i avsnitt 5.4.

Etterspørselsstimulerende tiltak

En tredje type virkemidler er etterspørselsstimulerende tiltak som for eksempel grønne sertifikater og innblandingpåbud av biobrensler. Grønne sertifikater er en felles norsk-svensk støtteordning for utbygging av fornybar energi som ble innført i 2012 med den hensikt å øke produksjon og etterspørsel etter slik energi. Eksisterende strømleverandører må kjøpe el-sertifikater av kraftprodusenter som bygger ut fornybar kraftproduksjon. Ordningen støtter all ny kraftproduksjon basert på vann, vind og bio og forvaltes av Norges vassdrags- og energidirektorat. Strømkundene finansierer ordningen ved at strømleverandørene legger elsertifikatkostnaden inn i strømprisen. Dette kan dermed også ses på som en subsidie av ny fornybar energi. Til slutt vil innblandingpåbud av biobrensler være et tiltak for å øke etterspørselen etter disse. For hver liter bensin man kjøper under et slikt påbud øker etterspørselen etter biobrensler.

Etterspørselsstimulerende tiltak er effektive når det gjelder å øke etterspørselen etter godet det er ment til å stimulere, men de er ikke nødvendigvis virkemidler som sikrer kostnadseffektivitet eller optimal bruk av bruk av ulike teknologier.

5.3 Omsettbare kvoter eller avgifter?

Ovenfor er det nevnt en fordel ved økonomiske virkemidler som ikke i utgangspunktet gjelder andre virkemidler: Utslippsreduksjonene vil foregå på billigst mulig måte, noe som betyr at virkemidlene gir kostnadseffektivitet. En

⁵² ENOVA gir f.eks. investeringsstøtte for å øke bruken av miljøvennlig teknologi.

betingelse for en kostnadseffektiv miljøpolitikk er at den marginale tiltakskostnaden er lik for alle utslippsenheter.⁵³ Dette vil kunne oppnås hvis man innfører en lik avgift for disse enhetene. Et velfungerende kvotemarked vil også sørge for at det danner seg én pris i markedet. Med velfungerende menes at det ikke er markedsrett i kvotemarkedet og at ikke transaksjonskostnadene er for høye.

Usikkerhet

Omsettbare kvoter og avgifter vil derfor i utgangspunktet gi den samme tilpasningen gitt at kvoteprisen er den samme som avgiften. Mens en avgift regulerer hva forurenserne betaler for hver enhet forurensning de slipper ut (for eksempel tonn CO₂), regulerer omsettbare kvoter hva den totale utslippsmengden skal være. Hvis det ikke er noen usikkerhet om hva det koster å redusere utslippene, vil det derfor være det samme om man bruker omsettbare kvoter eller avgifter for å oppnå den ønskede utslippsmengden. Hvis det derimot er usikkerhet, må man foreta valget mellom å treffe på utslippsmengden med en gang (kvoter) eller å velge en avgift og justere denne etter hvert slik at ønsket utslippsmengde oppnås. Et argument for å velge kvoter er at det kan være terskeeffekter (se over), dvs. at det å bomme på utslippsmengden kan gi store negative effekter. På den annen side kan et argument for å velge avgifter være forutsigbarhet for bedriftene. Med omsettbare kvoter kan prisene svinge mye, noe som har vært tilfelle i EU-ETS. Bedriftene vil dermed ikke nødvendigvis få forutsigbare rammebetingelser i et kvotemarked. Med avgifter vil derimot rammebetingelsene bli mer forutsigbare gitt at myndighetene velger å holde disse på et forholdsvis stabilt nivå over tid, eller annonserer endringer god tid i forveien.

I en klassisk artikkel har Weitzman (1974) analysert ulemper og fordeler ved de to virkemidlene når det er usikkerhet rundt kostnadene ved utslippsreduksjoner og miljøeffektene av utslipp. Weitzmans hovedresultat er at avgifter bør foretrekkes når marginalnyten av utslippsreduksjoner (alternativt marginalskaden) er relativt konstant, mens kvoter bør foretrekkes når de marginale tiltakskostnadene er relativt konstante. På den måten blir ikke konsekvensene av å ta feil veldig store. Weitzmans arbeid har blitt utvidet av

⁵³ Dette forutsetter at miljøskaden er omtrent lik for utslipp fra alle enheter. Dette vil være tilfelle for klimagassutslipp, men ikke nødvendigvis for utslippskomponenter som gir lokal skade. I slike tilfeller bør avgiften differensieres.

andre til også å gjelde klimagassutslipp hvor det er beholdningen av klimagassene i atmosfæren som gir skade og ikke strømmen av utslipp (de årlige utslippene). Basert på empiri om kostnader og gevinster av klimatiltak konkluderer disse arbeidene med at avgifter vil gi høyere forventet velferd enn omsettbare kvoter.

Fordeling

En kritikk mot miljøavgifter kan være at de virker regressivt, dvs. at de rammer hardest dem som tjener minst, se for eksempel Kverndokk og Rose (2008). Grunnen er at lavinntektsfamilier bruker en større del av sitt budsjett på utgifter til energi. Denne konklusjonen ble imidlertid utfordret i den siste hovedrapporten til FN's Klimapanel (IPCC, 2014) som konkluderer med at avgifter i transportsektoren kan ramme rike mest, spesielt i fattige land.

Fordelingsaspektet, om ikke på individnivå, kan til en viss grad ivaretas av et system for omsettbare kvoter, da kostnadseffektivitet vil oppnås uavhengig av hvordan kvotene fordeles. Den initiale kvotefordelingen vil derfor være avgjørende for fordelingseffektene av virkemiddelet, og det er en stor litteratur på hva som er en rettferdig kvotefordeling mellom land i klimapolitikken.

Et system med omsettbare kvoter kan derfor være et velegnet virkemiddel for å fordele kostnader mellom land hvis vi ser på internasjonal klimapolitikk (Hagem og Kverndokk, 2014). Dette vil ikke nødvendigvis være tilfelle ved et internasjonalt avgiftssystem. Dette må i de fleste tilfeller suppleres med internasjonale overføringer, noe som kan innebære store pengeoverføringer over landegrensener og gjøre det vanskelig å få internasjonal aksept for systemet.

Et annet problem med et internasjonalt avgiftssystem er at land kan unngå effekten av avgiften gjennom endringer i det eksisterende nasjonale avgiftssystemet. Dersom de for eksempel gjennom en klimaavtale blir pålagt å innføre en ny avgift på CO₂, kan hele effekten av denne forsvinne dersom de velger å redusere en eksisterende avgift på fossile brensler tilsvarende.

Markedsmakt

Ovenfor ble det nevnt at markedsmakt i kvotemarkedet kan føre til at man ikke lenger oppnår kostnadseffektivitet. Markedsmakt kan hindres ved å fordele kvotene initialt slik at det ikke blir noen store selgere eller kjøpere. Hagem og Westskog (2009) har foreslått en mekanisme for kvotetildeling over tid som kan redusere utnyttelse av markedsmakt, samtidig som byrdefordelingshensyn blir ivaretatt. Dette innebærer å tildele framtidige kvoter

basert på dagens kvotepris. Store selgere (kjøpere) vil dermed få et redusert insentiv til å utnytte markedsmakten til å presse prisen oppover (nedover).

5.4 Litt om EUs kvotehandelsystem

Fra 1. januar 2005 innførte både Norge og EU hvert sitt kvotesystem for utslipp av klimagasser. Det norske systemet lå nær opp til EUs system og hadde en prøveperiode på 3 år. Fra 2008 ble det norske systemet integrert fullt ut i EUs system; EU-ETS. Bedrifter som er omfattet av EUs kvotesystem kan fritt handle med EU-kvoter seg i mellom.⁵⁴

EU-ETS er nå inne i sin tredje fase (2013-2020) og omfatter mer enn 11.000 kraft- og industrielle anlegg i 31 land (28 EU-land i tillegg til Island, Liechtenstein og Norge). De industrielle anleggene som er med består av energiintensive produksjonsenheter som oljeraffinerier, stål- og jernverk, aluminiumsverk etc., i tillegg er flyvninger mellom deltakerlandene som er med i ordningen. Kvotesystemet regulerer ca. 45 % av drivhusgassutslippene i disse landene, og omfatter i tillegg til CO₂-utslipp også utslipp av nitrogenoksider (N₂O) og perfluorkarboner (PFCs). De resterende utslippene kommer i stor grad fra landbruk, transport og søppelhåndtering (ikke-kvotepliktige sektorer). I disse sektorene er det også begrensede muligheter for fleksible mekanismer, dvs. at reduksjonene kan tas i andre sektorer eller land, men de er i veldig liten grad blitt brukt.

EU-ETS har blitt revidert underveis for eksempel ved at det nå er et tak for utslipp innen EU og ikke lenger nasjonale tak, auksjonering av kvoter istedenfor fri utdeling har blitt hovedprinsippet (mer enn 40 % av kvotene ble auksjonert ut i 2013), og flere sektorer og gasser har blitt inkludert.

Et problem med EU-ETS er at det har blitt opparbeidet et stort overskudd av kvoter og prisen på kvotene er i dag veldig lav (ned mot 5 euro per tonn CO₂), noe som i stor grad skyldes den økonomiske krisen i Europa. Dette planlegges rettet opp framover ved en omfattende revisjon av systemet for neste fase (2021-2030). En markedsstabilitetsreserve av kvoter for å prøve å stabilisere prisen skal etableres, samtidig som at det stadig strammes inn på antall kvoter. Det samlede kvotetaket vil reduseres med 2,2 % per år fra 2021 sammenlignet med 1,74 % per år i den nåværende fasen. Muligheter for å koble EU-ETS

⁵⁴ Se http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/index_en.htm

nærmere sammen med ikke-kvotepiktig sektor er også på den politiske agendaen.

Norge har annonsert at vi vil koble oss til EUs klimaforpliktelser i perioden 2020-2030 (Meld.St. 13, 2014-2015). Dette innebærer at vi ikke bare vil være en del av EU-ETS, men våre utslipp i ikke-kvotepiktig sektor vil også bli regulert gjennom EUs klimapolitikk. EUs annonserte mål er 40 % reduksjon i klimagassutslippene fra 1990 til 2030, fordelt på 43 % reduksjon i kvotepiktig sektor (EU-ETS) i forhold til 2005-nivå og 30 % i forhold til 2005 nivå i ikke-kvotepiktig sektor. Det er verd å merke seg at både EU og Norge har ambisiøse mål også for 2050. EU har et langsiktig mål om å kutte utslippene med 80-95 % i 2050 i forhold til 1990-nivå, mens Norge har som mål å bli et karbonnøytralt samfunn fra 2050. Det siste innebærer at vi kan bruke fleksible mekanismer og vi har ikke satt et tak på hvor stor del av utslippsreduksjonene som skal tas ute eller hjemme.

Som nevnt ovenfor består EU-ETS av ulike faser hvor 2021-2030 blir den fjerde fasen. To mekanismer kan knytte disse fasene sammen, nemlig «banking» og «borrowing». «Banking» innebærer at man kan spare opp ubrukte kvoter og ta dem med i senere periode, mens «borrowing» går på at man kan låne kvoter og betale dem tilbake i senere perioder (dvs. få utdelt mindre kvoter senere). I dag er reglene slik at det er begrensninger på hvor mye man kan låne innenfor de ulike fasene, mens det ikke er regler på hvor mye man kan spare. Dette gjelder også innenfor ikke-kvotepiktig sektor. Mellom den andre og tredje fasen har det vært mulig å få med seg oppsparte kvoter, mens låning mellom periodene ikke har vært mulig. Reglene for låning og sparing kan imidlertid endres framover.

5.5 Kostnadseffektivitet på kort og lang sikt

Omsettbare kvoter innebærer fleksibilitet, dvs. man kan velge å foreta utslippsreduksjonene nå eller kjøpe kvoter slik at andre tar utslippsreduksjonene i dag. Norge vil som nevnt over koordinere sin klimapolitikk fram mot 2030 med EU. Dette betyr at vi vil bruke fleksible mekanismer gjennom EU-ETS-systemet samt de mulige fleksible mekanismene i ikke-kvotepiktig sektor for å oppfylle våre klimamål i 2030. Men både EU og Norge har også ambisiøse klimamål i 2050. I tillegg vet vi fra den siste IPCC-rapporten (IPCC, 2013) at for å nå to-gradersmålet må verden være karbonfri på slutten av dette århundret. Spørsmålet er da om kostnadseffektivitet på kort

sikt er konsistent med kostnadseffektivitet i det lange løp når det langsiktige målet er et lavutslippssamfunn?

Kostnadseffektivitet på kort og lang sikt er ikke nødvendigvis kompatibelt. Dette vil være spesielt relevant hvis regjeringer har en forholdsvis kortsiktig horisont og ønsker å utsette upopulære tiltak som utslippsreduksjoner av politiske grunner. Da vil kortsiktige gevinster bli foretrukket framfor langsiktige og politikken er ikke nødvendigvis tidskonsistent. Anta at store investeringer i infrastruktur er nødvendig for å redusere utslippene i en sektor. Et eksempel på dette kan være transportsektoren der en endring fra fossilt brensel til hydrogen og elektrisitet krever store investeringer i ladenettverk. Et annet eksempel kan gjelde utslipp fra olje- og gassplattformer. Dette dekkes av EU-ETS i dag, men gitt at den norske olje- og gassboringen vil fortsette i ytterligere 40 år, vil tiltak for å redusere utslippene i denne sektoren trolig være nødvendige. Anta nå at vi har et mål i 2030, og at fleksible mekanismer kan brukes for å nå dette målet. Hvis banking av kvoter (lagring av kvoter til bruk på et senere tidspunkt) ikke er lov, er det mindre sannsynlig at slike store investeringer vil bli gjort mot slutten av tidsperioden da man ikke vil være i stand til å dra nytte av disse investeringsprosjektene i neste periode hvis man har opparbeidet seg et kvoteoverskudd. Dermed er det mer sannsynlig at fleksible mekanismer vil bli brukt som vil redusere utslippene i andre land, og at store investeringsprosjekter hjemme vil bli utsatt. Dette gir kostnadseffektivitet på kort sikt, men ikke nødvendig kostnadseffektivitet i det lange løp da nødvendige infrastrukturinvesteringer vil bli forsinket og dyrere tiltak kan bli nødvendig for å nå langsiktige mål.

5.6 Motstand mot kvotehandel – hva bunner denne i?

Mens omsettbare kvoter er et miljøpolitisk virkemiddel som er populært blant de fleste økonomer, har det ikke hatt like stor oppslutning i befolkningen ellers. I laboratorieeksperimenter utført ved Universitetet i Oslo har for eksempel flertallet av deltakerne uttrykt at de ser på kvotehandel i miljøpolitikken som umoralsk, og kun et mindretall betrakter det som moralsk akseptabelt, se Kverndokk (2013). Det kan likevel være kulturelle forskjeller her og amerikanere ser ut til å være mer positive til kvotehandel enn andre.⁵⁵

⁵⁵ https://en.wikipedia.org/wiki/Emissions_trading#Public_opinion

Det er flere eksempler på at beslutningstakere har ønsket å begrense tilgangen til å bruke omsettbare kvoter eller andre fleksible mekanismer. I Kyotoavtalen fra 1997 ble fleksible mekanismer innført som virkemiddel, men de skulle bare være et supplement til nasjonale tiltak. Dette følges opp i klimaforliket på Stortinget i 2008 hvor det ble bestemt at to tredjedeler av klimagassutslippsreduksjonene våre skulle tas nasjonalt, altså en begrensning på hvor mye vi kan ta ved hjelp av kvotekjøp. På tilsvarende måte har EU-ETS begrenset tilgang til å benytte seg av fleksible mekanismer utenfor EU-området som felles gjennomføring av tiltak og den grønne utviklingsmekanismen (se fotnote 51 over).

Det kan være ulike årsaker til motstanden mot kvotehandel, se Kverndokk (2013). Disse kan ofte være basert på moralske argumenter og begrunnet ut fra konsekvensene av kvotehandel eller med hva som er riktig eller galt uavhengig av konsekvensene.

Flere negative konsekvenser av kvotehandel kan bli tillagt vekt. Det kan gå på fordelingsmessige virkninger av handel og fordeling av kvoter; manglende tro på at det faktisk vil gi reelle utslippsreduksjoner; avdekket juks i forhold til tiltak gjennom den grønne utviklingsmekanismen; tapte gevinster ved å gjøre noe selv som reduserte lokale utslipp; at tiltak hjemme vil kunne gjøre det lettere for andre land å følge opp; og at mulighet for kvotehandel vil kunne utsette nødvendige infrastrukturinvesteringer hjemme.

Av større betydning vil nok holdningene til hva som kan omsettes i et marked være, se for eksempel Sandel (2012). Kvotehandel kan føre til at noe som har blitt betraktet som galt, nemlig forurensing, ikke blir betraktet som galt lenger.⁵⁶ Det kan også redusere motivasjonen til å være miljøvennlig da ens utslippsreduksjoner bare gjør at andre kan forurense mer. Man kan også se på det som en plikt å rydde opp etter seg (reducere egen forurensning) og ikke la andre gjøre det. Det kan også være at visse goder betraktes som «hellige» slik at markedet ikke bør blandes inn. Slike goder kan ha med kropp å gjøre (blod, nyrer, organondasjon, sex), men også miljø. Studier viser for eksempel at folk i tillegg til egen vinning også bryr seg om hvordan det går med andre; de har sosiale preferanser. Laboratorieeksperimenter viser imidlertid at vi legger fra oss de sosiale preferansene når vi går inn i et marked (Ciccone m.fl., 2015).

⁵⁶ Dette argumentet har vært rettet mot avgifter også.

5.7 Nasjonale tiltak under et internasjonalt kvotehandelsystem

Det å være med i et internasjonalt kvotemarked kan føre til det ikke alltid er miljøgevinster av nasjonale tiltak. Tiltak i Norge i kvotepliktig sektor under EU-ETS vil ikke gi noen endringer i utslippene i EU-området da det kun innebærer at vi vil ha flere kvoter å selge/mindre kvoter å kjøpe. I slike tilfeller vil det faktisk kunne skje at nasjonale klimatiltak kan øke klimagassutslippene globalt. Hvis for eksempel de nasjonale tiltakene reduserer etterspørselen etter fossile brenslere vil det kunne føre til at prisene på disse brenslene faller. Dette kan igjen føre til at etterspørselen etter fossile brenslere øker i land som ikke er regulert av kvotesystemet og utslippene kan øke i disse landene. Siden utslippene i land omfattet av kvotesystemet er uendret vil dermed globale utslipp øke.

Elektrifisering av oljeplattformene på Utsirahøyden er et nasjonalt tiltak som har vært mye diskutert de siste årene. Dette vil redusere utslippene på sokkelen, og gassen som brennes der for å lage strøm vil dermed kunne selges på det internasjonale markedet. Men olje- og gassproduksjon og kraftmarkedet er allerede regulert av EU-ETS, og diskusjonen går på hvilke konsekvenser et slikt tiltak har på globale klimagassutslipp.

Det er imidlertid ikke slik at man ikke skal gjennomføre nasjonale tiltak selv om man er med i et internasjonalt kvotesystem. For det første bør man gjennomføre tiltak som er billigere enn å kjøpe utslippskvoter. For det andre kan det være langsiktige effekter som kan være vanskelig å forutsi.

Overskuddet på kvoter i EU-ETS har for eksempel ført til at EU vil øke nedtrappingen av det samlede kvotetaket som referert over. Til slutt kan det være infrastrukturinvesteringer som vil være verdt å gjennomføre da de vil redusere framtidige utslipp, selv om de vil være dyre i dag. Spesielt vil det kunne gjelde hvis tidshorizonten på prosjektet strekker seg langt utover den planlagte kvotehandelsfasen, og landet har ambisiøse langsiktige mål.

5.8 Virkemidler i klimapolitikken når ikke alle deltar

Diskusjonen ovenfor viser problemer med klimapolitikk når ikke alle land deltar i en avtale eller et kvotesystem. Det at klimatiltak i en gruppe land fører til høyere utslipp i land som ikke er med på samarbeidet om utslippsreduksjoner kalles *karbonlekkasje*. Karbonlekkasjen kan som nevnt over

skyldes priseffekter på fossile brensler som følge av lavere etterspørsel etter disse i land som gjennomfører klimapolitikk. Den kan også skyldes at etterspørselen etter for eksempel norske energiintensive produkter faller da disse vil få en høyere pris, og at konsumentene dermed vrir sin etterspørsel mot varer produsert i land uten klimapolitikk. Produksjonen kan dermed flytte utenlands.

Karbonlekkasje kan få konsekvenser for bruk av klimagassavgifter. Kostnads-effektivitet innebærer som nevnt at alle skal stilles ovenfor den samme avgiften. Har vi derimot en målsetning om å redusere globale utslipp med en viss størrelse, kan man forsvare differensierte avgifter (Hoel, 1996). Hvis et land eller en gruppe av land ønsker å redusere karbonlekkasjen for å nå en målsetting om reduksjon i globale utslipp, og denne karbonlekkasjen skyldes at produksjonen av konkurranseutsatte varer delvis flyttes til land uten klimapolitikk, vil det kunne være "nest best" optimalt med lavere avgiftssatser for konkurranseutsatt industri. På den annen side vil man kunne hindre karbonlekkasjen ved å bruke toll på import og eksport begrunnet ut fra miljøhensyn. Slike avgifter er ikke innført i dag, og det forgår en diskusjon i faglitteraturen om muligheten av å innføre slike i EU.

Et alternativ til differensierte avgifter kan også være å investere i direkte klimatiltak i de landene som får økte utslipp. Man kan for eksempel foreta skogplanting eller energieffektivisering som gir utslippsreduksjoner tilsvarende økningen i utslipp fra landenes industri. Hvorvidt slike direkte investeringer vil bli billigere for norsk økonomi enn differensierte avgifter er et empirisk spørsmål.

5.9 Avsluttende kommentarer

De siste 20-30 årene har økonomiske virkemidler vunnet innpass i miljøpolitikken. Dette gjelder særlig bruk av miljøavgifter og omsettbare kvoter. Det har likevel ikke skjedd uten motstand. I mange land, som for eksempel USA, er det en stor skepsis mot å innføre avgifter, mens kvotehandling ser ut til å være lettere å innføre. I Norge er ikke skepsisen til avgifter like stor, men vi har hatt en større skepsis mot kvotehandling. Særlig etter kollapsen av EU-ETS med veldig lave priser har nok skepsisen tiltatt. Likevel er det rimelig å tro at begge virkemidler har kommet for å bli.

De fleste økonomer ser ut til å favorisere bruk av avgifter i klimapolitikken, bl.a. basert på diskusjonen rundt fordeler og ulemper ovenfor, og en global

karbonavgift er idealet. Dette er nok langt fra mulig å realisere i overkommelig framtid, og kvotehandling ser dermed ut til å bli det økonomiske virkemidlet med størst utbredelse. I tillegg til EU-ETS som er drøftet over, er det nemlig innført regionale kvotemarkeder flere steder i verden som for eksempel i Nord-Amerika, Sveits, New Zealand, og nylig har Kina annonsert at de vil innføre et kvotemarked fra 2017. Kan man koble disse markedene sammen vil man kunne komme nærmere drømmen om en global pris på CO₂.

Referanser

Ciccone, A., R. Bråten og O. Røgeberg (2015): Fairness preferences in a bilateral trade experiment, Working Paper 10/2015, CREE – Oslo Centre for Research on Environmentally friendly Energy

Hagem, C. og S. Kverndokk (2014): Klimaendringer, kapittel 8 i O. Flåten og A. Skonhøft (red.): *Naturressursenes økonomi*, Gyldendal

Hagem, C. og H. Westskog (2009): Allocating Tradable Permits on the Basis of Market Price to Achieve Cost Effectiveness, *Environmental and Resource Economics*, 42(2): 139-149

Hoel, M. (1996): Should a carbon tax be differentiated across sectors?, *Journal of Public Economics*, 59: 17-32

IPCC (2013): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO, UNEP

IPCC (2014): *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO, UNEP

Kverndokk, S. (2007): Det norske avgiftssystemet for klimagasser, *RØST*, 1: 56-61, Radikalt økonominettverk

Kverndokk, S. (2013): Moral positions on Tradable Permits Markets, kapittel 22 i R. Fouquet (red.): *Handbook on Energy and Climate Change*

Kverndokk, S. og A. Rose (2008): Equity and justice in global warming policy, *International Review of Environmental and Resource Economics*, 2(2): 135-176

Meld.St. 13 (2014-2015): *Ny utslippsforpliktelse for 2030 – en felles løsning med EU*, Det kongelige Klima- og miljødepartement

Sandel, M. J. (2012): *What Money Can't buy: The Moral Limits of Markets*. New York: Farrar, Straus and Giroux

Weitzman, M. L. (1974): Prices vs. Quantities, *The Review of Economic Studies*, 41(4): 477-491.

6 Klimaproblemer og bærekraftig transport

Harald Thune-Larsen
Transportøkonomisk institutt

I dette kapitlet vil vi diskutere klimautfordringene, hvilken betydning transport har for utfordringene og se på noen generelle tiltak som kan være aktuelle i Norge for å møte utfordringene, blant annet med utgangspunkt i resultatene i TEMPO-prosjektet som er dokumentert i Fridstrøm og Alfsen (2014).

6.1 Klimautfordringen

Registrerte klimaendringer

Klimaet er i endring. Dette er ikke noe nytt, men endringene de siste 100 årene savner antagelig sidestykke.

Mest omtalt er økningen i den globale gjennomsnittstemperaturen. Alle de tre siste tiårene har temperaturen i den lavere atmosfære vært varmere enn noe tidligere tiår siden temperaturmålingene startet i 1850, og trettiårsperioden 1983-2012 var trolig den varmeste på 1400 år på den nordlige halvkulen. Fra 1880 til 2012 har gjennomsnittstemperaturen steget med minst 0,65 °C⁵⁷.

Også havet påvirkes. 90 % av samlet oppvarming siden 1970 har antagelig gått til oppvarming av havet, sammenlignet med 1 % til atmosfæren.

Varmekapasiteten er imidlertid langt større i havet enn i atmosfæren, og temperaturstigningen for de øverste 75 meterne har ligget på rundt 0,11 °C per tiår fra 1970 til 2010.

I tillegg stiger havnivået. Fra 1901 til 2010 har det globale havnivået steget med rundt 19 cm, og har steget med rundt 3,2 mm per år mellom 1993 og 2010.

Den effektive endringen varierer fordi landet hever seg noen steder og synker andre steder.

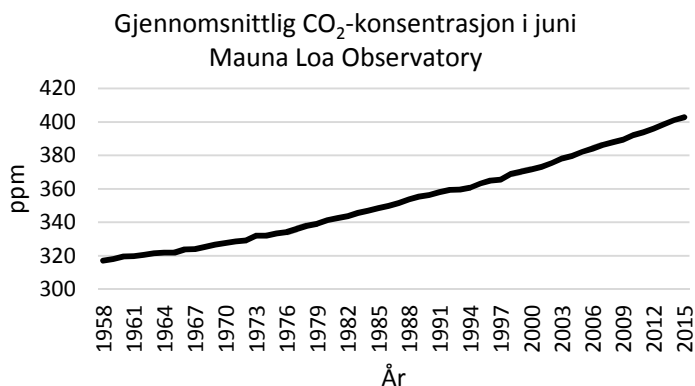
⁵⁷ IPCC 2014a

Av andre effekter er det naturlig å nevne:

- Endring i nedbørmengder, mindre i tørre strøk, mer i nedbørsrike områder
- Mer ekstremvær, flere hetebølger
- Endringer i havets saltnivå
- Reduksjon i iskappene på Grønland og Antarktis
- Smeltende isbreer
- Mindre sjøis i Arktis

Årsaker

De fleste forskere er i dag enige om at menneskeskapte utslipp av klimagasser har stått for en vesentlig andel av klimaendringene de siste 60 årene. Menneskelig aktivitet har siden den industrielle revolusjonen medført omfattende utslipp av klimagassene karbondioksid (CO₂), metan (CH₄) og lystgass (N₂O). Resultatet er at mengden av disse gassene i atmosfæren er høyere enn på minst 800 000 år. Fra en anslått andel på under 300 ppm (0,03 prosent) i 1850, passerte andelen CO₂ i atmosfæren 402 ppm i juni 2015.



Figur 6.1. Konsentrasjon av CO₂ i atmosfæren.

Kilde: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/obop/mlo/>

Også mengdene av de andre gassene øker, selv om veksten har avtatt noe for CH₄. Både metan og nitrogenoksid har langt kraftigere klimaeffekt per kg enn CO₂, men opptrer i langt mindre mengder. Det er vanlig å vekte disse gassene etter klimaeffekt i forhold til CO₂, der metan nå har en vekt på 25 mens

lystgass har 298 ganger større klimaeffekt enn CO₂⁵⁸. Summen av vektete klimagassutslipp benevnes CO₂-ekvivalenter. De globale utslippene av CO₂ lå i 2010 på nærmere 35 GtCO₂ (milliarder tonn CO₂) og rundt 45 GtCO₂-ekvivalenter.

Framtidsutsiktene

Med klare tegn til endret klima og tiltagende konsentrasjon av klimagasser er det stor interesse for hva vi kan forvente oss av klimaendringer i fremtiden. Det er laget en rekke scenarier for utviklingen i utslipp og klimaeffekter. Ser vi frem mot år 2100 ligger det an til en samlet temperaturøkning i forhold til perioden 1986-2005 på rundt 3,7 °C i «business as usual»-scenariet uten spesielle tiltak. Den tilsvarende økningen i havnivå på grunn av oppvarming og smeltende iskapper ligger på rundt 48 cm.

Hva må til?

Framtidsutsiktene uten tiltak vil få dramatiske konsekvenser for livsvilkårene på jorden. For å begrense effektene til et forsvarlig nivå bør temperaturøkningen i forhold til før-industrielt nivå begrenses til 2 °C. Det er svært nær sammenheng mellom temperatur og akkumulerte utslipp av klimagasser, og for å stoppe temperaturstigningen på dette nivået må samlet utslipp av CO₂ fra og med 2012 sannsynligvis begrenses til 1000 GtCO₂. IPCC anslår at togradersmålet er forenlig med 40-70 prosents reduksjon i CO₂-utslipp fra 2010 til 2050.

6.2 Betydningen av transport for klimaet

Globalt

Transportsektorens bidrag til klimaendringene består i hovedsak av utslipp av karbondioksid (CO₂), men også utslipp av metan (CH₄) og lystgass (N₂O) bidrar til klimaeffektene.

Sektoren har betydelige klimautslipp, og stod globalt for direkte utslipp av 7 GtCO₂-ekvivalenter i 2010. I tillegg kommer indirekte utslipp knyttet til generering av elektrisk strøm til transport og produksjon av drivstoff, transportmidler og infrastruktur.

⁵⁸ <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Januar-2015/Metodeendringer-gir-andre-totalutslipp-av-klimagasser/>

Samtidig øker utslippene raskt, og økte med 150 prosent fra 1970 til 2010. 80 prosent av veksten skyldes økte utslipp fra vegtrafikk, som økte sin andel av utslippene fra 60 prosent i 1970 til 72 prosent i 2010.

Også utslipp fra internasjonal luftfart øker raskt, men lavere vekst i innenlands luftfart gjør at luftfart i sum står for like stor andel av utslippene i 2010 som i 1970. Luftfart står nå som før for 10-11 prosent av utslippene fra transport, men bidrar i tillegg til klimaeffektene med utslipp av NO_x som bidrar til dannelse av klimagassen ozon i stor høyde, samt dannelse av kondensstriper og fjærskyer. Dette er effekter som er mer kortvarige enn effekten av CO₂-utslipp. Bidraget til global oppvarming er derfor større fra luftfart på kort sikt enn på lang sikt. Skipsfart, med omtrent samme andel av utslippene, har på den annen side omfattende utslipp av partikler med en avkjølede effekt. I 2008 stod direkte utslipp fra transport for omtrent 15 prosent av den globale oppvarmingen, fordelt med 10 prosent på vegtrafikk, 3 prosent på luftfart og 1 prosent på skipsfart.

Med en tradisjonelt sterk sammenheng mellom BNP og transportarbeid forventes det fortsatt vekst i utslipp fra transport dersom intet gjøres. I IPCCs Baseline scenario antydes en vekst på over 50 % fra 2010 til 2050, men usikkerheten er stor.

Norsk transport

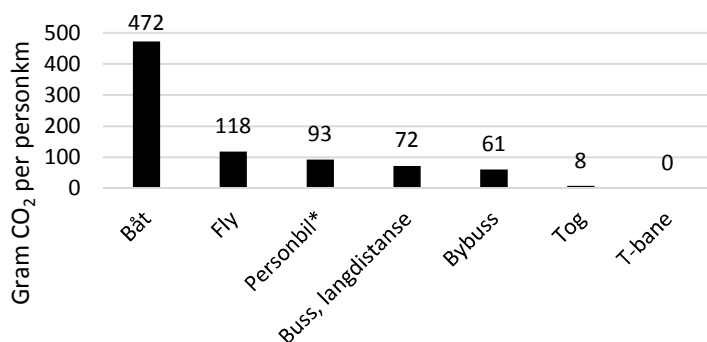
I Norge stod transport i 2012 for 26,2 prosent av klimagassutslippene (som omfattes av Kyoto-protokollen), fordelt på 19,2 prosent fra vegtrafikk, 4 prosent fra innenriks sjøfart, 2,5 prosent fra innenlands luftfart, 0,4 prosent fra småbåter og snøscootere og 0,1 prosent fra jernbane. De totale utslippene er beregnet til 52,7 millioner tonn CO₂⁵⁹.

Persontransport i Norge

Persontransport stod for ca. 15 prosent av norske innenlandske utslipp, omtrent 8 millioner tonn CO₂. Her dominerer personbilene, som stod for omtrent 67 prosent av utslippene, mens luftfart stod for 14-15 prosent. For å vurdere klimaeffekten av luftfart må en også ta hensyn til oppvarming fra kondensstriper fra flyene. Disse har en mer kortvarig effekt enn CO₂-utslipp, og tilleggseffekten er derfor avhengig av tidsperspektivet. Mens effekter på skydekket varer noen dager så blir CO₂ i atmosfæren i hundrevis av år.

⁵⁹ Fridstrøm og Alfsen (2014)

Personbilene stod samtidig for omtrent 80 prosent av persontransportarbeidet mens luftfart stod for 6,3 prosent i 2012. I gjennomsnitt produserer altså flyreiser mer CO₂ per personkilometer enn bilreiser. Fly er likevel ikke den mest karbonintensive formen for persontransport i Norge. Persontransport med båt har langt høyere utslipp per personkilometer enn andre transportformer. Dette er illustrert under.



Figur 6.2. CO₂-utslipp per personkm for innenlands persontransport 2014.

Kilde: Madshen og Kwong (2015). * Forutsetter et gjennomsnittsbelegg på 1,7.

Faktiske utslipp per personkilometer varierer imidlertid med forhold som belegg, trafikksituasjon og motorteknologi. Ved sammenligning av utslipp for en bestemt strekning må en også ta hensyn til at definisjonen av en km varierer. For personbiler er antall km fra A til B avhengig av lengden på vegen mellom A og B. For fly mellom A og B er antall km i stedet definert som korteste mulige distanse i «luftlinje», selv om også flyene tilbakelegger ekstra distanser på grunn av regulering av luftrom etc.

For fly er det også store utslipp knyttet til start og landing som gjør at lengre flyturer får lavere utslipp per passasjerkilometer enn korte flyturer. Under er det vist et eksempel på hvordan dette kan se ut for bil- og flyreiser mellom Oslo og Bergen/Tromsø⁶⁰.

⁶⁰ Lian mfl. (2007)

Tabell 6.1. CO₂-utslipp per personreise og personkilometer med bil og fly fra Oslo til Bergen/Tromsø.

	Oslo - Bergen		Oslo - Tromsø	
	Fly	Bil	Fly	Bil
Avstand i km	323	496	1114	1647
Belegg	0,67	0,4	0,71	0,4
Kg CO ₂ /reise	55	39,2	109	130,1
g CO ₂ /personkm	170	79	98	79

For reiser over store avstander kan altså flyreiser medføre mindre utslipp av CO₂ enn en personbil med to personer på grunn av høyere belegg og kortere distanse. Flyreiser medfører imidlertid som nevnt også klimaeffekter fra kondensstriper og utslipp av vanndamp og nitrogenoksid i stor høyde.

Nordmenns utenlands flyreiser

Også flyreiser ut av landet står for store utslipp av CO₂. I 2012 stod fly fra norske lufthavner til første lufthavn i utlandet for nær 1,4 millioner tonn.

Reisevaneundersøkelser på fly viser at omtrent 2 av 3 flyreiser mellom Norge og utlandet utføres av passasjerer bosatt i Norge. Utslippene fra nordmenns utenlands flyreiser til og fra norske lufthavner utgjør dermed i underkant av 2 millioner tonn CO₂. I tillegg kommer utslipp knyttet til transfer videre fra (til) første lufthavn.

Ifølge Aamaas (2013) stod nordmenns flyreiser i 2009 for 26 prosent av persontransportarbeidet og 52 prosent av klimaeffektene fra (nordmenns) persontransport. Dette regnestykket inkluderer alle nordmenns flyreiser, der fly står for mesteparten av persontransportarbeidet på reiser til utlandet.

Godstransport

Godstransport stod for ca. 11 prosent av de innenlandske utslippene, 6 millioner tonn CO₂. Regner en også med øvrig godstransport på norsk område ved å ta hensyn til den delen av utenlands godstransport som foregår på norsk område, så anslås utslippene fra godstransport i 2012 til 8,4 millioner tonn. Nesten hele utslippet skyldes sjøtransport og vegtransport, og her er vegtransporten den mest karbonintensive transportformen.

Tabell 6.2. Anslått CO₂-utslipp per tonnkm på norsk område 2014.

Lastebil	Skip	Tog
121	57	10

6.3 Tiltak for å redusere klimaeffekten fra norsk transport

Fra 1990 til 2007 økte klimagassutslippene fra norsk innenlands transport med 29 prosent. I samme periode har antall personkilometer økt med 32 prosent og antall tonnkilometer med 84 prosent. Siden 2007 har transportarbeidet økt med omtrent 1 prosent i året, mens utslippene har stagnert som følge av energieffektivisering. Transportsektorens gjennomsnittlige karbonintensitet har altså avtatt over tid, og i senere år har nedgangen vært omtrent stor nok til å kompensere veksten.

I Rapport M 386/2015⁶¹ legges det til grunn at trafikkvekst og effektivisering vil medføre at utslippene vil holde seg stabile, i hvert fall til 2030, hvis det ikke gjennomføres tiltak for å redusere CO₂-utslippene fra transport-sektoren.

I det følgende drøftes konkrete virkemidler for å oppnå utslippsreduksjoner bl.a. med utgangspunkt i Fridstrøm og Alfsen (2014), der en lang rekke tiltak er vurdert, og Madslie og Kwong (2015), der nyere simuleringer med transportmodellene NTM6, RTM og den nasjonale godstransportmodellen er omtalt.

Generelt omfatter tiltakene redusert transportvolum, omfordeling av transport til mindre karbonintensive transportmidler og overgang til mindre karbonintensiv teknologi.

Mens tilpasning til mindre karbonintensiv teknologi tar lang tid fordi det tar tid å skifte ut fartøy og kjøretøy, kan transportvolum og transportmiddelvalg påvirkes raskere. Virkemidler som påvirker transportvolum vil dessuten gjerne påvirke transportmiddelvalg og omvendt. Videre kan en skille mellom økonomiske og regulatoriske virkemidler. Her ser vi i første rekke på effektene av økonomiske virkemidler.

⁶¹ Rapport M 386/2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Miljødirektoratet.

Det mest opplagte virkemidlet for å begrense CO₂-utslippene er å øke prisen på utslippene eller på produkter som er sterkt korrelert med utslipp av CO₂. I hovedsak kan det gjøres med avgifter som rammer CO₂-utslipp eller ved å vedta et tak for CO₂-utslippene og fordele kvoter som det så er adgang til å omsette i et marked for å sikre at alle aktører står overfor samme pris på CO₂.

Utslippskvoter

I Norge er avgifter på CO₂ det viktigste økonomiske virkemiddelet for å begrense utslippene. EU og samarbeidsland som Norge har innført et felles tak for CO₂-utslipp fra et antall næringer og et felles system for fordeling og handel med CO₂-kvoter. Innenfor transportsektoren er det foreløpig kun luftfart som omfattes av EUs kvotesystem. Systemet har så langt hatt begrenset effekt på grunn av lave markedspriser på CO₂-utslipp.

Generelle CO₂-kvoter for luftfart er et velegnet virkemiddel siden det også gir mulighet til å påvirke den raskt voksende internasjonale flytrafikken. I Thune-Larsen m.fl. (2009b) beregnes effekten av kvotepriser på inntil 1 kr/kg CO₂ (125 €/tonn) Billettprisen vil gjennomsnittlig øke med 6 prosent på utlandsflygninger ved 75 % overvelting. Resultatet er at utlandstrafikken vil bli redusert med 4-7 %. Trafikkreduksjonen vil i seg selv redusere CO₂-utslippene fra utlandstrafikken ut fra Norge med inntil 130 000 tonn i 2030. I tillegg kan høye kvotepriser fremskynde energieffektivisering og overgang til biodrivstoff utover energieffektiviseringen som er forutsatt i referansescenariet (40 prosent energieffektivisering fra 2007 til 2030).

Andre beregninger tar utgangspunkt i langt lavere kvotepriser. Anger og Køhler (2010) konkluderer med maksimalt 3,8 % reduksjon i CO₂-utslipp fra fly ved en kvotepris på 30 €/tonn CO₂, mens Anger (2010) referer til beregninger med 7,4 % reduksjon ved en kvotepris på 40 €/tonn CO₂.

For innlandstrafikken kan en i tillegg øke CO₂-avgiften på drivstoff. Dette vil redusere trafikk og utslipp, men noe av reduksjonen bli kompensert av økt biltrafikk. I Fridstrøm og Alfsen (2014) er det referert til beregninger av effekten av å øke billettprisene på fly med 25 prosent på kort sikt. Det tilsvarer en kvotepris eller avgift på CO₂ på 4-5 kr/kg, og medfører at flytrafikken faller med 15 prosent mens andre lange reiser øker med 2 prosent. Samlet utslippsreduksjon anslås til 84 000 tonn CO₂.

Økte drivstoffavgifter, bompenger og parkeringsavgifter for personbiler

Personbilene står for 67 prosent av utslippene fra persontransport. Dermed står virkemidler som reduserer personbilbruken sentralt i de fleste tiltaksanalyser. I dette og de følgende tre avsnittene diskuteres tiltak som er analysert ved hjelp av transportmodeller i Madslien og Kwong (2015). Modeller er forenklinger av virkeligheten, og må tolkes med forsiktighet, spesielt ved analyser av «ekstreme» forutsetninger.

Et diskutert tiltak er å øke drivstoffavgiftene for personbil. En økning på 50 prosent vil med en pris på 15 kr/liter og 2,5 kg CO₂/liter tilsvare en ekstra CO₂-avgift på omtrent 3 kr/kg CO₂. En slik ekstra avgift er beregnet å redusere CO₂-utslippene med 4 prosent for lange bilreiser og 9 prosent på korte reiser (under 70 km) basert på simuleringer for Bergens-regionen⁶². Medregnet effekten av økt buss- og flytrafikk blir nettoeffekten av dette tiltaket en utslippsreduksjon på nærmere 400 000 tonn CO₂ i 2028. Øker en i stedet kilometerkostnaden med 50 prosent så dobles nedgangen til 800 000 tonn CO₂, tilsvarende 12 prosent av samlet CO₂-utslipp fra persontransport i 2028.

Effekten av økte bompengesatser er beregnet for lange reiser. Selv om antall lange bilreiser reduseres med 1 prosent, så går utslippene bare ned med netto 7000 tonn CO₂ ved 50 prosent økning av takstene.

For korte reiser er også parkeringsavgifter vurdert. Med parkeringsavgifter på 150 kr/dag for arbeidsparkering og 30 kr/time for korttidsparkering reduseres utslipp fra korte reiser med 66 000 tonn CO₂ bare i Bergens-regionen.

Lavere kollektivtakster på lange reiser (>70 km)

Går det an å oppnå vesentlige utslippsreduksjoner ved å lokke reisende fra bil til mer miljøvennlig kollektivtransport? For å teste ut dette er det også gjort simuleringer av hvordan halverte kollektivtakster på lange tog- og bussruter slår ut. Det viser seg at dette er en blandet fornøyelse. Økt subsidiering av tog reduserer riktignok utslippene fra lange reiser med nærmere 50 000 tonn CO₂,

⁶² Dette er moderate effekter sammenlignet med anslag hos andre kilder. For eksempel anslår van Essen m.fl. (2009) at en CO₂-avgift på 180 €/tonn CO₂ vil redusere drivstofforbruket for personbiler med 24 prosent. Også analyser gjengitt hos Elvik og Ramjerdi (2014) indikerer større prosentvise utslag på drivstoffsalget enn 4-9 prosent ved 50 prosents økning i drivstoffprisen.

men til gjengjeld medfører økt subsidiering av lengre bussreiser så stor økning i samlet aktivitetsnivå at satsingen totalt sett gir høyere utslipp.

Kombinasjon av økonomiske virkemidler og raskere tog

Effekten blir størst når flere tiltak gjennomføres samtidig.

For lange reiser betyr 50 prosent økt drivstoffkostnad og 50 prosent høyere bomsatser alene omtrent 37 000 tonn lavere utslipp. Kombineres dette med 50 prosent lavere kollektivtakster, 25 prosent høyere flypris og 10 prosent raskere tog så reduseres utslippene fra lange reiser med 190 000 tonn.

For korte reiser er de to mest effektive analyserte tiltakene 50 prosent økt kilometerkostnad, og 150/30 kr i parkeringsavgift. Hver for seg vil tiltakene redusere CO₂-utslippene i Bergens-regionen med 65-75 000 tonn CO₂ og anslagsvis det 10-dobbelte for alle korte reiser i landet.

Summeres effektene av de spesifiserte tiltakene for korte reiser, lange reiser og flyreiser til utlandet så blir konklusjonen at samlet potensiale for årlig reduksjon av CO₂-utslipp i 2028-30 fra persontransport ved bruk av økonomiske virkemidler kan ligge et sted mellom 1,5 og 1,7 millioner tonn CO₂. Det er verdt å merke seg at dette anslaget bygger på modellkjøringer, og at disse blir svært usikre når svært store endringer blir lagt inn.

Tiltak overfor godstransport

For godstransport er det bare mulig å simulere effektene av tiltak for å omfordele transport til mer miljøvennlige transportmidler. Dette gjør analysene mindre realistiske enn for persontransport.

I referansescenariet øker utslippene fra godstransport fra 8,38 millioner tonn CO₂ i 2012 til 9,39 millioner tonn i 2028. Da er all godstransport på norsk område regnet med.

Det alternativet som er mest sammenlignbart med tiltakene overfor persontransport er å øke drivstoffkostnadene for vegtransport av gods med 100 prosent. Avgiftsøkningen per kg CO₂ vil da ligge på 5-6 kr/kg. Resultatet er at de totale CO₂-utslippene reduseres med 140 000 tonn i 2028. Økt satsing på sjø og bane med lengre tog, lavere tidsbruk og lavere kostnader for deler av skipsfarten reduserer utslippene omtrent tilsvarende. Kombineres disse tiltakene så reduseres utslippene med knapt 190 000 tonn CO₂, altså langt mindre enn det en ser ut til å kunne oppnå med avgifter for å begrense utslippene fra persontransport.

Overføringspotensialet fra veg til sjø ligger primært innenfor lange godstransporter mellom kommuner nær større kystbyer. Ifølge Haram m.fl. (2015) utgjør dette 81 prosent av en innenriks godstransport over 300 km på 6,17 milliarder tonnkm. Ut fra intervjuer konkluderes det med at transportpris og frekvens/rutetilbud er de viktigste årsakene til at vegtransport foretrekkes fremfor sjøtransport og at tilrettelegging kan muliggjøre overføring av 1,71 millioner tonnkm innenlands fra veg til sjø. Effekten på CO₂-utslipp anslås til 120-130 000 tonn CO₂.

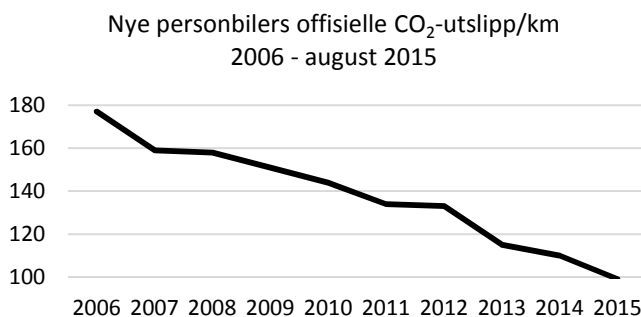
Innblanding av biodrivstoff

Dagens drivstoff kommer primært fra fossile, ikke fornybare, kilder. Forbrenning av fossile drivstoff bidrar direkte til oppvarmingen av kloden. Alternativet er forbrenning av drivstoff basert på fornybar biomasse. Også denne forbrenningen produserer CO₂, men dyrkingen av plantene tar opp CO₂ og sørger for et kretsløp der CO₂ både forbrukes og produseres. I Fridstrøm og Alfsen (2014) er det referert til scenarier der utslippene i 2030 kan reduseres med 3,9 – 7,7 millioner tonn CO₂. Kostnadene ved dette anslås til 0,3 – 1,3 kr/kg CO₂ i 2030. I alternativet med høyest ambisjonsnivå reduseres utslippene blant annet med 5,33 millioner tonn for vegtransport, 946 000 tonn for kystflåten, 580 000 tonn for luftfart og 23 000 tonn for jernbane. Resten er knyttet til fiskeriflåten og anleggsvirksomhet.

Det er likevel diskutabelt hvor egnet biodrivstoff er i stor skala. Dagens produksjon er mest basert på mais og andre planter. Fordelen ved disse er at de raskt tar opp CO₂ slik at utslippene raskt blir absorbert igjen og bidrar til et raskt CO₂-kretsløp. Ulempen er at dyrkingen krever store arealer mens bruken konkurrerer med matproduksjon. Omfattende produksjon av biodrivstoff forutsetter derfor at også skog og ulike typer avfallsprodukter benyttes som råstoff. Men også dette medfører ulemper, blant annet fordi tilveksten i skogen er så tidkrevende at netto CO₂-utslipp påvirkes lite på kort sikt.

Engangsavgift på personbiler

CO₂-utslippene per km for personbilparken har falt over tid. For nye personbiler har de typegodkjente offisielle gjennomsnittlige CO₂-utslippene falt fra 180 g CO₂/km i 2002 til 99 g/km ut august 2015. Utviklingen startet for alvor etter 2006, da utslippet for nye personbiler lå på 177 g CO₂/km. De siste årene er det spesielt elbiler og hybridbiler som slår ut i lave gjennom-snittlige utslipp for nye personbiler. I august 2015 var 27,9 prosent av solgte personbiler enten el- eller hybridbiler.



Figur 6.3. Nye personbilers gjennomsnittlige, typegodkjente CO₂-utslipp 2006 – august 2015. Kilde: www.ofv.no

Bilparkens gjennomsnittlige reelle CO₂-utslipp er naturlig nok høyere, og lå i 2013 ifølge Fridstrøm og Alfsen (2014) på vel 195 g/km. I referansescenariet her faller utslippet for nye biler gradvis mot litt under 100 g/km mens de reelle utslippene for hele bilparken faller til omtrent 140 g/km i 2030 og 110 g/km i 2050. Den gradvise nedtrappingen av utslipp per km reduserer etter hvert utslippene med ca. 1 million tonn årlig i 2030 og 2,2 millioner tonn CO₂ årlig i 2050. Referansebanen forutsetter blant annet trinnvis avvikling av elbilprivilegiene.

Engangsvgiften kan imidlertid benyttes som virkemiddel for å påvirke sammensetningen av bilparken ytterligere. I det mest vidtgående scenariet; «Fordel ladbar hybrid» faller gjennomsnittlig typegodkjent utslipp til ca. 65 g/km i 2030 og helt til 0 i 2050. De reelle utslippene for hele bilparken synker da til 120 g/km i 2030 og 70 g/km i 2050. Samlet ekstra reduksjon i forhold til referansealternativet blir rundt 0,8 millioner tonn i 2030 og rundt 1,5 millioner tonn i 2050. En slik omlegging vil samtidig redusere effekten av andre tiltak rettet mot utslipp fra personbiler.

Til gjengjeld vil strømforbruket i Norge øke. En hypotetisk full omlegging til batterielektriske personbiler vil i dag spare 5,5 millioner tonn CO₂ og øke strømforbruket i Norge med 3-4 prosent (5 TWh). I den utstrekning økt strømforbruk i Norge bidrar til høyere CO₂-utslipp fra varmekraftverk i Europa, så vil det det europeiske kvotesystemet bidra til at utslipp reduseres andre steder.

Fartsgrenser og vegutbygging

Vegene i Norge har svært variert standard, og vegtransport selv mellom de største byene tar lang tid i forhold til tilsvarende strekninger i land med bedre vegnett. Den lange reisetiden har betydning for transportmiddelvalget.

Et tiltak for å kutte utslippene kan derfor være å redusere hastigheten på vegene i Norge ytterligere ved å sette ned fartsgrensene. Her viser beregningene at en gjennomsnittlig fartsreduksjon på 9 prosent (10 prosent lengre reisetid) med personbil på alle veier i Norge reduserer bilbruken på lange reiser med vel 6 prosent mens de øvrige transportmidlene øker med 2-3 prosent. Selv om noe av trafikken går over på fly blir nettoeffekten av tiltaket en reduksjon på 28 000 tonn CO₂.

Høyhastighetstog

De fleste togstrekninger i Sør-Norge er elektrifisert, og en massiv overføring av trafikk til tog ville redusere utslippene fra bil og fly betydelig. Men togtransport er tidkrevende i Norge. Raskere tog ville gjøre denne transportformen mer attraktiv og redusere etterspørselen etter transport med CO₂-utslipp. Med hastigheter på 250 km/timen og oppover er utbygging av høyhastighetstog et mulig svar på denne utfordringen.

Den strekningen i Norge som ville medføre størst netto reduksjon av klimautslipp, er Oslo-Trondheim via Tynset. Ifølge en oppstilling i Fridstrøm og Alfsen (2014) vil byggingen av denne banen redusere CO₂-utslippene fra andre transportmidler med 8,99 millioner tonn CO₂ de første 60 årene. Utslipp fra bygging og drift av banen er imidlertid anslått til 6,68 millioner tonn, slik at nettobesparelsen blir 2,31 millioner tonn etter 60 år. Sammenlignet med anslåtte kostnader for å bygge ut banen på 145 milliarder kroner blir prisen per spart kg CO₂ astronomisk. I oppsummeringen fra høyhastighetsutredningen⁶³ fremgår det at flere av de foreslåtte banestrekningene ikke vil nå miljøbalanse selv etter 60 år.

⁶³

<http://www.jernbaneverket.no/contentassets/15e616b540dc4330a678bf0587daa446/oversikt---hoyhastighetsbaner.pdf>

Oppsummering

Utslippene fra transport kan hovedsakelig reduseres ved en kombinasjon av redusert transportomfang og overgang til mer klimavennlige transportmidler og teknologier.

Persontransport stod for 15 prosent av norske utslipp i 2012. Økte avgifter kan redusere utslippene fra persontransport betydelig. En avgift som øker kilometerkostnaden for personbiler med 50 prosent kan redusere utslippene fra norsk persontransport med 12 prosent, mens en lignende avgift på flydrivstoff vil redusere utslippene fra persontransport med vel 1 prosent. Også økte parkeringsavgifter vil redusere utslippene. Redusert pris på tog vil redusere utslippene, mens redusert pris på buss generelt vil øke utslippene på grunn av økningen i samlet transportvolum. Kombineres flere slike tiltak så øker det samlede potensialet for reduksjon av CO₂-utslipp fra persontransport.

Høyhastighetstog kan redusere utslippene fra transportsektoren vesentlig, men gevinsten vil i mange tiår fremover bli overskygget av utslipp fra byggeprosessen.

Godstransporten står for 11 prosent av utslippene. De tiltakene som er vurdert for godstransport dreier seg i første rekke om å overføre gods fra veg til sjø- og banetransport. 50 prosents økning av kilometerkostnaden for godstransport på vei vil redusere utslippene med 1,5 prosent. Økt satsing på jernbane og sjø gir omtrent samme effekt, mens en kombinasjon gir 2 prosents reduksjon i utslipp fra godstransport.

Innblanding av biodrivstoff kan potensielt redusere CO₂-utslipp fra fossile kilder med nærmere halvparten av transportsektorens utslipp. Den samlede effekten og øvrige konsekvenser av en slik satsing er imidlertid omdiskutert.

Personbilparkens CO₂-utslipp per km synker år for år, i det siste på grunn av økende innslag av el- og hybridbiler. Uten nye tiltak ligger utslippene per km for bilparken an til å gradvis nå 110 g/km i 2050, sammenlignet med 195 g/km i 2013. Med målrettet omlegging av engangsavgiften til fordel for biler med lavere/null utslipp anslås det at det reelle utslippet per km for bilparken kan reduseres til 70 g/km i 2050. En slik omlegging vil samtidig redusere effekten av andre tiltak rettet mot utslipp fra personbiler. Den globale effekten av tiltaket avhenger av at økt strøm- og ressursbruk i Norge ikke kompenseres av økte CO₂-utslipp andre steder.

6.4 Hvordan bør klimahensyn og -mål beskranke de valgene man tar i enkeltprosjekter

En nærliggende konklusjon etter diskusjonen i foregående avsnitt er at det generelt er lettere å påvirke omfanget av klimaeffekter fra persontransport enn fra godstransport.

En vesentlig del av klimaeffektene fra persontransport kommer fra luftfart. Skal en oppnå reduksjoner i klimaeffekter fra transport er det derfor vanskelig å få det til uten reduksjoner som rammer utslipp fra luftfart.

Innenfor luftfart gjennomføres det derfor en rekke prosjekter for å begrense klimautslipp fra fly, lufthavner og tilbringertransport, blant annet for å fremme bruk av biodrivstoff. De mest kostbare prosjektene innen luftfart dreier seg likevel om utbygging av lufthavner og annen infrastruktur, der hovedformålet er å sikre nok kapasitet for fremtidig vekst i rutetilbud og flytrafikk. Inntektene fra avgiftsfritt salg på norske lufthavner gjør det spesielt lønnsomt å legge til rette for vekst i rutetilbudet til utlandet, og gjør det mulig for private aktører å drive lufthavner med svært lav brukerbetaling. Flytrafikk til utlandet er samtidig fritatt for både CO₂-avgift og merverdiavgift, mens flygninger ut av EØS-området også er fritatt fra den tidligere omtalte kvoteplikten. Isolert sett fremstår infrastrukturtenester for flytrafikk mellom Norge og utlandet derfor som en subsidiert aktivitet med omfattende klimautslipp. Det er derfor fare for at investeringsbeslutninger knyttet til utenlands flytrafikk ikke tar tilstrekkelig hensyn til klimautfordringer uten styring på overordnet nivå, der fordeler og ulemper for trafikantene veies opp mot verdien av redusert klimaeffekt.

Siden utenlands luftfart medfører større klimaeffekter enn CO₂-utslippene tilsier, bør det inkluderes analyser med CO₂-verdier som i fremtiden er vesentlig høyere enn dagens avgifter og kvotepriser på CO₂.

Det meste av den øvrige klimaeffekten fra persontransport står personbilene for. På kort sikt er det bare redusert bilkjøring som kan redusere klimaeffekten fra personbiler merkbart. Økte avgifter vil stå sentralt hvis biltrafikken skal begrenses på kort sikt. Men selv en dobling av drivstoffavgiftene vil ha begrenset effekt, og etter hvert kan effekten av økte avgifter bli motvirket av økt trafikk hvis vegnettet forbedres og hastighetene økes. Mange av forbedringene skyldes hensyn til standard- og kapasitetskrav som i seg selv reduserer utslipp og risikoen for trafikkulykker. Vegutbyggingen kan likevel dreies vekk fra økt hastighet og tilpasses moderate forventninger til trafikkvekst.

Spesielt i sentrale strøk vil økte avgifter redusere behovet for videre utbygging av vegger og parkeringsanlegg for personbiler, mens behovet for kollektivtilbud vil øke. Effekten av dette vil likevel være av begrenset betydning for utslippene hvis ikke kollektivsatsingen konsentreres om klimanøytrale kollektive transportmidler, som T-bane, trikk og busser basert på klimanøytralt drivstoff.

Både på korte og lange distanser vil overføring til tog, buss og annen kollektivtransport redusere klimautslippene så lenge det skjer ved å øke kostnadene ved bilkjøring, men analysene tyder på at økt satsing på busstransport (med dagens drivstoff) i seg selv heller øker enn reduserer utslippene. For (vanlig) tog stiller det seg annerledes. Her vil takstreduksjoner og raskere tog flytte mange passasjerer fra transportmidler med utslipp til (tilnærmet) utslippsfrie tog. Et åpent spørsmål som bør analyseres nærmere i hvert enkelt tilfelle er hvordan parallell utbygging av veg og tog innvirker på reisemiddelvalg og klimautslipp.

For alle typer bilkjøring står den teknologiske utviklingen av biler sentralt. Ordningen med avgifts-fordeler for 0-utslippsbiler har sammen med tilgang til kollektivfelt, parkeringsfordeler og fritak fra bompengene påvirket sammensetningen av bilsalget, og vil få effekt for stadig større deler av bilparken. Det primære redskapet her er videreføring av omlegging av avgiftssystemet, men for å sikre fortsatt vekst vil en omfattende satsing på infrastruktur for disse bilene være sentralt. Det innebærer at veginvesteringer må følges opp av tilpassede serviceanlegg tilpasset 0- og lavutslippsbiler.

For gods virker det svært utfordrende å påvirke transportmiddelfordelingen når utgangspunktet er modellkjøringer med til dels dramatiske endringer i transportprisene. Samtidig viser intervjuer at de viktigste årsakene til at mange av vareeierne velger relativt forurensende vegtransport fremfor sjøtransport med lavere utslippsfaktorer er lavere pris og bedre frekvens for lastebiltransport.

Det indikerer at en kan få til utslippsreduksjoner ved en kombinasjon av riktigere prising og infrastruktur som legger til rette for høyere frekvens og gode omlastingsmuligheter for alternativ båt- og togtransport. Effektene av å utbedre eller bygge ut en enkelt havn eller terminal vil imidlertid avhenge av både fremtidig prispolitikk og havne- og terminalstruktur andre steder. Ethvert enkeltprosjekt bør derfor vurderes i lys av en samlet plan for prising og infrastruktur for behandling av gods.

Referanser

Aamaas B (2013): Å reise er å leve. Klima nr. 4:36-37.

Anger, A. og Köhler, J. (2010): Including aviation emissions in the EU ETS: Much ado about nothing? A review, *Transport Policy* 17 (2010) 38–46.

Anger, A. (2010): Including aviation in the European emissions trading scheme: Impacts on the industry, CO₂ emissions and macroeconomic activity in the EU. *Journal of Air Transport Management* 16 (2010) 100–105.

Elvik, R. og Ramjerdi, F (2014): A comparative analysis of the effects of economic policy instruments in promoting environmentally sustainable transport. *TransportPolicy* 33 (2014) 89–95.

Fridstrøm F og Alfsen K (2014): Veggen mot klimavennlig transport. TØI rapport 1321/2014. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

Haram H K, Hovi I B og Caspersen E (2015): Potensiale for overføring av gods fra veg til sjøtransport. TØI rapport 1024/2015. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

IPPC 2014a. *Climate Change 2014: Synthesis Report*.

IPPC 2014b. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Chapter 8. *Transport*.

Lian m fl (2007): Bærekraftig og samfunnsnyttig luftfart. TØI-rapport 921/2007. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

Madslie og Kwong (2015): Klimagasseffekter ved ulike tiltak og virkemidler i samferdsel – transportmodellberegninger. TØI-rapport 1427/2015. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

Rapport M 386/2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Miljødirektoratet.

Thune-Larsen H, Hagman R, Hovi I B og Eriksen K S (2009a): Energieffektivisering og CO₂-utslipp for innenlands transport 1994-2050. TØI rapport 1047/2009. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

Thune-Larsen H, Torvanger A og Eriksen K S (2009b): Virkningene av å inkludere luftfart i EU ETS. TØI rapport 1018/2009. Oslo: Transportøkonomisk institutt.

Van Essen m.fl (2008): van Essen, H., Blom, M., Nielsen, D. og Kampman, B.
(2010) *Economic Instruments* Paper 7 produced as part of contract
ENV.C.3/SER/2008/0053 between European Commission Directorate-
General Environment and AEA Technology plc; see website
www.eutransportghg2050.eu

7 Forholdet mellom klimamål og praktisk politikk i byområdene

Aud Tennøy
Transportøkonomisk institutt

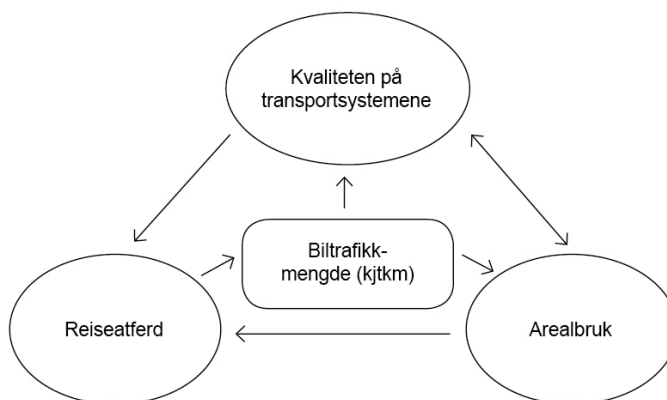
Det er definert klare målsettinger om at transportveksten i norske storbyer skal tas med kollektivtrafikk, sykkel og gange, blant annet for å redusere klimagassutslipp fra transportsektoren. Kunnskapen om hva slags arealutvikling og utvikling av transportsystemene som reduserer transportbehov og bilbruk er godt utviklet. Offentlige instanser på statlig, regionalt og kommunalt nivå styrer arealutviklingen og utviklingen av transportsystemene, og politikere på ulike nivåer tar de viktige beslutningene. Likevel planlegges og vedtas arealutvikling og utvikling av transportsystemene som vil gi vekst, i stedet for reduksjon i biltrafikkmengder, miljøbelastninger og klimagassutslipp. I dette kapittelet diskuteres noen mekanismer som bidrar til gapet mellom klimamål og transportpolitikk i praksis, i lys av den pågående planprosessen for E18 Vestkorridoren.

7.1 Klare målsettinger om nullvekst i personbiltrafikken

Det er definert klare målsettinger i en rekke politiske dokumenter om at veksten i persontrafikken i norske storbyer skal tas med kollektivtrafikk, sykkel og gange. Målsettingen finnes både i Regjeringens Klimamelding (2012), i Nasjonal transportplan (2013) og i en rekke fylkesplaner og kommuneplaner. Nullvekst i personbiltrafikken skal bidra til reduserte klimagassutslipp fra transportsektoren, bedre fremkommelighet for nærings- og kollektivtrafikken, økt grad av sikkerhet og pålitelighet i transportsystemene, redusert arealforbruk, mer attraktive og levende byer, bedre lokalt miljø og økt fysisk aktivitet knyttet til daglige reiser.

7.2 Samordnet areal- og transportutvikling for redusert biltrafikk

Politikk- og plandokumenter vektlegger ofte samordning og styring av arealutviklingen og utviklingen av transportsystemene i retninger som gir redusert transportbehov og bilavhengighet som et sentralt virkemiddel for å nå målsettingene om nullvekst i biltrafikken. Dette er i tråd med rådende litteratur innen samordnet areal- og transportplanlegging, som ser utvikling av transportsystemene, arealbruken, reiseatferden og biltrafikkmengdene i en by som gjensidig avhengig av hverandre (Banister 2008, Noland og Lem 2002, Næss 2012, Tennøy m.fl. 2015). Endringer i én av disse variablene medfører endringer i de øvrige variablene, som illustrert i figur 7.1.)



Figur 7.1: Sammenhenger mellom arealbruk, kvaliteten på transportsystemene, reiseatferd og biltrafikkmengder. Figur basert på Tennøy (2012).

Det er relativt stor enighet om hva slags arealutvikling og utvikling av transportsystemene som bidrar til å nå målsettinger om redusert biltrafikk. Vi vet at kompakte byer med høy tetthet genererer mindre biltrafikk per innbygger enn spredte byer med lav tetthet (Næss 2012). Likeledes vet vi at jo nærmere sentrum av byen ulike aktiviteter (arbeidsplasser, handel, boliger, mv.) er lokalisert, jo mindre biltrafikk generer de (*ibid*). Forklaringene på dette dreier seg i hovedsak om nærhet og tilgjengelighet. *Tett arealbruk* gir gjennomsnittlig kortere avstander mellom funksjoner/aktiviteter enn spredt arealbruk. Dette gjør det mulig og attraktivt for flere å gå og sykle, og bidrar til at bilturer blir kortere. Tett arealbruk gir også mulighet for et bedre kollektivtilbud, ved at det er enklere og rimeligere å betjene flere godt med kollektivtransport i et område

der folk bor relativt tett og der arbeidsplasser og handleområder ligger i klynger, enn i mer spredtbygde byer. Videre gir tett arealbruk dårligere forhold for bilbruk, fordi det ikke er rom for brede veier og mange parkeringsplasser. *Lokalisering* sentralt i en by gir mindre bilbruk enn perifer lokalisering. Det er fordi mange funksjoner finnes i gang- og sykkelavstand i de tette, sentrale delene av byen, fordi disse delene av byen har best kollektivtilgjengelighet, og fordi de har dårligst tilgjengelighet med bil. Styring av arealutviklingen mot fortetting og transformasjon i og ved sentrum bidrar dermed til å redusere transportbehov og biltrafikkmengder, mens fortsatt byspredning og utbygging i utkantene av byene gir motsatt effekt (Banister 2008, Næss 2012).

Selv om arealstrukturen påvirker transportbehov, bilavhengighet og biltrafikkmengder i stor grad, har den absolutte og relative kvaliteten på de ulike transportmidlene også effekt. Om vi går ut fra at reiseatferd i stor grad er et resultat av at mennesker søker å optimalisere sin nytte med tanke på blant annet komfort og tidsbruk, er det logisk at kvaliteten på de ulike transportmidlene har betydning for hvor ofte man reiser, hvor man reiser og med hvilke transportmidler. Endringer i kvaliteten på de forskjellige transportmidlene, i absolutte og i relative termer, vil dermed påvirke reisevaner og biltrafikkmengder. Om man ønsker at flere skal velge andre transportmidler i stedet for bil, må disse transportmidlenes konkurranseevne forbedres relativt til personbilen. For kollektivtilbudet dreier dette seg i hovedsak om å bedre frekvens, flatedekning, fremføringshastighet og punktlighet. For gang- og sykkeltrafikken dreier det seg i stor grad om arealutvikling og avstander, men også om infrastruktur, biltrafikkbelastning, kvalitet på omgivelsene, mv. Om man derimot ønsker at flere skal velge bil i stedet for andre transportmidler, må biltrafikkens konkurranseevne forbedres gjennom økt veikapasitet og mer tilgjengelig og rimelig parkering.

På tross av klart definerte målsettinger på alle politiske nivåer om nullvekst i personbiltrafikken i byene, ser vi at arealutviklingen og utviklingen av transportsystemene i stor grad styres i retninger som bidrar til å øke biltrafikken. Kommunene legger fortsatt til rette for utbygging av boliger, arbeidsplasser og handel i de ytre og bilavhengige delene av byene, og transportsystemene utvikles på måter som styrker bilens konkurranseevne relativt til andre transportmidler.

7.3 Planlegging for økt veikapasitet i norske byer – et interessant paradoks

Gitt målsettingene om nullvekst i personbiltrafikken i norske storbyer, er det et interessant paradoks at mange av de samme storbyene planlegger og bygger økt veikapasitet. Forskningslitteraturen er svært tydelig på at økt veikapasitet i byer hvor det er kø i veisystemene bidrar til økt biltrafikk (Banister 2008, Noland og Lem 2002). På kort sikt gir økt veikapasitet bedre fremkommelighet, som bidrar til å øke bilens konkurransevne. Da velger flere bil i stedet for andre transportmidler på sine reiser. På noe sikt bidrar bedre fremkommelighet på veinettet til relokaliseringer av aktiviteter i eksisterende bystruktur på måter som gir økte reiselengder og mer biltrafikk, og til valg av reisemål lengre borte. På lengre sikt bidrar også kortere reisetid med bil til byspredning ved at det blir mer attraktivt å bygge i perifere deler av byen, hvor bilandelene er høyere og reisene lengre, som forklart over. Totalt sett gir disse mekanismene kontinuerlig vekst i biltrafikken. Den stopper ikke opp før nye køer (nå med flere deltakere) igjen bidrar til å regulere etterspørselen etter biltrafikk og etter perifere lokaliserings- og utbyggingsmuligheter. Da kommer gjerne kravet om økt veikapasitet. Redusert veikapasitet gir motsatt effekt (Cairns m.fl. 1998).

Bilturer verken starter eller slutter på motorveien. De starter gjerne i et boligområde, fortsetter via skoleveier og lokale sentrum, før de når motorveien, fortsetter der og svinger av inn i et nytt by- eller boligområde. Trafikken på bymotorveiene er i stor grad lokal trafikk (turene starter, ender eller både starter og ender lokalt). Det betyr at økt trafikk på motorveiene også gir økt trafikk på de lokale veiene i regionen. Unntaket er eventuelle gjennomfartsårer som avlastes.

Økt veikapasitet bidrar dermed ikke til å nå målsettingen om nullvekst i biltrafikken i storbyene, men til å redusere mulighetene for måloppnåelse. Man kan også stille spørsmål ved fornuften i å bruke samferdselsmidler til å bygge mer veikapasitet når biltrafikken ikke skal øke, i stedet for å bruke de samme midlene på kollektivtrafikk, sykkel og gåing – som skal ta den forventede transportveksten.

7.4 Case E18: Praktisk transportpolitikk som ikke gir måloppnåelse

Et interessant eksempel på gapet mellom klimamål og transportpolitikk i praksis er planene for E18 Vestkorridoren gjennom Asker og Bærum. Det går i

dag opptil 100 000 kjøretøy per døgn på veien. Trafikken er i all hovedsak lokal, over 80 % av bilistene har enten startpunkt, målpunkt eller begge deler i Asker og Bærum (Statens vegvesen (SVV) 2009). Samtidig er veien hovedinnsfartsåren til Oslo fra vest, og dermed en viktig korridor for langdistansetraffikk og gjennomgangstrafikken. Dagens kapasitet varierer mellom totalt fem og seks felt. Situasjonen er preget av kø i rushtiden, og av lokal miljøbelastning for boliger inntil veien. Det pågår planarbeid for korridoren, med målsettinger om blant annet å redusere lokale miljøproblemer, forbedre transportkvaliteten og redusere klimagassutslipp fra transport.

I kommunedelplanen for E18-korridoren fra Lysaker til Slependsen foreslår SVV (2013) å bygge ny tunnel med totalt seks gjennomgående kjørefelt. Om planene realiseres utvides kapasiteten til 14 felt, hvorav to kollektivfelt. Dette er en forbedring for busstrafikken, som i dag har kollektivfelt inn mot Oslo men ikke ut av byen. Det skal også bygges ny høystandard sykkelvei, og arealer i direkte tilknytning til Sandvika frigjøres for utbygging. Det er imidlertid biltrafikken som får størst forbedring i fremkommeligheten om prosjektet realiseres, og dermed størst forbedring i konkurransekraft sammenlignet med de andre transportmidlene.

Gitt den forskningsbaserte kunnskapen redegjort for over, vil dette prosjektet dermed bidra til å øke biltrafikken i Vestkorridoren vesentlig. Dette anerkjennes også i kommuneplanen med konsekvensutredning (SVV 2013:17), hvor det slås fast at *«Den foreslåtte utbyggingen vil på kort sikt gi bedre fremkommelighet for bilreiser i E18-korridoren og avlaste øvrig vegnett i Bærum for trafikk. På lengre sikt vil imidlertid økt kapasitet legge til rette for mer biltrafikk, som kan gi samme eller dårligere fremkommelighet enn i dag, dersom ikke veksten bremse»*. Statens vegvesen beregnet at trafikken over bygrensen vil øke med 52 % i forhold til dagens biltrafikk, en vekst på ca. 60 000 kjøretøy per døgn. På lengre sikt må man forvente at biltrafikken fyller tilgjengelig kapasitet på E18 Vestkorridoren, noe som tilsvarer en økning på opp mot 100 000 kjøretøy per døgn. Fagetatene og politikerne i Oslo er naturlig nok bekymret for dette. Ikke minst ser de at økt veikapasitet på E18 reduserer deres muligheter til å nå målsettinger om reduksjon i biltrafikken innenfor Oslos grenser.

Planene for E 18 Vestkorridoren bidrar dermed ikke til å nå målsettinger definert for prosjektet, og heller ikke til å nå regionale og nasjonale klimamål.

7.5 Noen mulige forklaringer

I de neste delkapitlene diskuterer jeg noen mulige forklaringer på dette paradokset. Jeg fokuserer først på kunnskap, planleggere og prosesser som forklaring på at det lages planer som ikke bidrar til måloppnåelse. Videre diskuterer jeg hvordan institusjonelle og organisatoriske betingelser for samordning av areal- og transportplanleggingen påvirker mulighetene for å utvikle alternativer som kan bidra til redusert biltrafikk.

Diskusjonene er basert på studier av planarbeidet for E18 Vestkorridoren gjennom flere faser (Tennøy 2012 a, b), samt studier av andre lignende case (Tennøy m.fl. 2015). Dokumentstudier, dybdeintervjuer med planleggere og politikere, samt spørreundersøkelser rettet mot planleggere er de viktigste datakildene. Metoder, casebeskrivelser og analyser er grundigere dokumentert i de refererte arbeidene.

Kunnskap, kompetanse og prosesser

Forutsetninger for at planleggerne kan lage trafikkreduserende planer

Viktige forutsetninger for at planleggerne skal kunne lage planer som bidrar til at nullvekstmålet skal kunne nås er: at det finnes dokumentert fagkunnskap om hvordan areal- og transportutviklingen påvirker biltrafikkmengder; at planleggerne kjenner, forstår og er i stand til å bruke denne kunnskapen, og; at prosessene tillater at kunnskapen brukes og får innflytelse på planene som lages (Tennøy 2012b).

En grundig gjennomgang av kunnskapen på dette området konkluderte med at det finnes god nok dokumentasjon på hvordan ulike typer areal- og transportutvikling påvirker biltrafikkmengder (Tennøy 2012b). Kunnskapen har likevel svakheter. Den empiriske kunnskapen er mangelfull i enkelte kontekster, som i mindre byer. Metodene for plananalyser er for dårlig beskrevet, og kanskje for dårlig utviklet. Videre mangler det gode oppsummeringer av kunnskapen (i hvert fall på norsk) som gjør den tilgjengelig for og anvendelig i praktisk planlegging.

Planleggerne er, ifølge egne utsagn, ofte ikke utdannet til og/eller trent i å lage planer for samordnet areal- og transportutvikling for redusert biltrafikk (Tennøy 2012b). De kjenner til deler av kunnskapen, men få kjenner den godt og dypt nok til å kunne bruke den i komplekse analyser eller harde diskusjoner. Ulike fagfolks kunnskap er noen ganger også konflikterende, fordi de er utdannet til ulike tider og har ulik fagbakgrunn og spesialisering. Dette påvirker

hvordan de forstår problemer, mulige løsninger og nyttige analyseverktøy. Manglende kjennskap til relevant kunnskap reduserer mulighetene for at planleggerne skal kunne lage trafikkreduserende planer, og for at de skal kunne forstå om de i stedet lager sterkt trafikkskapende planer.

I planlagingen (de delene av planprosessene hvor fagfolkene lager planene) samhandler planleggere som representerer ulike aktører. I prosessene håndteres reelle og ofte fundamentale målkonflikter, hvor noen aktører vinner og noen taper, uansett hva avgjørelsen blir (Flyvbjerg 1991). Planleggerne vektlegger målene ulikt, ut fra hvilken aktør de representerer, egen kunnskap, egne overbevisninger, mv. De har også ulik faglig bakgrunn og kompetanse, som diskutert over. Planleggerne besitter ulike typer makt i planprosessene, avhengig av hvilken aktør de representerer.

Hvilken makt og innflytelse de får avhenger også av hvordan og i hvilken grad de utøver denne makten. Resultatet av prosessen, planforslaget, påvirkes sterkt av hvilke planleggere som får gjennomslag i prosessene, og dermed hvilke målsettinger som prioriteres og hva slags kunnskap og metoder som brukes (Tennøy m.fl. 2015).

Planlagingsprosessen for E18 Vestkorridoren

Den viktigste årsaken til at planarbeidet for E18 ble initiert, var at Statens vegvesen (veieier) og kommunene Asker og Bærum (hvis innbyggere lider under lokale miljøproblemer og køer) fant at de har et trafikk- og miljøproblem som de ville løse. De måtte også ta hensyn til nasjonale føringer om at klimagassutslipp fra transportsektoren skal reduseres.

I de innledende utredningene ble sammenhenger mellom arealutvikling og utvikling av transportsystemene beskrevet, og mange tiltak og virkemidler som kan bidra til å redusere biltrafikken ble presentert (SVV 2009). Det ble innledningsvis definert åtte (raskt redusert til seks) ulike alternativer, som alle inkluderte økt veikapasitet. Det ble ikke utviklet alternativer hvor kjente virkemidler og tiltak for å redusere transportbehov og overføre biltrafikk fra bil til andre transportmidler ble kombinert på en samordnet og helhetlig måte. Videre ble det gjennomført transportmodellanalyser av de seks alternativene. Det ble understreket at dette var enkle analyser, at modellene som ble brukt ikke er følsomme for de fleste trafikkreduserende tiltak, og at resultatene må tolkes med forsiktighet. Basert på disse analysene ble det likevel konkludert at ingen av de seks alternativene kan bidra til å oppfylle målsettingene. Meldingen

var klar: Samme hva man gjør med E18, vil biltrafikken fortsette å øke. Den eneste løsningen er å bygge mer veikapasitet for å ta unna veksten.

I intervjuer med fagfolkene involvert i prosessen kom det frem at få av de sentrale fagfolkene er utdannet planleggere, og at de ikke er spesialisert i samordnet areal- og transportplanlegging. Det betyr at de involverte fagpersonene ikke kunne forventes å kunne lage, eller lede produksjonen av, en plan for en samordnet areal- og transportutviklingen som kan bidra til reduksjon av biltrafikken. Sentrale planleggere fra vegvesenet (som gjennomførte analyser og utviklet alternativer) er utdannet og trent til å analysere hvor mye vei det er behov for ved hjelp av transportmodeller, og til å vurdere konsekvenser ved hjelp av nytte-kostnadsanalyser (forenklet forklart).

Selv om det ble gjort hederlige forsøk på å utvide forståelsen for alternative virkemidler og tiltak i de innledende fasene, ble spørsmålet raskt redusert til et spørsmål om hvordan den økte veikapasiteten skal bygges. Til sammen betyr det at de faktisk ikke *kunne* komme fram til en trafikkreduserende plan.

Dette kunne vært avhjulpet eller motvirket om det fantes gode og brukbare beskrivelser av kunnskapen om samordnet areal- og transportplanlegging for redusert biltrafikk som planleggerne kunne bruke, sammenfattende analyser av god og dekkende empiri, og godt beskrevne metoder for hvordan man gjør de nødvendige analysene. Dette mangler, og det er nok en del av forklaringen på at denne kunnskapen ble fortrent av mangelfulle transportmodellanalyser og utdaterte forståelser.

I den videre prosessen med utarbeiding av planprogram gjorde Bærums politikere det klart at de kun ville godta en løsning med lange strekninger av veien i tunnel. Dette innebærer at det må bygges mye ekstra kapasitet, fordi det må finnes et avlastningsnett i situasjoner hvor tunnelene stenges. I planprogrammet definerte man også at planen kun skal omfatte selve veien, inkludert kollektivfelt og gang- og sykkelvei. Andre tiltak som kan bidra til å dempe veksten i biltrafikken måtte eventuelt fremmes i andre og senere planer. Dermed resulterte prosessen i en plan for en økning av veikapasiteten fra fem til seks bilfelt til 10-12 bilfelt gjennom Asker og Bærum som svar på trafikk- og miljøproblemene i regionen.

Institusjonelle og organisatoriske betingelser

En annen forklaring på hvorfor man ender opp med å lage planer med lavt eller negativt måloppnåelsespotensiale, er knyttet til de institusjonelle og organisatoriske betingelsene for å lage samordnede areal- og transportplaner.

Organisatorisk fragmentering

Samordning av areal- og transportplanleggingen på måter som gjør at den resulterer i strategier og planer med høyt måloppnåelsespotensiale med tanke på nullvekst i personbiltrafikken vil ofte være en krevende oppgave (se Tennøy 2012a). Det krever at ulike offentlige sektorer (areal, transport, miljø, mv.) på alle administrative og politiske nivåer (stat, fylkeskommuner, kommuner) må samordne sin innsats. Aktørene må samordne seg i den grad at de driver med integrert politikuttforming, som innebærer at problemstillinger håndteres på tvers av etablerte sektorer, nivåer og administrative grenser, og resulterer i felles politikk og målsettinger (Stead og Meijers 2009). Koordinering (å sikre at nødvendige sektoroppgaver gjennomføres uten overlapp) eller samarbeid (å informere hverandre gjensidig for å oppnå bedre effektivitet) er ikke tilstrekkelig. Stead og Meijers peker på at det kreves mer interaksjon og kompatibilitet mellom de involverte jo høyere opp i samhandlingshierarkiet man kommer. Samhandling på høyere nivå gir også mer gjensidig avhengighet, krever økt grad av formell institusjonell organisering, mer ressurser og at deltakerne oppgir mer uavhengighet. Det er også mer omfattende med tanke på tid, rom og aktører.

Samordning av areal- og transportutviklingen er minst like krevende. Mens plan- og beslutningsprosessene krever *prosessuell* samordning av i hovedsak offentlige aktører (som ideelt kommuniserer med befolkning og sivilsamfunn), krever en samordnet areal- og transportutvikling en *substansiell* samordning. Her spiller private og offentlige utbyggere en langt sterkere rolle, fordi det er de som realiserer planene (bygger ting). Flere offentlige myndigheter spiller fortsatt viktige roller, som planmyndigheter (kommuner, fylkeskommuner) og som sektoransvarlige. Noen aktører har flere roller. Her peker særlig Statens vegvesen seg ut. De er både utbygger, sektormyndighet og høringsinstans med innsigelsesrett. Samordning av utviklingen innebærer blant annet samordning i tid, som at store utbygginger (som Fornebu) realiseres i takt med at det bygges ut transportløsninger som reelt kan konkurrere med biltrafikken.

Samordningen må også være helhetlig, slik at man for eksempel ikke investerer i kollektive infrastrukturløsninger samtidig som man investerer i løsninger som øker bilens konkurransefortrinn.

Plan- og bygningsloven som samordnende institusjon

Viktige elementer for å oppnå integrert politikktutforming i fragmenterte organisasjonsstrukturer er at det finnes en overordnet myndighet som er ansvarlig og kan legge til rette for samordning (Stead og Meijers 2009). Det er også viktig at det finnes prosedyrer for samordning, og at det er lik organisatorisk struktur og målsettinger. De fleste prosjekter som innebærer endringer i bruk av arealer må gjennom formelle planprosesser etter plan- og bygningsloven (pbl) (2009). Andre relevante elementer, som kollektivtilbudet og veiprisning, styres ikke gjennom pbl. Ifølge intensjonene i pbl skal slike tiltak likevel inkluderes i planprosessene. Pbl er dermed en viktig *institusjon* for samordning av areal- og transportplanleggingen.

Pbl § 3-1 fastslår at ”Planleggingen skal fremme helhet ved at sektorer, oppgaver og interesser i et område ses i sammenheng gjennom samordning og samarbeid om oppgaveløsning mellom sektormyndigheter og mellom statlige, regionale og kommunale organer, private organisasjoner og institusjoner, og allmennheten”. Loven inneholder særlig tre mekanismer som skal bidra til slik samordning. Den ene mekanismen regulerer vertikal samordning, ved at hierarkiet i plansystemet skal sikre at planer på lavere nivå skal rette seg etter planer på høyere nivå, samtidig som planer på lavere nivå gir innspill til planer på høyere nivå. Den andre mekanismen er definert i *forskrift om konsekvensutredninger* (2009), som skal sikre at relevante konsekvenser av tiltak for andre virksomheter, sektorer, geografiske områder og generasjoner vurderes i planarbeidet.

Horisontal samordning skal sikres gjennom lovens krav om varsling og offentlig ettersyn, samt tilrettelegging for medvirkning fra allmennheten (§ 5-1 og 5-2). Offentlige organer med ansvar for ulike interesser, områder eller temaer har, etter pbls § 3-2, både rett og plikt til å delta i planleggingen. I tillegg kommer Statlige planretningslinjer for samordnet bolig-, areal- og transportplanlegging (2008), som skal legges til grunn ved alle typer planlegging i hele landet. Planprosesser etter pbl er, som antydnet over, ikke nødvendigvis fredelige eller konfliktfrie, og de ender ikke nødvendigvis i konsensus eller enighet. Pbl bør derfor forstås som et sett med regler for organisering av harde diskusjoner.

Institusjonelle og organisatoriske betingelser i E18-prosessen

E18 Vestkorridoren er et klassisk eksempel på en situasjon der man, ifølge de statlige planretningslinjene skal samordne utbyggingsmønster og transportsystem «for å oppnå effektive løsninger, og slike at transportbehovet kan begrenses

og det legges til rette for klima- og miljøvennlige transportformer» (§4-1). I tilfellet E18 ville dette innebære at de aktuelle kommunene (Oslo, Bærum, Asker), kollektivaktørene (Samferdselsdepartementet, Akershus fylkeskommune, Oslo kommune, Jernbaneverket, NSB og Ruter AS) og veiholderne (SVV, Bærum, Asker og Oslo kommune, Akershus fylkeskommune) samordnet sine ressurser og utviklet planer som til sammen kunne gi redusert biltrafikk på veien. Det ville, i henhold til pbl, vært naturlig at Akershus fylkeskommune initierte og ledet et samordnet regionalt planarbeid hvor alle involverte aktører deltok. Likeledes at de, i henhold til de statlige planretningslinjene⁶⁴ utviklet og utredet alternative løsninger for å nå målsettinger om å begrense biltrafikkmengder.

I stedet initierte sektormyndigheten Statens vegvesen kommunedelplanprosesser med henholdsvis Asker og Bærum kommuner som planmyndigheter. Planalternativene som ble utredet inkluderte kun infrastruktur (vei, kollektivfelt, sykkelvei) som Statens vegvesen skal bygge, og konsekvensutredningen inkluderte kun konsekvenser for Asker og Bærum.

Dette er kanskje ikke overraskende. Statens vegvesen har ansvar for transportkvaliteten og trafikksikkerheten på veien. Det viktigste virkemiddelet de har kontroll over, er infrastrukturutbygging. De kjenner til utfordringene og usikkerhetene ved å gjennomføre samordnet areal- og transportutvikling (beskrevet over), hvor en rekke ulike aktører må gjøre ting riktig innenfor sine ansvarsområder om målsettingene skal kunne nås. Når Statens vegvesen også har det praktiske ansvaret for gjennomføring av planprosessen (prosedyrer, gjennomføre analyser, lage planforslag, mv.) er det forståelig at de agerer som de gjør. Asker og Bærum fokuserer på sin befolkning og deres behov. De vil ha mest mulig av trafikken i tunnel for å redusere de lokale miljøbelastningene og for å skape utbyggingsmuligheter på lokkene. De opplever kanskje ikke like stor forpliktelse for å sørge for at konsekvensene for befolkningen i Oslo utredes.

I planprosessen har en rekke høringsinstanser påpekt mangler ved alternativer og konsekvensutredninger. Fagetatene i både Oslo kommune og Akershus fylkeskommune anbefalte sine politikere å fremme innsigelse mot kommunedelplanen for E18 gjennom Bærum, men politikerne valgte begge steder å ikke fremme innsigelse. Dette henger blant annet sammen med at ny

⁶⁴ Da planarbeidet ble startet opp gjaldt de nesten likelydende Rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging (1993).

E18 inngår i Oslopakke 3. Mange frykter at samarbeidet i Oslopakke 3 kan ryke om ikke Asker og Bærum får ny E18. Slike høringsuttalelser ble uansett ignorert av SVV og Bærum.

Et interessant fenomen er at fagfolk i liten grad deltar i den offentlige debatten om prosjekter som dette. Idet en sak 'blir politisk', som E18 Vestkorridoren kan sies å ha vært hele tiden, er kutymen at fagfolkene i involverte etater, kommuner, mv. ikke uttaler seg (Tennøy m.fl. 2015). I en intervjuundersøkelse blant fagfolk involvert i E18-prosessen svarte mange (i kommunene, fylkeskommunen, vegvesenet, mv.) at den planlagte løsningen ikke bidrar til måloppnåelse og ikke bør realiseres (Gjellebæk 2015). De sier at de likevel velger å ikke uttale seg om dette. De anser det som upassende, og noen uttalte også at de frykter represalier.

Til sammen motvirker dette alle de samordnende mekanismene som er lagt inn i pbl. Planen retter seg ikke etter overordnede politiske føringer, høringsuttalelser blir ignorert, konsekvenser utredes kun for deler av det berørte området og statlige planretningslinjer tas ikke til følge. Resultatet av en planprosess med en sektoraktør som leder av planarbeidet, to kommuner som utelukkende tar hensyn til egne innbyggere som planmyndigheter og hvor hensynet til det overordnede samarbeidet om Oslopakke 3 får aktørene til å trå varlig, er altså en plan for en dobling av veikapasiteten på E18 som svar på trafikk- og miljøproblemene i regionen.

7.6 Diskusjon

Hva kan så dette si oss om hvorfor transportpolitikk i praksis ikke bidrar til at klimamålene nås?

En viktig del av forklaringen kan være at vi fortsatt er inne i paradigmeskiftet fra den modernistiske bil- og eneboligplanlegging til en mer helhetlig og bærekraftig byplanlegging. Det siste innebærer å definere ulike målsettinger, og utvikle pakker av prosjekter og tiltak som til sammen kan gi ønskede resultater (Banister 2008). Det nye paradigmet krever dermed en annen type kunnskap om sammenhenger mellom areal- og transportutvikling, og mellom byen og bytransportsystemet, enn den vi har sett anvendt i planleggingen av E18. I E18-caset gir dette seg utslag i at økt veikapasitet både sees som nødvendig og som en mulig løsning på problemene, og i at planleggerne ikke greier å utvikle mer avanserte alternativer som kan styre utviklingen i retninger som bidrar til at de definerte målene kan nås. Utenom i de helt innledende fasene, er det få

tegn til at noen av de involverte i det hele tatt har *forsøkt* å utvikle slike alternativer. I tillegg opplever mange fagfolk at de ikke kan delta i det offentlige ordskiftet om planer og løsninger. Alt dette finner man også i andre planprosesser (Tennøy 2012b, Tennøy m.fl. 2015). Mangelen på evne og vilje blant fagfolkene til å utvikle alternativer til trafikkskapende planer kan være del av en generell forklaring på hvorfor transportpolitikk ikke bidrar til å nå klimamålene. En viktig forutsetning for endring kan derfor være at fagfolkernes kompetanse bedres og at den forskningsbaserte kunnskapen på feltet gjøres mer tilgjengelig og brukbar for planpraksis.

I E18-caset er det også tydelig at politikerne i Asker og Bærum prioriterer reduserte lokale miljøbelastninger i sine kommuner høyere enn globale klimamål og økte lokale miljøbelastninger i andre kommuner. Dette er heller ikke et uvanlig funn.

En annen forklaring er at den fragmenterte ansvars- og oppgavefordelingen i areal- og transportsektoren gjør samordning og styring vanskelig. Pbl har nok *potensial* til å være en sterk nok institusjon til å sikre samordning og styring. Men, *the rules are not the game*. For at slik samordning skal kunne skje, må ansvarlig aktør velge å ta ansvar og bruke tilgjengelige verktøy, og de andre aktørene må spille på lag. I E18-caset kunne Akershus fylkeskommune initiert en samordnet areal- og transportplanprosess, i stedet for å overlate en regional planprosess til utbygger (Statens vegvesen) og enkeltkommuner. Det kunne vært interessant å se hvilke alternativer som hadde kommet på bordet dersom kollektivselskapene, heller enn vegvesenet, var de viktigste premissleverandørene. Eller hvis økt veikapasitet og tilrettelegging for økt biltrafikk ble definert som uaktuelt fra begynnelsen av. Eller hvis fagfolkene i Statens vegvesen, berørte kommuner og andre instanser hadde deltatt i den offentlige debatten.

Samtidig er det et tydelig trekk i mange byer at Staten fortsetter å planlegge og bygge ny veikapasitet i byene, uavhengig av organisatoriske og institusjonelle grep, og uavhengig av klimamålene. Statens vegvesen er en sterk aktør, med store ressurser både når det gjelder fagfolk og penger. Så langt har de demonstrert at økt veikapasitet som oftest er en viktig del av løsningen når de styrer planprosessen. Styring og samordning av areal- og transportutviklingen i retninger som gir redusert biltrafikk er en langt mer krevende løsning, ikke minst for politikerne. Da er det kanskje å forvente at statlig veibygging fortsatt velges som løsning på trafikk- og miljøproblemer i byområdene. Selv om mange er klar over at dette er transportpolitikk som i praksis ikke bidrar til at klimamålene nås.

Et viktig spørsmål til slutt er om fagfolkene er i stand til å utvikle samordnede areal- og transportplaner som kan bidra til å løse problemene i situasjoner som den vi finner i Vestkorridoren - hvis de får være i fred og prøve så hardt de kan? Svaret på det kan være en omskriving av Pippi Langstrømpe: Det har vi ikke prøvd før, så det kan sikkert gå bra!

Referanser

- Banister, D. (2008): The sustainable mobility paradigm. *Transport Policy*, 15, 73-80.
- Cairns, S., Hass-Klau, C. og Goodwin, P. (1998): *Traffic impact of highway capacity reductions: assessments of the evidence*. Landor.
- Gjellebæk, I. (2015): *Utvikling av E18 Vestkorridoren – makt og avmakt i transportpolitikken*. Masteroppgave i samfunnsgeografi, Universitetet i Oslo.
- Kommunal- og moderniseringsdepartementet (2012): *Melding til Stortinget 21 (2011 – 2012) Norske klimapolitikk*.
- Noland, R. B. og L. Lem, L. L. (2002): A Review of the Evidence for Induced Travel and Changes in Transportation and Environmental Policy in the US and the UK. *Transportation Research D*, Vol. 7, No. 1, Jan. 2002, pp. 1-26.
- Næss, P. (2012): Urban form and travel behavior: experience from a Nordic context. *Journal of Transport and Land Use*, 5 (2), 21-45.
- Statens Vegvesen (2009): *E 18 Vestkorridoren. Analyse av framtidig transportsystem*.
- Statens Vegvesen (2013): *E 18-korridoren Lysaker – Slepden. Kommunedelplan med KU*.
- Stead, D. og Meijers, E. (2009): Spatial Planning and Policy Integration: Concepts, Facilitators and Inhibitors. *Planning Theory & Practice*, Vol. 10, No. 3. 317-332.
- Tennøy, A. (2012a): Areal- og transportplanlegging – institusjonelle og organisatoriske betingelser for samordning og måloppnåelse. *Kart og Plan no. 4* 2012, s 258 – 268.
- Tennøy, A. (2012b): *How and why planners make plans which, if implemented, cause growth in traffic volumes. Explanations related to the expert knowledge, the planners and the plan-making processes*. PhD thesis 2012:01 at Norwegian University of Life Sciences, Department of landscape architecture and spatial planning.

Tennøy, A., Hansson, L., Lissandrello, E. og Næss, P. (2015): How planners' use and non-use of expert knowledge affect the goal achievement potential of plans: Experiences from strategic land use and transport planning processes in three Scandinavian cities. *Progress in Planning*, doi:10.1016/j.progress.2015.05.002

8 Miljøgevinster av å subsidiere fornybar energiteknologi

Knut Einar Rosendahl
Handelshøyskolen, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

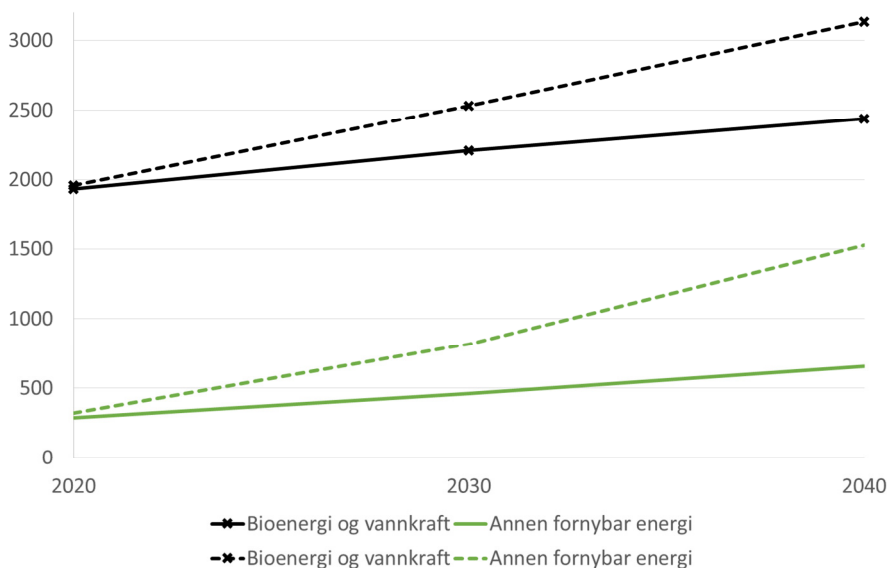
I dette kapitlet diskuteres det hvorvidt subsidiering av investeringer i fornybar teknologi innebærer miljøgevinster. Hovedfokus er på klimaeffekter, men også andre miljøeffekter blir belyst til en viss grad. Diskusjonen skiller mellom investeringer som tar i bruk eksisterende teknologi, og investeringer i FoU og demonstrasjonsprosjekter for nye eller umodne teknologier. Videre diskuteres interaksjoner mellom slik subsidiering og andre virkemidler i klimapolitikken, som EU's kvotemarked for CO₂-utslipp.

8.1 Innledning

Fornybar energi utgjør i dag litt under 15 % av verdens samlede energibruk (IEA, 2014). Det aller meste av dette er tradisjonell bioenergi. Vannkraft står for 2-3 %, mens andre fornybare energikilder som sol- og vindenergi utgjør knapt 2 % til sammen. I Norge er situasjonen veldig annerledes, i og med at vannkraft står for godt over 90 % av samlet elektrisitetsproduksjon.

Ettersom forbrenning av fossile brensler medfører betydelige negative miljøkonsekvenser, ikke minst knyttet til utslipp av CO₂, er det et ønske i mange land om å vri energibruken i retning av fornybar energi. IEA (2014) forventer derfor at fornybar energi utenom bio vil øke sin andel av globalt energibruk til 8 % i 2040. Innen elektrisitetsproduksjon er andelen fornybar kraft ventet å øke fra litt over 20 % i dag til rundt en tredel i 2040. Med en forsterket klimapolitikk internasjonalt vil disse andelene øke raskere. Figur 8.1 viser IEA's framskrivninger av henholdsvis bioenergi og vannkraft, og annen fornybar energi, i to ulike scenarier. I det ene scenariet (Current policies Scenario) er det lagt til grunn ingen politikkenninger sammenlignet med dagens situasjon, mens det andre scenariet (450 Scenario) er konsistent med en utslippsbane som medfører en temperaturstigning på rundt to grader

sammenlignet med førindustrielt nivå. Som figuren viser er det spesielt annen fornybar energi (solkraft, vindkraft etc.) som er ventet å øke mye, iallfall relativt sett, og veksten blir klart høyere i 450-scenariet.



Figur 8.1. IEA's (2014) framskrivning av primær fornybar energibruk i scenariene Current Policies Scenario (heltrukket linje) og 450-Scenario (stiplet linje). Millioner tonn oljeequivalent per år.

Selv om fornybar energi regnes som klimanøytralt, dvs. uten netto utslipp av klimagasser, er det ofte negative miljøeffekter også ved produksjon av fornybar energi. Produksjon av biodrivstoff medfører i mange tilfeller betydelige klimagassutslipp, blant annet knyttet til arealendringer. Forbrenning av bioenergi fører til utslipp av partikler, og vedfyring er derfor en viktig kilde til lokal luftforurensning i mange byer. Utbygging av vann- og vindkraft kan innebære naturinngrep som forringer verdien av naturen, både estetiske verdier og verdien av økosystemtjenester.

Fornybar energi innebærer derfor negative miljøeffekter, men i mindre grad enn fossile brenslers. Er det da hensiktsmessig å subsidiere fornybar energi? I dette kapitlet diskuteres dette spørsmålet.

8.2 Optimal virkemiddelbruk

Negative miljøeffekter er et eksempel på en såkalt negativ eksternalitet. En negativ eksternalitet vil si at aktiviteten til en produsent eller konsument medfører negative effekter for andre produsenter og/eller konsumenter. Gitt at den som forårsaker den negative effekten kun er opptatt av egen profitt eller nytte, vil den ikke ta hensyn til den negative effekten for andre. Optimal virkemiddelbruk innebærer da å forsøke å internalisere både positive og negative eksternaliteter, det vil si å få produsenter og konsumenter til å ta hensyn til disse eksternalitetene i sine beslutninger. Dette kan enten gjøres ved direkte regulering, for eksempel ved å sette et tak på utslippene fra en stor fabrikk, eller ved bruk av markedsbaserte virkemidler som avgifter eller kvotehandling (negative eksternaliteter) og subsidier (positive eksternaliteter). Avgifter og subsidier vil gi markedsaktørene insentiver til å henholdsvis redusere og øke den nevnte aktiviteten.

Optimal virkemiddelbruk vil derfor innebære å avgiftsbelegge produksjon av fornybar energi, i den grad produksjonen fører til negative miljøeffekter. I motsetning til avgifter på klimagasser, vil den optimale avgiften på fornybar energiproduksjon variere til dels mye på tvers av teknologier og lokalisering, i og med at miljøeffekten avhenger av type inngrep.

Samtidig er det grunn til å tro at i de fleste tilfeller vil den optimale avgiften på fornybar energi være mindre enn den optimale avgiften på fossil energi. Det skyldes at de samlede negative eksternalitetene for fossil energi, spesielt kull og olje, som regel vil være høyere enn for fornybar energi. Den viktigste grunnen til dette er klimaproblemet – for å hindre en for stor oppvarming av jordkloden trengs det etter alt å dømme en betydelig reduksjon i bruken av fossil energi globalt. Dette krever en høy pris på utslipp av CO₂, som igjen innebærer at den optimale avgiften på bruk av fossil energi vil være høy (høyest for kull og lavest for gass). Det er også andre negative eksternaliteter forbundet med fossil energi som lokal luftforurensning. Alt i alt betyr dette at optimale avgifter på all type energi fører til økte priser på alle energityper, men størst prisøkning for fossil energi. Optimale avgifter vil derfor med stor sannsynlighet føre til økt *andel* av fornybar energi i samlet energiproduksjon, og sannsynligvis også til økt *nivå* på fornybar energiproduksjon i og med at etterspørselen etter energi er relativt uelastisk. Det kan dermed være optimalt med økt fornybar energiproduksjon til tross for de negative miljøeffektene.

Så hvorfor ikke like godt subsidiere fornybar energiproduksjon, gitt at man ønsker en vridning fra fossil til fornybar energi? Den viktigste forskjellen er at subsidiering av fornybar energi vil øke det totale tilbudet av energi og derfor gjøre energibruk billigere. Dermed blir samlet energibruk for høy, og insentivene til energisparing og -effektivisering for små, sammenlignet med en optimal situasjon.

8.3 Likevel fornuftig å subsidiere fornybar energi?

I diskusjonen så langt har fokuset vært på produksjon av fornybar energi, det vil si bygging av et vannkraftanlegg, en vindmøllepark, biodrivstoffproduksjon etc. Som nevnt vil det trolig være behov for stadig mer fornybar energi de kommende tiårene for å takle klimaproblemet. Lavere kostnader ved fornybar energiproduksjon vil derfor redusere de globale kostnadene ved å nå for eksempel togradersmålet. Dette er spesielt relevant for nye og umodne energiteknologier, der potensialet for teknologiutvikling og kostnadsreduksjoner kan være stort, og skalafordeler ikke er fullt utnyttet.

Teknologiutvikling skjer først og fremst som følge av forskning og utvikling (FoU), inkludert pilot- og demonstrasjonsprosjekter, og erfaringsbasert læring. Bedrifter har selv insentiver til å drive med teknologiutvikling, fordi det vil gi dem økt lønnsomhet i markedet. Samtidig er det betydelige markedsimperfeksjoner knyttet til dette, fordi teknologiutvikling i en bedrift ofte gir gevinster også til andre bedrifter («spillovers»). Dette er altså et eksempel på en *positiv* eksternalitet. Empiriske studier viser at den samfunnsøkonomiske avkastningen av FoU kan være mer enn dobbelt så stor som den privatøkonomiske (se for eksempel Bloom m.fl., 2013). Som følge av dette er det vanlig med offentlig støtte til FoU, i tråd med hva som er optimal virkemiddelbruk (se over).

Et annet spørsmål er om generell støtte til FoU er tilstrekkelig, eller om det også er fornuftig med ekstra støtte til forskning og utvikling av fornybar energi. De siste årene har det kommet flere studier som tyder på at det er optimalt å støtte såkalte grønne teknologier mer enn andre typer teknologier. Det er flere grunner til det.

Acemoglu m.fl. (2014) peker på at mange grønne teknologier er relativt lite utviklet og derfor dyre å bruke. Dermed blir det lite etterspørsel etter slik teknologi i markedet og insentivene til å forske på grønne teknologier blir for små. Dette bekreftes av Dechezlepretre m.fl. (2013), som finner empirisk

belegg for at de positive eksternalitetene er større for grønn FoU enn for annen FoU. Acemoglu m.fl. konkluderer derfor med at det er viktig å subsidiere grønn FoU mye nå for å få til en vridning mot fornybar energi og annen ren energiproduksjon (se også Greaker m.fl., 2015).

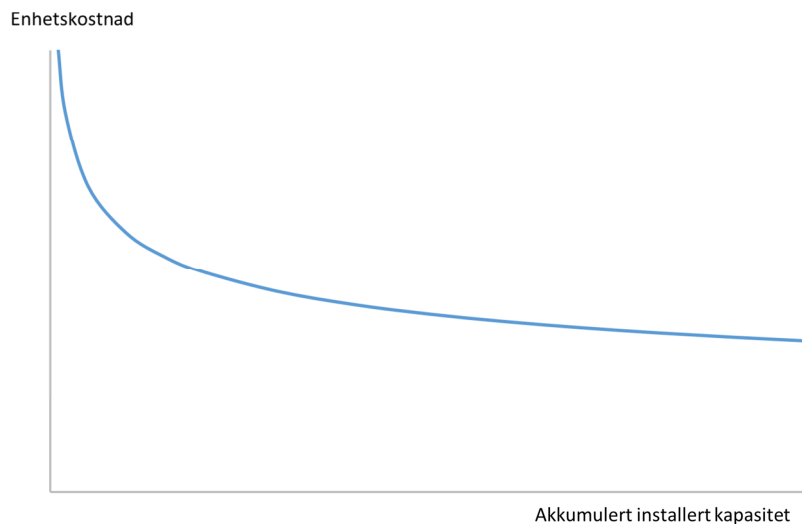
Gerlagh m.fl. (2014) kommer til en lignende konklusjon, men med en litt annen begrunnelse. De analyserer en situasjon der behovet for å redusere utslipp vokser over tid, slik at etterspørselen etter grønne teknologier vil være enda større om noen tiår enn i nær framtid. Ettersom patenter ikke er evigvarende, og dessuten kan imiteres i større eller mindre grad (Fischer m.fl., 2003), vil innovatørene i begrenset grad få avkastning på sin FoU-innsats, i og med at verdien av teknologiutviklingen i stor grad kommer etter at patentet har utløpt.

Et litt annet argument for ekstra støtte til grønn FoU er usikkerhet om framtidig klimapolitikk. Et viktig formål med CO₂-priser er nettopp å stimulere til utvikling av klimavennlige teknologier (Aldy m.fl., 2010). Jo høyere framtidige CO₂-priser er, jo større insentiver er det til å forske på og prøve ut slike teknologier. Ved stor usikkerhet om framtidig klimapolitikk, reduseres disse insentivene. Usikkerhet om framtida gjelder selvsagt også for andre teknologier. Forskning og utvikling er en type aktivitet hvor avkastningen er spesielt usikker, både fordi utfallet av FoU-innsatsen er usikker og fordi det er usikkerhet omkring markedsutviklingen og dermed lønnsomheten av nye og bedre teknologier. Denne siste formen for usikkerhet er trolig ekstra stor for fornybar energi og andre grønne teknologier på grunn av usikkerheten omkring framtidig klimapolitikk. Politisk usikkerhet kommer dermed i tillegg til den ordinære usikkerheten i markedet.⁶⁵

Hva så med støtte til den neste fasen, det vil si når nye teknologier skal prøve seg i markedet? I denne fasen skjer det gjerne læring som er med på å redusere kostnadene ved teknologien. Det fins en rekke studier av slike læringseffekter («learning-by-doing»), ikke minst for fornybar energi (se f.eks. Lindman og Söderholm, 2012), som tyder på at kostnadene kan falle betydelig i denne fasen. De fleste slike studier estimerer såkalte læringskurver der det antas at kostnadene per enhet (f.eks. kWh) faller med en konstant rate for hver dobling

⁶⁵ I *New Climate Economy* (2014), utgitt av den globale klimakommisjonen bestående av bl.a. Jens Stoltenberg og Nicholas Stern, framheves høye og forutsigbare CO₂-priser som en av ti hovedanbefalinger.

av akkumulert installert kapasitet (eller akkumulert produksjon). Dette er illustrert i figur 8.2.



Figur 8.2. Illustrasjon av læringskurve med konstant læringsrate

Det er mer uklart i hvilken grad det er positive eksternaliteter knyttet til dette kostnadsfallet, men det er grunn til å tro at en del av de samme mekanismene som gjelder for spillovers fra FoU også gjelder for læring. Det samme gjelder argumentene for ekstra støtte til grønn FoU – disse kan også til en viss grad gjøres gjeldende for læring knyttet til grønne teknologier. På den annen side er det en viss fare for at man da stimulerer teknologier med begrenset potensiale, og i verste fall blokkerer framveksten av mer umodne teknologier med større potensiale. Dette er et eksempel på å «plukke vinnere», og er blant annet analysert nærmere i Kverndokk og Rosendahl (2007).

Støtte til teknologiutvikling, enten i FoU-fasen eller læringsfasen, vil ikke bare ha gevinster for Norge, men også for andre land. De positive eksternalitetene gjelder også over landegrensene – kunnskap er til en viss grad et globalt fellesgode. Det er derfor et politisk spørsmål i hvilken grad man skal ta hensyn til spillover-effekter til andre land når man bestemmer omfanget av støtte til teknologiutvikling i Norge. For fornybare energiteknologier og andre klimavennlige teknologier vil argumentet for å ta hensyn til internasjonale spillover-effekter være høyere enn for mange andre teknologier, fordi lavere kostnader ved fornybar energi kan gjøre det lettere å realisere globale reduksjoner av CO₂-utslipp. På den annen side vil teknologiutviklingen for små

land som Norge i stor grad være bestemt av det som skjer utenfor landets grenser (Coe and Helpman, 1995). Et lands absorpsjon av nye teknologier er imidlertid avhengig av en viss aktivitet knyttet til bruk av slike teknologier.

Teknologiutvikling for fornybar energi og andre klimavennlige teknologier har altså internasjonale spillover-effekter langs to dimensjoner: Den direkte effekten på kunnskapsnivået i andre land, og den indirekte effekten på reduksjoner i globale CO₂-utslipp. Dette taler for at internasjonalt samarbeid om (eller koordinering av) støtte til grønn teknologiutvikling virker fornuftig (Golombek og Hoel, 2011).

For et lite land som Norge vil det være et spørsmål om FoU-ressursene bør konsentreres om et begrenset antall teknologier, eller om man heller bør støtte alle nye klimavennlige teknologier men med mindre ressurser per teknologi. Fordelen med sistnevnte strategi er at man da unngår å «plukke vinnere», jf. diskusjonen over. På den annen side kan det tenkes at det til en viss grad er stordriftsfordeler innen FoU-aktivitet. Bør man da satse på teknologier som er spesielt relevante for Norge, eller bør man heller tenke på hvilke teknologier som har størst betydning globalt? Utvalget for bærekraft utvikling og klima (NOU 2009:16) anbefalte sistnevnte, og frarådet å innrette FoU-støtten med tanke på norsk næringsutvikling.⁶⁶

8.4 Effekten av flere virkemidler

I Norge er de aller fleste CO₂-utslipp omfattet av enten CO₂-avgift eller EU's kvotesystem for klimagassutslipp (EU ETS). Kraftsektoren, industrien, olje- og gassaktiviteten og luftfart er i hovedsak regulert av kvotesystemet, mens de fleste øvrige sektorer (spesielt innen transport) betaler CO₂-avgift på fossil energi. Et relevant spørsmål er derfor hvordan støtte til fornybar energi virker når det samtidig eksisterer klimapolitikk i form av kvotesystem eller avgift.

Igjen er det viktig å skille mellom støtte til FoU og støtte til produksjon av fornybar energi. FoU-støtte som fører til lavere framtidige kostnader for fornybar energi vil gjøre det rimeligere å nå gitte utslippsmål i framtida. Det vil også føre til større utslippsreduksjoner på sikt i sektorer som er regulert av CO₂-avgift. I sektorer som er regulert av kvotesystem er de totale utslippene i utgangspunktet gitt for de utslippskildene som er omfattet av systemet, men

⁶⁶ <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/utredning-om-barekraftig-utvikling-og-kl/id568090/>

lavere samfunnsøkonomiske kostnader ved å redusere utslipp gjør det optimalt for myndighetene å redusere utslippstaket. Det er derfor grunn til å tro at støtte til forskning og utvikling av fornybare energiteknologier på sikt kan medføre lavere utslipp av klimagasser. Tilsvarende resonnement gjelder også ved støtte til umodne teknologier der det er grunn til å forvente lavere kostnader over tid som følge av økt akkumulert produksjon.

Hva så med støtte til produksjon av fornybar energi? Som nevnt over er kraftproduksjonen i Norge og resten av Europa omfattet av EU's kvotesystem. Det betyr at subsidiering av elektrisitetsproduksjon basert på fornybar energi, som vindkraft, biokraft og solkraft, i utgangspunktet ikke har noen effekt på totale CO₂-utslipp. Disse er allerede bestemt av utslippstaket i kvotesystemet. Det betyr ikke at støtten er uten virkning – fornybar kraftproduksjon vil øke og annen kraftproduksjon vil falle.

I Böhringer og Rosendahl (2011) er det analysert hva som skjer når det innføres støtte til fornybar kraftproduksjon i et kraftmarked som allerede er regulert av et kvotesystem. I første omgang fører det til økt tilbud av fornybar kraft, som medfører lavere kraftpriser og dermed mindre produksjon av kraft basert på ikke-fornybare energikilder. Konsekvensen av det er lavere utslipp av CO₂, og derfor lavere etterspørsel etter utslippskvoter. Men siden kvotesystemet setter et (antatt bindende) tak på totale utslipp i kraftmarkedet, vil prisen på utslippskvoter reduseres inntil det igjen er likevekt i kvotemarkedet. Lavere kvotepris er gunstig for alle kraftprodusenter med CO₂-utslipp, slik som kullkraft og gasskraft. I andre omgang vil derfor disse kraftprodusentene øke sin produksjon noe. Alt i alt vises det i artikkelen at kraftprodusentene med høyest utslipp (typisk kullkraft) øker sin produksjon sammenlignet med situasjonen uten fornybar støtte, mens kraftprodusentene med enten ingen utslipp (typisk kjernekraft) eller lave utslipp (typisk gasskraft) reduserer sin produksjon. Årsaken til dette er at støtten til fornybar kraft fører til lavere kraftpriser og lavere kvotepriser. Den første effekten er like negativ for alle kraftprodusenter, mens den andre effekten er mest positiv for kraftprodusentene med høyest utslipp.

Effekten i kvotemarkedet er illustrert i Figur 8.3, der det for enkelhets skyld er antatt at kvotemarkedet kun omfatter kull- og gasskraft. Lengden fra venstre til høyre y-akse svarer til den totale kvotemengden, målt i tonn CO₂. Produksjonen av gasskraft (målt i tonn CO₂-utslipp) måles fra venstre mot høyre, mens produksjonen av kullkraft (målt i tonn CO₂-utslipp) måles fra høyre mot venstre. Prisen på utslippskvoter er målt langs y-aksen. De

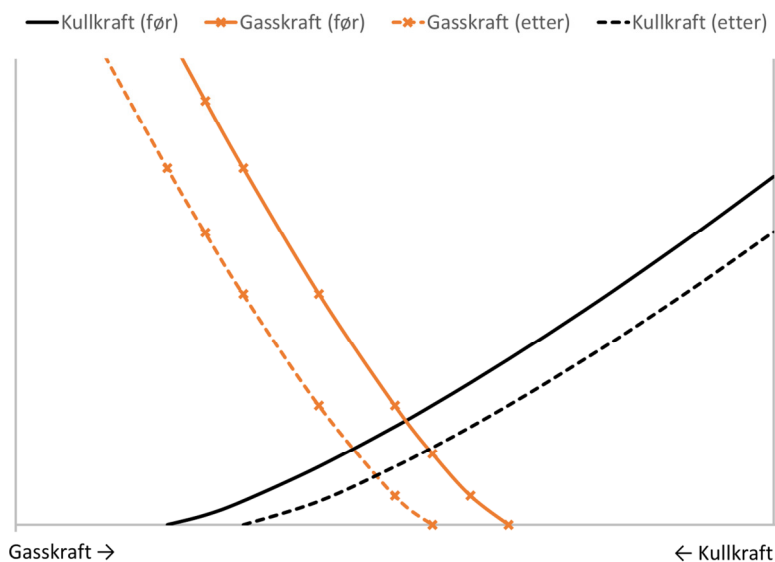
heltrukne kurvene er tilbudskurver for gass- og kullkraft uten støtte til fornybar kraft, som funksjon av kvoteprisen. Som figuren viser er produksjonen fallende i kvoteprisen, men kullkraftproduksjonen faller raskere enn gasskraftproduksjonen på grunn av høyere CO₂-utslipp per produsert kWh.⁶⁷

Uten noe kvotesystem, dvs. når kvoteprisen er lik null, ser vi at det er noe mer kullkraft enn gasskraft (målt i tonn CO₂-utslipp) i figuren. Når kvotesystemet er innført, blir det likevekt i kvotemarkedet der de heltrukne linjene krysser. Som figuren viser har kullkraftproduksjonen falt en del mer enn gasskraftproduksjonen.

Dersom det innføres støtte til fornybar kraft, blir produksjonen av både kull- og gasskraft redusert for en gitt kvotepris (siden kraftprisen faller som følge av økt tilbud av kraft). Dette er illustrert i figuren ved at de stiplede kurvene flyttes nærmere sine respektive y-akser (kullkraft mot høyre og gasskraft mot venstre).⁶⁸ Ved uendret kvotepris blir det dermed produsert mindre kullkraft og mindre gasskraft. Prisen i kvotemarkedet må da falle inntil likevekten i kvotemarkedet gjenopprettes, det vil si der de stiplede kurvene krysser hverandre. Som figuren viser flytter vi oss til venstre i diagrammet, som betyr mer kullkraft og mindre gasskraft.

⁶⁷ Det er ikke gitt at gasskraftproduksjonen faller med kvoteprisen, i og med at høyere kvotepris kan føre til overgang fra kull- til gasskraft. I figuren er det implisitt antatt at denne effekten er dominert av blant annet økt konkurranse fra CO₂-fri kraft.

⁶⁸ I figuren er det antatt at de horisontale skiftene for kull- og gasskraft er identiske.



Figur 8.3. Effekter i kvotemarkedet før (heltrukne kurver) og etter (stiplede kurver) støtte til fornybar kraft. Lengden på x-aksen angir samlet kvotemengde, mens y-aksene angir kvotepris.

Hva er så miljøeffekten av støtte til fornybar kraft i dette tilfellet? CO₂-utslippene er som nevnt uendret. Utslipp av andre forurensende komponenter som NO_x, SO₂ og partikler har sannsynligvis økt, til tross for at samlet fossil kraftproduksjon har falt noe. Det skyldes at kullkraft har klart høyere utslipp av de nevnte komponentene enn gasskraft. Støtte til fornybar kraft kan dermed paradoksalt nok føre til noe høyere luftforurensning dersom det allerede eksisterer et kvotemarked for CO₂-utslipp.

Resonnementet over legger til grunn at kvotetaket ikke endres som en følge av støtten til fornybar kraft. Ettersom kvoteprisen faller kan det tenkes at det blir enklere for myndighetene å stramme inn kvotesystemet slik at støtten får en indirekte effekt på CO₂-utslippet. Det er vanskelig å vurdere hvor sannsynlig dette er. Det er også verdt å påpeke at lavere kvotepris ikke betyr at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å redusere CO₂-utslipp har falt – tvert imot har kostnadene økt med mindre det er positive eksternaliteter knyttet til den økte produksjonen av fornybar kraft.

I Norge støttes fornybar kraft gjennom et elsertifikatsystem i samarbeid med Sverige. Produsenter av ny fornybar kraft kan fram til 2035 selge elsertifikater for hver enhet kraft de produserer. Samtidig er norske og svenske forbrukere

forpliktet til å kjøpe en bestemt andel elsertifikater for hver enhet kraft de forbruker.⁶⁹ Kraftkrevende industri er imidlertid fritatt for denne forpliktelsen. Systemet er teknologinøytralt, det vil si at det ikke skilles mellom ulike kraftteknologier. Dermed er det hovedsakelig de modne fornybare energiteknologiene som vindkraft (på land), biokraft og vannkraft som stimuleres gjennom dette systemet. For disse teknologiene er det lite sannsynlig at det er læringseffekter av betydning. Med tanke på de negative eksternalitetene forbundet med utbygging av vannkraft og vindkraft nevnt innledningsvis, kan det stilles spørsmål om dette systemet har noen positiv miljøeffekt.⁷⁰

Et annet eksempel hvor støtte til fornybar energi kan ha uheldige miljøeffekter er reduserte avgifter for bruk av biodrivstoff. I Norge er det et omsetningspåbud for biodrivstoff som sier at minst 5,5 prosent av alt drivstoff skal være biodrivstoff.⁷¹ I tillegg har biodrivstoff redusert veibruksavgift sammenlignet med bensin og diesel, til tross for at de eksterne kostnadene ved biodrivstoff er på linje med bensin og diesel (det er heller ingen CO₂-avgift på biodrivstoff). Hva er effekten av redusert veibruksavgift for biodrivstoff? Lavere avgift tilsier noe høyere forbruk av biodrivstoff. Men så lenge omsetningspåbudet er bindende, vil høyere forbruk av biodrivstoff nødvendigvis også medføre høyere forbruk av annet drivstoff, det vil si bensin og diesel (siden forholdet mellom biodrivstoff og annet drivstoff vil være uendret). Dermed blir utslippene høyere, både av CO₂ og av andre utslippskomponenter som NO_x og partikler. Hvis omsetningspåbudet ikke binder, blir effekten på CO₂-utslipp av lavere avgift bedre, men da er det heller ingen hensikt å ha et omsetningspåbud.

⁶⁹ Det er nettselskapet som rent praktisk tar hånd om dette, og inkluderer et påslag i strømregningen for kundene proporsjonalt med strømforbruket og prisen på elsertifikater.

⁷⁰ Det kan hevdes at elsertifikatene bidrar til at Norge oppfyller sin forpliktelse i EUs fornybardirektiv. I Hagem og Rosendahl (2011) argumenteres det imidlertid for at denne forpliktelsen kunne vært oppfylt på en mer treffsikker måte.

⁷¹ Målet ble økt til 5,5 % i juli 2015. Det er også krav om at bestemte bærekraftskriterier må være oppfylt.

8.5 Oppsummering

Fornybar energi vil sannsynligvis være veldig viktig for å bremse og etter hvert redusere de globale utslippene av klimagasser. Det betyr imidlertid ikke at det alltid er lurt å støtte fornybar energi, og i noen tilfeller kan det til og med ha negative miljøeffekter. Den mest effektive måten å redusere klimagassutslipp på er å gjøre det dyrere å slippe ut CO₂ og andre klimagasser. Støtte til fornybar energiproduksjon kan i beste fall redusere CO₂-utslipp på en samfunnsøkonomisk sett dyrere måte.

Det er imidlertid gode grunner for å støtte forskning og utvikling av fornybare energiteknologier, og til en viss grad også produksjon av umodne teknologier. Dette vil redusere kostnadene ved, og sannsynligvis øke omfanget av, framtidige utslippsreduksjoner.

Referanser

- Acemoglu, D., P. Aghion, L. Bursztyn og D. Hemous (2012): The Environment and Directed Technical Change, *The American Economic Review* 102(1), 131-166.
- Aldy, J.E., A.J. Krupnick, R.G. Newell, I.W. Parry og W.A. Pizer (2010): Designing Climate Mitigation Policy, *Journal of Economic Literature* 48(4), 903-34.
- Bloom, N., M. Schankerman og J. Van Reenen (2013): Identifying technology spillovers and product market rivalry, *Econometrica* 81(4), 1347–1393.
- Böhringer, C. og K.E. Rosendahl (2010): Green Serves the Dirtiest. On the Interaction between Black and Green Quotas, *Journal of Regulatory Economics* 37, 316–325.
- Coe, D.T. og E. Helpman (1995): International R&D spillovers, *European Economic Review* 39, 859–887.
- Dechezleprêtre, A., R. Martin og M. Mohnen (2013): Knowledge spillovers from clean and dirty technologies: A patent citation analysis. Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment Working Paper 135.
- Fischer, C., I.W.H. Parry og W.A. Pizer (2003): Instrument choice for environmental protection when technological innovation is endogenous, *Journal of Environmental Economics and Management* 45, 523-545.

-
- Gerlagh, R., S. Kverndokk og K.E. Rosendahl (2014): The optimal time path of clean energy R&D policy when patents have finite lifetime, *Journal of Environmental Economics and Management* 67, 2-19.
- Golombek, R. og M. Hoel (2011): International Cooperation on Climate-friendly Technologies, *Environmental and Resource Economics* 49, 473-490.
- Greaker, M., T-R. Heggedal og K.E. Rosendahl (2015): On the rationale for directing R&D to zero emission technologies, CREE Working Paper 15/2015.
- Hagem, C. og K.E. Rosendahl (2011): Elsertifikater og fornybar kraft: Mål eller middel? *Samfunnsøkonomen* Nr. 3 2011, 26-29.
- IEA (2014): World Energy Outlook 2014, International Energy Agency, Paris.
- Kverndokk, S. og K.E. Rosendahl (2007): Climate policies and learning by doing: Impacts and timing of technology subsidies, *Resource and Energy Economics* 29, 58-82.
- Lindman, Å. og P. Söderholm (2012): Wind power learning rates: A conceptual review and meta-analysis, *Energy Economics* 34, 754–761.
- New Climate Economy (2014): Better growth, better climate: The New Climate Economy Report, World Resources Institute: The Global Commission on the Economy and Climate.
<http://newclimateeconomy.report/>

9 Klimaeffekten av bygninger

Igor Sartori, SINTEF Byggforsk
og Inger Andresen, NTNU

9.1 Bakgrunn

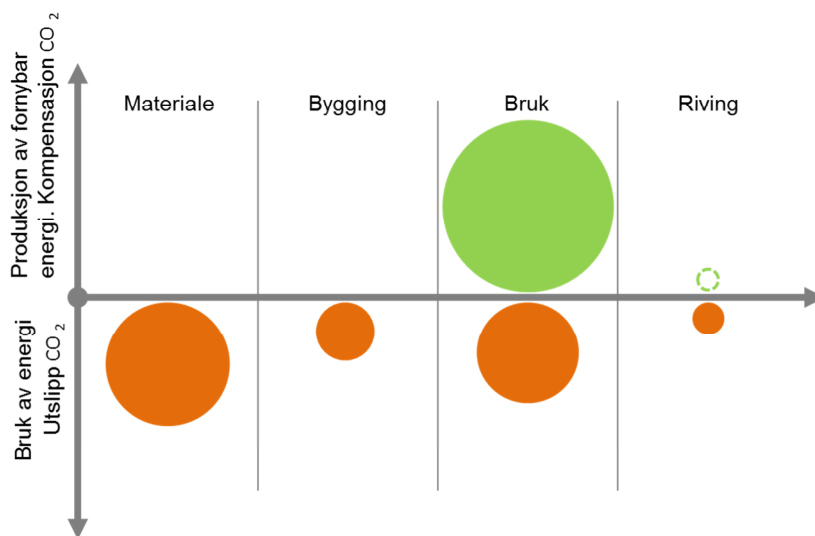
Bygninger står for omtrent en tredjedel av både energibruken og klimagassutslippene i Norge og i vestlige land generelt (IEA, 2012 og 2015). Oppvarmingsbehovet utgjør størstedelen av energibruken i nord-europeisk klima. Siden oljekrisen i 70-årene har forskning og forskrifter hatt fokus på å redusere dette. Såkalte passivhus, dvs. bygninger med svært lavt energibehov til oppvarming, har etter hvert blitt vanlig i Norge, og passivhusnivå blir forskriftskrav i 2016. Når oppvarmingsbehovet reduseres så mye, skifter fokus fra oppvarmingsbehov til energiforsyning og klimagassutslipp fra materialer og energiutveksling med nettet.

I henhold til EU-direktiv av 19/05/2010 skal alle nye bygg være ”nesten nullenergibygg” fra 2020 (EPBD recast, 2010). Norge har forpliktet seg til å følge dette gjennom klimaforliket på Stortinget (Meld. St. 28, 2012). I tillegg er det økende fokus på å utvikle bygninger med enda lavere klimagassutslipp, både fra produksjon, bygging, og drift. Gjennom forskingssenteret Zero Emission Buildings, ZEB (www.zeb.no) er det realisert flere pilotbygg med fokus på minimering av klimagassutslipp gjennom hele livsløpet. Disse omfatter både boliger, undervisningsbygg og kontorbygg. Det er også bygget flere interessante forbildeprosjekter med lavt klimagassutslipp gjennom Futurebuilt-programmet (www.futurebuilt.no) og andre prosjekter i Norden og Europa.

9.2 Nullenergibygg og nullutslippsbygg

Det engelske begrepet ZEB brukes både om nullenergibygg (**Z**ero **E**nergy **B**uildings) og nullutslippsbygg (**Z**ero **E**mission **B**uildings). Konseptuelt kan vi si at et nullenergibygg er et bygg med svært lavt energibehov slik at den lille energimengden som trengs på årsbasis kan dekkes med lokal fornybar energi.

I et nullutslippsbygg har man en lignende balanse, men her regner man med utslipp av klimagasser i stedet for energibruk. For nullutslippsbygg tar man i tillegg ofte med utslipp fra produksjon av materialer, samt fra oppføring, vedlikehold og riving, se figur 9.1.



Figur 9.1 Illustrasjon av klimagassutslipp fra de ulike livsløpsfasene til et bygg (oransje sirkler), og kompensasjon av utslipp gjennom produksjon av fornybar energi (grønne sirkler). Hvis arealet av de grønne sirklene er like stort som summen av arealet av de oransje sirklene, har man oppnådd en ZEB-balanse. Kilde: www.zeb.no

Avhengig av hvilke energikilder som benyttes, så vil det være klimagassutslipp knyttet til utvinning, produksjon og fremføring av energien til bygget. Eksport av fornybar energi fra bygget vil kunne føre til at man unngår klimagassutslipp forbundet med annen energiproduksjon.

De finnes ulike definisjoner for hvordan man skal regne nullenergi- og nullutslippsbygg. Internasjonalt har dette vært arbeidet med innenfor International Energy Agency; IEA SHC Task 40/Annex 52⁷², se for eksempel Marszal m.fl. (2011) og Sartori m.fl. (2012). Også på europeisk nivå har man hatt fokus på dette, for eksempel har den europeiske organisasjonen REHVA⁷³

⁷² <http://task40.iea-shc.org/>

⁷³ Federation of European Heating, Ventilation and Air Conditioning Associations

publisert kriterier for slike bygg (REHVA, 2013). I Norge har forskningscenteret Zero Emission Buildings (www.zeb.no) utviklet definisjoner for ulike ambisjonsnivåer for nullutslippsbygg, som beskrevet i Dokka m.fl. (2013).

Figur 9.2 gir en grafisk fremstilling av ZEB-balansen. ZEB-balansen oppnås når summen av vektet energibruk (demand) er like stor som vektet energiproduksjon (supply) – eller når vektet energi importert til og eksportert fra bygget er like store – normalt beregnet over en periode på ett år. Referansebygget representerer energibruken til et standard nybygg (bygget iht. forskrift), alternativt et eksisterende bygg før oppgradering. Med utgangspunkt i et slikt standardbygg, tar man i bruk følgende strategi for å oppnå ZEB:

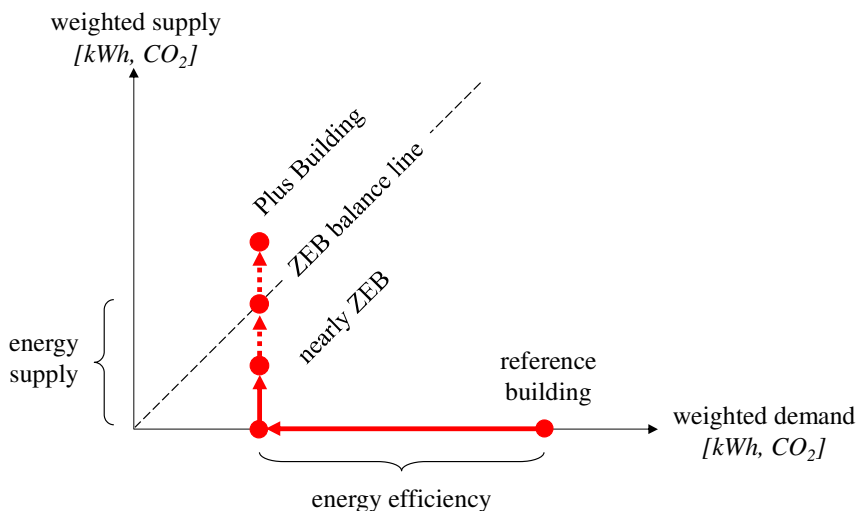
1. Reduser behovet for energi (x-aksen) ved hjelp av ulike energieffektiviserings tiltak (varmeisolasjon, varmegjenvinning, etc.);
2. Dekk opp det resterende energibehovet med produksjon av energi (y-aksen) for å oppnå nullenergi- eller nullutslipps-balansen.

I de fleste tilfeller er det nødvendig med relativt stort fokus på energieffektiviserings tiltak for å redusere energibruken mest mulig, fordi det kan være begrensede muligheter for lokal energiproduksjon (for eksempel begrensede arealer for solenergi produksjon).

Et vektningssystem er nødvendig for å konvertere de ulike fysiske energi-enhetene til sammenlignbare størrelser slik som primærenergi⁷⁴ eller CO₂-ekvivalenter⁷⁵. Vektingsfaktorene kan også brukes til å reflektere politiske målsetninger og miljøeffekter av ulike energibruk, i tillegg til rene naturvitenskapelige sammenhenger. Se avsnittet om «Vekting av energi og klimagassutslipp» for en nærmere beskrivelse.

⁷⁴ Primærenergi er energi i sin opprinnelige form før den har blitt omdannet eller gått over i andre energiformer. Det omfatter all energi som går med til utvinning, transport, generering, omdanning, lagring, overføring og distribusjon av energi.

⁷⁵ Karbondioksid (CO₂) er den dominerende klimagassen, og utslippene angis derfor i gram CO₂-ekvivalenter. En CO₂-ekvivalent tilsvarer den effekten som en mengde CO₂ har på den globale oppvarmingen over en gitt periode, vanligvis 100 år. Det finnes flere typer drivhusgasser, og utslipp av disse gassene omregnes til CO₂-ekvivalenter i henhold til deres oppvarmingspotensial.



Figur 9.2. Grafisk fremstilling av ZEB-balansen

9.3 Bygninger som energileverandører

Utviklingen mot nullenergi og nullutslippsbygg vil føre til at bygninger ikke lenger bare blir konsumenter av energi, men også energileverandører.

Utnyttelse av lokal fornybar energi som eksporteres til nettet er med på å øke andelen fornybar energi totalt tilgjengelig i nettet, og dermed redusere den totale ressursbruken og tilhørende klimagassutslipp. På den andre siden kan storskala implementering av distribuert energiproduksjon føre til problemer med stabiliteten og kvaliteten i kraftnettet, spesielt i det lokale (lavvolts) distribusjonsnettet. Det er ikke opplagt at en årlig nullenergi- eller nullutslippsbalanse i seg selv vil være en garanti for at bygget til enhver tid vil gi minst mulig klimagassutslipp for energisystemet som helhet. Derfor bør bygningene også uformes slik at de kan fungere godt sammen med det lokale og sentrale kraftnettet.

Utvexlingen av elektrisitet mellom nullutslippsbygg og nettet har inntil nylig ikke vært viet mye oppmerksomhet i Norge. Nettet har stort sett blitt ansett som et uendelig stort batteri som til enhver tid kan avgi og ta imot all energi til/fra bygget. Den lokale produksjonen av fornybar energi er ikke alltid sammenfallende i tid med energibehovet i bygget, hverken fra time til time eller på sesongbasis. F.eks. vil et solcelleanlegg produsere mest energi om sommeren når behovet er minst. Det vil også som regel produsere mest energi

midt på dagen, noe som ikke alltid er sammenfallende med effekttoppene, spesielt ikke i boliger som ofte har størst behov om morgenen og om kvelden. Hvis man får mange slike bygg i et nabolag, vil man få en sammenlagring av produksjonen fra hvert av solcelleanleggene, som betyr at en stor mengde overskuddsenergi må eksporteres til nettet. Dette kan utfordre kapasiteten til det lokale nettet og føre til nedregulering (curtailment) av den fornybare produksjonen (Sartori m.fl., 2014).

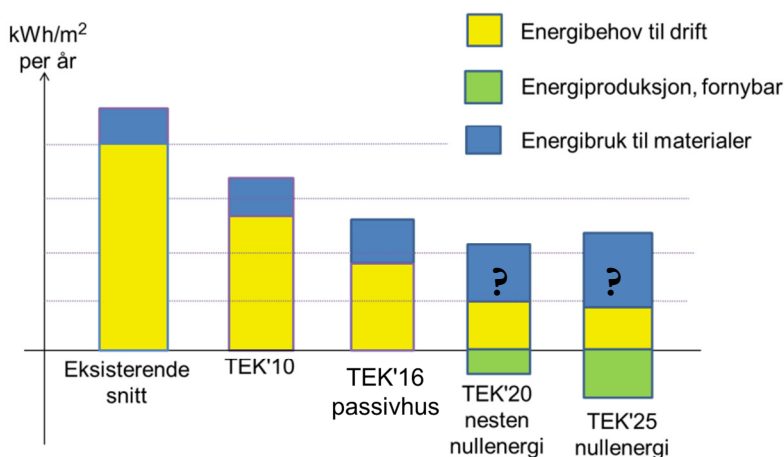
Baetens m.fl. (2012) har simulert utvekslingen av elektrisitet mellom 30 boliger og strømmettet, hvor alle boligene var nullenergibygg (kun mht. drift, ikke inkludert materialer). Ulike typer av distribusjonsnett ble lagt til grunn, fra et svakt distribusjonsnett på den ene side til et ideelt (sterkt) nett på den andre siden. Analysen viste at man ville få noe behov for nedregulering (curtailment) av den fornybare produksjonen selv for det sterke strømmettet, mens man for det svake nettet fikk opptil 50 % nedregulering på årsbasis. På grunn av flaskehalsen i det lokale strømmettet ville altså halvparten av det årlige potensialet aldri bli produsert.

Disse utfordringene kan løses på ulike måter, og dette er bl.a. fokus i det pågående internasjonale prosjektet IEA-EBC Annex 67 "Energy Flexible Buildings"⁷⁶. Her ser man på ulike strategier og teknologier for å løse «mismatch»-problemet f.eks. gjennom styring av energibruk i kombinasjon med lokal energilagring.

9.4 Klimagassutslipp fra materialbruk

Når man reduserer energibruken til drift av bygg, vil både energibruken og klimagassutslippet fra produksjon av materialer og installasjoner utgjøre en stadig større andel, se figur 9.3. Energibruken til fremstilling av materialer kalles ofte «bunden energi» eller «innebygd energi». Klimagassutslippene stammer både fra utslipp (av CO₂-ekvivalenter) fra energibruk til produksjon av materialene, samt fra prosesser forbundet med fremstilling av materialene. For eksempel har fremstilling av sement betydelige CO₂-utslipp forbundet med kalsinering av kalkstein (kjemisk prosess), i tillegg til at prosessen er energikrevende.

⁷⁶ <http://www.iea-ebc.org/projects/ongoing-projects/ebc-annex-67/>



Figur 9.3. Illustrasjon av utviklingen av energibruk til produksjon og drift av bygg, i takt med økende krav til energibruk i bygninger. TEK'10 tilsvarer energikrav i nåværende teknisk forskrift. TEK'16 tilsvarer krav i kommende teknisk forskrift. Figuren viser at hvis det ikke settes krav til bunden energi eller utslipp fra materialer; vil denne andelen øke i takt med strengere krav til energibruk i drift.

Sartori and Hestnes (2007) fant at bunden energi i passivhus utgjorde ca. 30 % av all energibruken gjennom hele livsløpet til bygget. Berggren m.fl. (2013) fant at for nesten nullenergibygg så utgjorde bunden energi ca. 40 % av energibruken over livsløpet

Gjennom pilotprosjektene som har blitt realisert gjennom ZEB-senteret (www.zeb.no), har man funnet at klimagassutslippet fra bygningsmaterialer kan være i samme størrelsesorden som klimagassutslippene fra energibruk i driftsfasen (60 år). Dette betyr for eksempel at hvis man skal bruke solceller til å kompensere både for energibruk til drift og for klimagassutslipp fra materialer, må man mer enn doble solcellearealet i forhold til hvis man bare skulle kompensert for energibruk til drift. Energibruk til produksjon av selve solcellene tas da også med i beregningen.

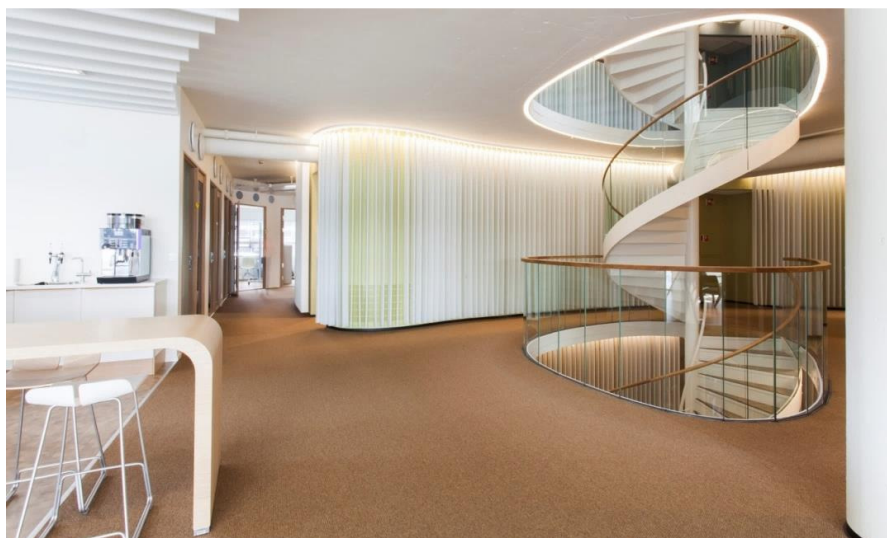
Til slutt må det bemerkes at når man inkluderer bunden energi i regnskapet, vil man i perioder alltid ha et overskudd av energiproduksjon fra bygget, som må eksporteres til nettet (for å balansere ut bunden energi). Dette innebærer at man i enda større grad bør ta hensyn til implikasjoner for nettet, siden overdimensjonering av solcelleanlegget eller andre lokale energiforsyningsløsninger vil kunne føre til uønskede konsekvenser både for det lokale

energisystemet og for nettet som helhet, som beskrevet over (Baetens m.fl., 2012).

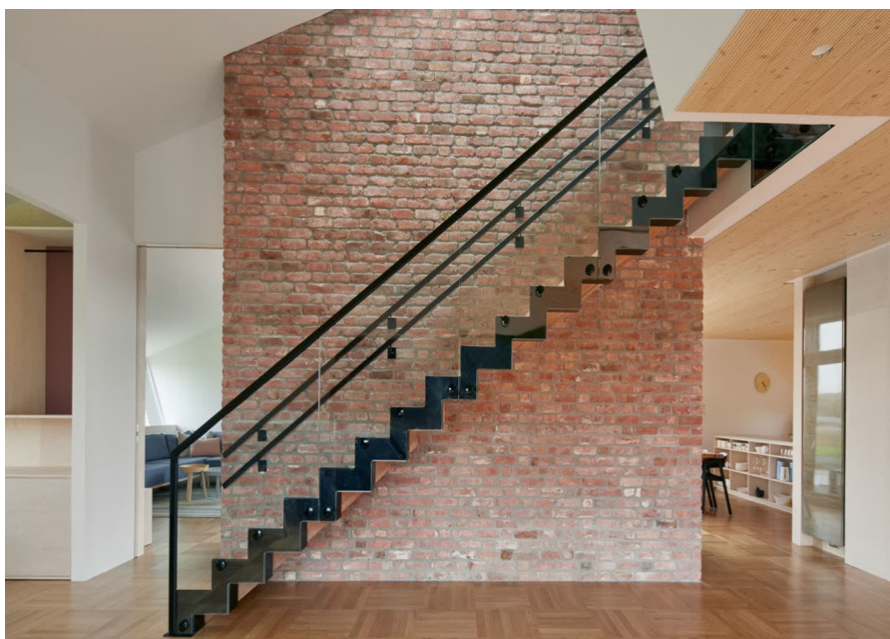
9.5 Hvordan redusere klimagassutslipp fra materialer

Gjennom pilotprosjektene i ZEB-senteret (www.zeb.no), er det vist at klimagassutslippene fra produksjon av materialer kan reduseres betraktelig gjennom flere tiltak:

- Reduksjon av materialbruken (ref. figur 9.4)
- Gjenbruk av materialer og konstruksjoner (ref. figur 9.5)
- Bruk av resirkulerte materialer
- Bruk av fornybare materialer
- Bruk av materialer produsert med fornybar energi
- Bruk av lokale, kortreiste materialer
- Bruk av materialer som krever lite vedlikehold

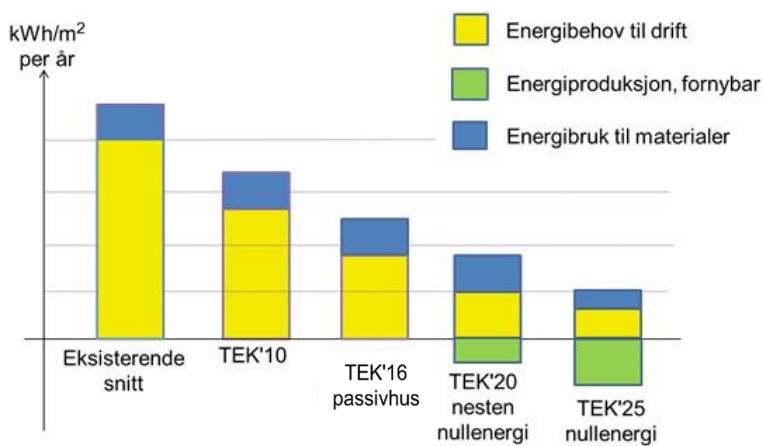


Figur 9.4. Illustrasjon på hvordan materialbruken til ventilasjonskanaler er drastisk redusert i ZEB-pilotbygg Powerhouse Kjørbo: Systemhimlingen er fjernet, og selve rommet og trappeløpet er blitt «ventilasjonskanal». Foto: Chris Aadland, Arkitekt: Snøhetta.



Figur 9.5. Illustrasjon av gjenbrukt tegl i ZEB-pilotbygg Multikomfort i Larvik. Veggens bidrar også til varmelagring og komfort. Foto: Paal André Schwital. Arkitekt: Snøhetta.

Figur 9.6 viser mulig utvikling i totalt energibruk (og tilhørende klimagassutslipp) hvis man også setter krav til bunden energi i materialer (sammenlign med figur 9.3 over).



Figur 9.6 Mulig utvikling av total energibruk hvis man i tillegg til økende krav til energibruk i drift også setter krav til bunden energi i materialer.

9.6 Vekting av energi og klimagassutslipp

Et annet viktig forhold som må adresseres når man skal kvantifisere effekten av nullutslippsbygg, er såkalt vekting av ulike energivarer⁷⁷ opp mot hverandre. Dette må gjøres for at man skal kunne sammenligne klimagassutslippene og total energibruk forbundet med utvinning, foredling og distribusjon av ulike typer energivarer. I flere land i Europa er det utviklet et sett med standard vektingsfaktorer for ulike energivarer, såkalte primærenergifaktorer som uttrykker den totale energibruken fra utvinning av råmaterialer til endelig bruk, inkludert alle tap i produksjon og distribusjon av energien. F.eks. er primærenergifaktoren for elektrisitet typisk ca. 2,5 noe som betyr at hvis man bruker 1 kWh elektrisitet i bygget, krever dette 2,5 kWh primærenergi. I Norge har man foreløpig ingen offisielle vektingsfaktorer.

Utvikling av egnede vektingsfaktorer er ikke en enkel oppgave fordi det er avhengig av flere forskjellige forhold, bl.a. miksen av energikilder innenfor gitte geografiske områder (lokalt, regionalt, og internasjonalt), utveksling av energi mellom områder, eller bruk av historiske data vs. fremtidsscenarier. F.eks. kan klimagassutslippene fra elproduksjon variere mellom tilnærmet 0 og 800 g/kWh, avhengig av hvilke forutsetninger man velger. Det finnes ikke noe absolutt riktig valg og ulike vektingsfaktorer kan benyttes avhengig av hensikten med analysen, se f.eks. Persson (2008). Dette betyr at valg av vektingsfaktor alltid til en viss grad vil baseres på politiske prioriteringer. Vektingsfaktorer kan dermed benyttes til å stimulere eller motvirke forskjellige løsninger. Man kan f.eks. velge å bruke en høy vektingsfaktor for biobrensel som er produsert på en slik måte at det fortrenger landområder for matproduksjon. En oversikt over ulike vektingsfaktorer for primærenergi og klimagassutslipp benyttet i ulike europeiske land er vist i Sartori m.fl. (2012).

Noris m.fl. (2014) har utført en parameterstudie for 6 ulike bygningstyper i europeisk klima for å studere hvordan ulike vektingsfaktorer påvirker valg av varmforsyningssystem. For hver bygningstype ble det beregnet hvor stort solcelleanlegg som var nødvendig for å oppnå et nullenergibygg. Ved bruk av nåværende nasjonale vektingsfaktorer viste studien at biokjel-anlegg var det mest fordelaktige, mens gasskjel var det minst fordelaktige. Ved bruk av lavere vektingsfaktorer for elektrisitet og fjernvarme som reflekterte nasjonale

⁷⁷ En energivare er en energibærer som omsettes i et marked, f.eks. elektrisitet, gass, ved, etc.

målsetninger mht bruk av fornybar energi, viste studien at varmepumper og fjernvarme ble foretrukket. Ved bruk av veldig lave vektingsfaktorer for elektrisitet fra nettet, fant man at nesten ingen lokale energiforsyningsløsninger ville kunne oppnå nullenergibalansen.

Georges m.fl. (2015) analyserte et kontorbygg og en bolig i Norge med bruk av ulike scenarier for vektingsfaktorer for elektrisitet. Energibruk til drift ble simulert og klimagassutslipp til produksjon av materialer og installasjoner ble beregnet basert på tilgjengelige data. Energiforsyningen var «hel-elektrisk», dvs. at det ble brukt en varmepumpe til romoppvarming og varmtvann, samt et solcelleanlegg på taket til å produsere elektrisitet. Resultatene viste at det var mulig å oppnå en nullenergibalanse for driftsfasen, uavhengig av vektingsfaktorer, fordi kun elektrisitet med samme vektingsfaktor ble utvekslet til og fra bygget. Ved bruk av en lav (“grønn”) vektingsfaktor for elektrisitet, f.eks. basert på kun norsk vannkraft, var det imidlertid ikke mulig å få til en nullutslippsbalanse når også materialbruken ble inkludert. Det må bemerkes at det ikke ble gjort noen tiltak for å redusere klimagassutslippene fra materialbruken, slik som beskrevet i avsnittet over.

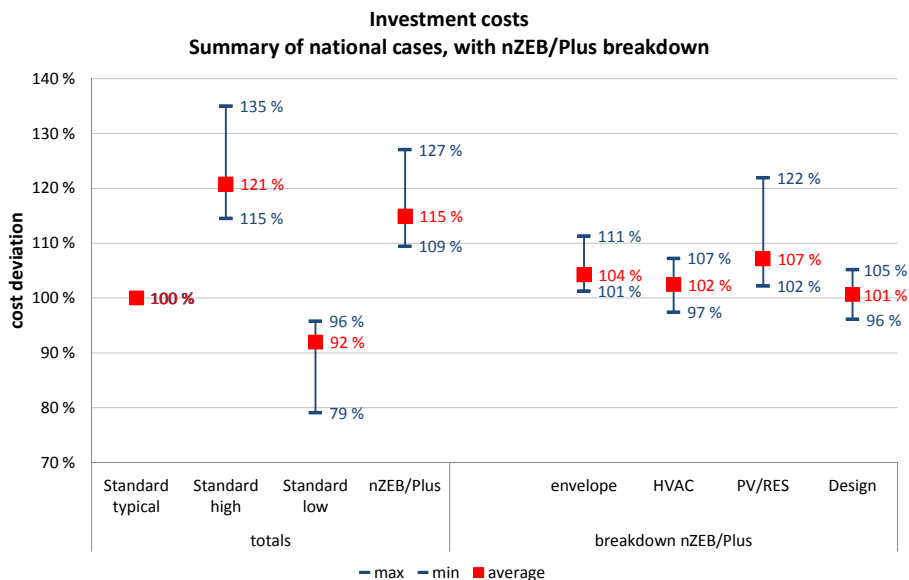
9.7 Kostnader for nullutslippsbygg

Det finnes lite tilgjengelig data om kostnader for oppføring av nullutslippsbygg. I tillegg har vi en utfordring med at de fleste eksisterende nullutslippsbygg har blitt oppført som demonstrasjonsbygg og er de første i sitt slag. Tilgjengelige kostnadsdata vil derfor ikke være representative for storskala implementering av slike bygg.

Erhorn og Erhorn-Kluttig (2014) analyserte 32 realiserte nesten nullenergibygg i Europa, og fant store variasjoner i investeringskostnader. Ekstrakostnadene i forhold til sammenlignbare standardbygg varierte mellom 0 og 25 %, med et gjennomsnitt på 11 %. I absoluttverdier tilsvarer dette til ekstra investeringskostnader på 0 til 473 €/m², med et gjennomsnitt 208 €/m², sett i forhold til en total byggekostnad på 1900 €/m² i gjennomsnitt.

Sartori m.fl. (2015) studerte 7 nullenergi- og plussenergibygg i Norge, Tyskland og Italia og fant at investeringskostnadene var mellom 9-27 % høyere enn standardbygg, med et gjennomsnitt på 15 %, se figur 9.7. Dette tilsvarer en ekstra investeringskostnad på 100 til 500 €/m², sett i forhold til en total byggekostnad på 1100 og 2300 €/m² for standard bygg i de forskjellige land.

Figuren viser også at prisnivået er innenfor forventet ekstrakostnad for en bygning av høyere standard.



Figur 9.7. Ekstra investeringskostnader for ulike energistandarder i forhold til standardbygg (til venstre), samt ekstrakostnader fordelt på ulike komponenter (til høyre). Til venstre: "Standard high" og "Standard low" refererer til høyere eller lavere generelle bygningskvaliteter (arkitektonisk kvalitet, materialbruk og overflater) sammenlignet med et standard bygg "Standard typical"; "nZEB/Plus" refererer til nesten-null- og plussenergi bygninger. Til høyre: bygningskropp (envelope), varme- og ventilasjonssystemer (HVAC), solcellesystemer/ fornybar energiforsyning (PV/RES) og prosjektering (design). Kilde: Sartori m.fl. (2015).

Fordelingen av investeringskostnader til høyre i Figur 9. viser at ekstrakostnadene er relatert til både ytterkonstruksjoner, varme- og ventilasjonssystem, samt energiforsyningssystem og ekstra prosjekterings-kostnader. De største kostnadene er knyttet til energiforsyningssystemet, og dette er først og fremst solcellesystemet. Kostnadene for solcelleanlegg har imidlertid falt betraktelig de siste årene, og man forventer at denne utviklingen skal fortsette. Dette vil bidra betraktelig til reduksjon av de totale kostandene for nullutslippsbygg, og kombinert med teknologi- og kunnskapsutvikling og økte energipriser, kan man forvente at slike bygg på sikt vil bli privatøkonomisk lønnsomme.

9.8 Samlet klimaeffekt av energieffektivisering i bygninger

Om lag 80 % av energibruken i den norske bygningsmassen er basert på elektrisitet⁷⁸. På den ene side kan man si at klimagassutslippene knyttet til elektrisitetsproduksjon i Norge er svært lave, noe som tilskrives at tilnærmet hele produksjonen er vannkraftbasert. På den andre siden vil reduksjon av elektrisitetsforbruket ved energieffektivisering kunne frigjøre elektrisitet til aktiviteter som i dag er basert på fossile brensler (som transport), eller til eksport. Betydelige deler av elektrisitetsproduksjonen i land som Norge utveksler elektrisitet med, er basert på fossile brensler. Klimaeffekten av frigjort elektrisitet ved energieffektivisering er prinsipielt den samme som effekten av å erstatte elektrisitetsforbruk med eksempelvis biobrensler, eller effekten av ny elektrisitet ved produksjon av vindkraft.

For å realisere det store klimaeffektpotensialet fra bygningsmassen, er det ikke tilstrekkelig å bare satse på nullutslipp-nybygg. I tillegg må man ha en strategi for den eksisterende bygningsmassen. Ved renovering og oppgradering av eksisterende bygg kan det i mange tilfeller være vanskelig å oppnå fullt ZEB-nivå pga bygningstekniske og arkitektoniske utfordringer. I tillegg vil det ta tid å transformere alle eksisterende bygg til lavutslippsbygg når man tar i betraktning at andel bygg som renoveres kun utgjør 1-2 % av bygningsmassen, samt at nybyggraten utgjør ca. 1,5 % per år (Sandberg m.fl., 2014). Derfor er det ekstra viktig at nybyggene får et høyt ambisjonsnivå for å kompensere for at de eksisterende byggene ikke kan oppnå så lavt energibruk.

Per i dag finnes det ingen utførlige studier av den totale klimaeffekten av å transformere hele bygningsmassen til nullutslippsbygg. Imidlertid ble det i 2009 gjort en studie av SINTEF Byggforsk (Dokka m.fl., 2009) som viser at det i en tiårsperiode er mulig å oppnå et energieffektiviseringspotensial i den norske bygningsmassen på ca. 12,2 TWh per år. Rapporten viser at betydelige reduksjoner i CO₂-utslipp kan oppnås når en slik energieffektivisering bidrar til frigjøring av elektrisitet til elektrifisering av personbilparken og til elektrifisering av norsk offshorevirksomhet, eksport av frigjort elektrisitet, og utfasing av oljekjeler. Den samlede reduksjonen av CO₂-utslipp tilsvarer omtrent 6-6,5 millioner tonn per år. Det vises i tillegg at estimerte

⁷⁸ <http://ssb.no/energi-og-industri/statistikker/husenergi>;
<http://ssb.no/energi-og-industri/statistikker/entjeneste>

samfunnskostnader for å utløse potensialet tilsvarer ca. 4 øre/kWh, hvis energieffektivisering i bygg finansieres av økt elektrisitetspris.

Referanser

Baetens, R., De Coninck, R., Van Roy, J., Verbruggen, B., Driesen J., Helsen L., og Saelens D. (2012): Assessing electrical bottlenecks at feeder level for residential net zero-energy buildings by integrated system simulation, *Applied Energy*, (96):74–83.

Berggren, B., Hall, M., og Wall, M. (2013): LCE analysis of buildings – Taking the step towards Net Zero Energy Buildings, *Energy and Buildings*, (62) 381–391.

Dokka, TH., Hauge, G., Thyholt, M., Klinski, M. og Kirkhus, A. (2009): Energieffektivisering i bygninger – mye miljø for pengene!, *SINTEF Byggeforsk prosjektrapport 40*.

Dokka, TH., Sartori, I., Thyholt, M., Lien, K. og Lindberg, K.B., (2013): A Norwegian zero emission building definition, *In proceedings from Passivhus Norden*, 15–17 October 2013; Göteborg, Sweden.

EPBD (2010). Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings (recast).

Erhorn, H. og Erhorn-Kluttig, H. (2014): Selected examples of Nearly Zero-Energy Buildings, *Report for the Concerted Action on Energy Performance of Buildings*.

Georges L, Haase M, Wiberg A W, Kristjansdottir T, og Risholt B (2015): Life cycle emissions analysis of two nZEB concepts, *Building Research and Information*, (43) 82-93.

IEA (2012): Energy balance flows: OECD total, final consumption 2012, see <http://www.iea.org/Sankey/#?c=OECD Total&s=Final consumption>

IEA (2015): CO₂ emissions statistics: Factsheets, see <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/CO2-emissions-from-fuel-combustion-for-oecd-countries---2015-preliminary-edition--factsheet.html>

Meld. St. 28 (2012): Gode bygg for eit betre samfunn - Ein framtidretta bygningspolitikk, *Melding til Stortinget nr.28 (2011-2012)*.

Marszal, A. J., Heiselberg, P., Bourrelle, J. S., Musall, E., Voss, K., Sartori, I. og Napolitano, A. (2011): Zero Energy Building – A Review of definitions and calculation methodologies, *Energy and Buildings*, 43(4): 971-979.

Persson, T. (2008): Koldioxvärdering av energianvändning. *Underlagsrapport, Statens Energimyndighet*,

REHVA (2013): nZEB technical definition and system boundaries for nearly zero energy buildings: 2013 revision for uniformed national implementation of EPBD recast prepared in cooperation with European standardization organization CEN.

Sandberg, N. H., Sartori, I. og Brattebø, H. (2014): Using a dynamic segmented model to examine future renovation activities in the Norwegian dwelling stock, *Energy and Buildings*, 82(2014): 287-295.

Sartori, I. og Hestnes, A.G. (2007): Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article, *Energy and Buildings*, 39(3): 249-257.

Sartori, I., Ortiz, J., Salom, J. og Dar, U.I. (2014): Estimation of load and generation peaks in residential neighbourhoods with BIPV: bottom-up simulations vs. Velander method, *WSB Conference – World Sustainable Buildings*, 28-30 Oct., Barcelona.

Sartori, I., Napolitano, A., og Voss, K. (2012): Net Zero Energy Buildings: A consistent definition framework, *Energy and Buildings*, Volume 48, May 2012, Pages 220-232.

Sartori, I., Noris, F. og Herkel, S. (2015): Cost analysis of nZEB/Plus energy buildings, *REHVA European HVAC Journal*, Issue 3 (May-Jun) 2015.

10 Risiko, sårbarhet og beredskap ved oljeutslipp

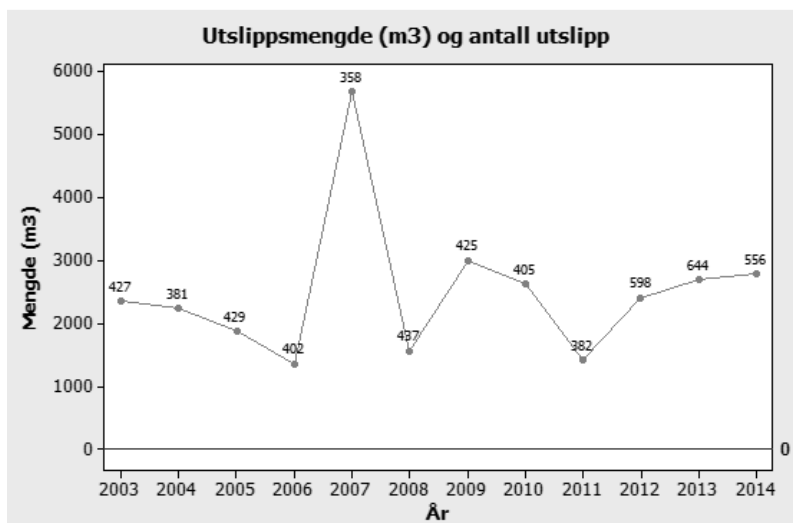
Jostein Lillestøl
Norges handelshøyskole

Beredskapen knyttet til vår oljenæring omfatter alt fra de rammevilkår som næringen gis av våre myndigheter til den frivillige som stiller seg til disposisjon for å samle opp oljerester i strandkanten. De potensielt alvorligste utslipp skjer ved akutte hendelser, der liv og helse står på spill, og temaet må derfor betraktes i en slik utvidet sammenheng. Vi vil i dette kapitlet ta opp de viktigste elementene i den totale beredskap, som krever en sikkerhetskultur med felles forståelse av grunnleggende risikobegreper. Oljeaktiviteten til havs under barske forhold har i stor grad vært premissgiver for begreps- og metodeutviklingen innen risikostyring generelt. Kapitlet er todelt: Første del gir et kort innblikk i sentrale risikobegreper, mens annen del gir et bredt bilde av beredskapen ved oljeutslipp: rammevilkårene, næringens beredskap og det offentliges beredskap i samhandling med private.

10.1 En felles risikoforståelse

Olje på avveier

Vår petroleumsaktivitet innebærer betydelig risiko for uforutsette akutte hendelser. Selv om næringen gjennom mer 40 års aktivitet kan vise til en god statistikk, er skadepotensialet stort og mangesidig, både når det gjelder liv og helse og miljø. Akutte hendelser med etterfølgende oljeutslipp kan skje ved installasjoner til havs, ved transport og ved landbaserte anlegg. Mange har over tid uttrykt bekymring over at vår beredskap ikke er god nok, og noen hevder at “føre var”-prinsippet tilsier at visse aktiviteter/prosjekter ikke burde vært tillatt. Dette er igjen aktualisert ved mulig økt aktivitet i arktiske strøk, ved boring nær iskanten og ved transporter i nye seilingsleder som har åpnet seg i nord. La oss kort se på omfanget av oljeutslipp på norsk sokkel med Kystverket som kilde.



Figur 10.1. Utslippsmengde (m³) og antall utslipp

I figur 10.1 er illustrert de årlige utslipp til sjø, antall utslipp og mengde i m³ for perioden 2003-2014. Tallene omfatter de samlede rapporterte utslipp fra offshoreaktivitet, fra skip og fra landbaserte anlegg, og fra 2012 også uidentifiserte oljeflak, som er definert som akutt forurensning. Vi ser at et betydelig antall utslipp er rapportert, og at nivået er noenlunde konstant med gjennomsnitt over perioden på om lag 2500 m³, med unntak av 2007, der vi har et avvik av en spesiell årsak, nemlig lekkasjen på Statfjord A, som alene utgjorde 4400 m³. De bakenforliggende tall kan imidlertid fortelle at, utenom denne episoden, har utslipp offshore hatt fallende tendens, mens utslipp fra landbaserte anlegg har hatt en stigende tendens.

Kostnadene ved opprydding etter akutte utslipp kan illustreres ved følgende: I 2009 havarete det Panama-registrerte lasteskipet "Full City" i Langesundfjorden. Omlag 300 m³ tungolje rant ut, og av dette ble omlag 1/3 samlet opp. Oppryddingen kom på noe over 255 mill. kroner, og var den hittil mest kostbare oppryddingen i Norge. Havarier langs norskekysten skjer i gjennomsnitt hvert annet år. Den mest kostbare oppryddingen på verdensbasis til nå fant sted etter Deepwater Horizon-ulykken i Mexico-gulven i 2010. Omlag 650 000 tonn (≈m³) rant ut, med opprydding anslått til om lag 300 mrd. norske kroner. Kostnadspotensialet er derfor enormt.

Risiko og risikostyring: Noen begreper

Definisjon: Risikoen ved en aktivitet er kombinasjonen av de mulige konsekvenser og de tilhørende usikkerheter, med symboler

$$\text{Risiko} = (C, U)$$

der C = Konsekvensene ved aktiviteten, U = Usikkerheten om C.

Denne generelle definisjonen er ikke begrenset til negative konsekvenser, og omfatter også verdiskaping ved å ta risiko. Risikostyring vil derfor bestå i å balansere verdiskaping og forhindre tilbakeslag. Ofte betraktes risiko i tilknytning til en bestemt uønsket hendelse. En mulig symbolsk definisjon er da:

$$\text{Risiko} = (B, U) + (C_B, U)$$

der B = Mulig uønsket hendelse, C_B = Mulige konsekvenser, gitt den initierende hendelse B og U = Usikkerhet. Her kaller vi det andre leddet i "summen" for sårbarhet.

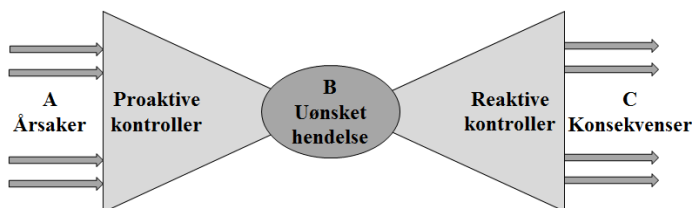
Denne definisjonen av risiko er godt tilpasset arbeidet for helse, miljø og sikkerhet (HMS). Det er også forenlig med slik en ingeniør vanligvis oppfatter risiko. Disse tenker seg typisk risiko som konsekvens multiplisert med sannsynlighet, dvs. som en forventet verdi, mens økonomer heller bruker ordet risiko om (negative) avvik fra forventning. Definisjonen ovenfor åpner imidlertid for å representere usikkerhet på andre måter enn med sannsynligheter, noe som ofte kan være nyttig i praksis. En mulig generell definisjon av risikostyring i vår kontekst er

Definisjon: Risikostyring = Systematisk bruk av ledelsespolitikk, prosedyrer og metoder for å identifisere, analysere, evaluere, håndtere og kommunisere risikoproblemer.

Det er utarbeidet generelle internasjonale standarder for risikostyring: Prinsipper og retningslinjer (NS-ISO 31000), Metoder for risikovurdering (NS-ISO 31010). Med risikovurdering menes den samlede prosess bestående av risikoidentifisering, risikoanalyse og risikoevaluering. Det er også en rikholdig litteratur som kan belyse ulike sider ved temaet risikostyring. En bred fremstilling med vekt på petroleumssektoren er gitt av Aven og Vinnem (2007).

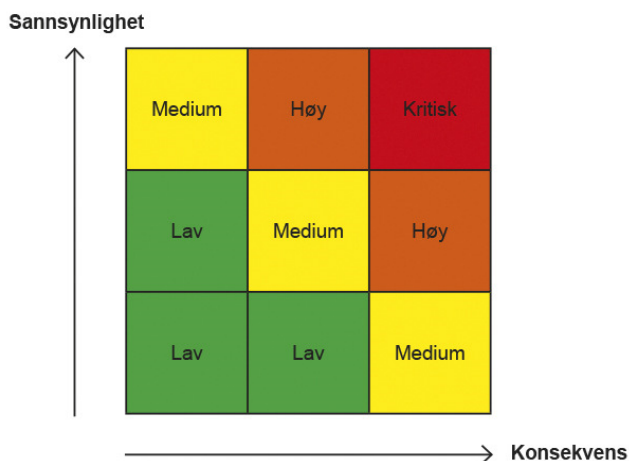
Risikovurdering

En typisk kontekst for en risikovurdering (se figur 10.2) er når vi har en initierende hendelse (B) fulgt av et utfall eller konsekvens (C). Før den initierende hendelse tenker vi oss de mulige årsaker (A), slik at $A \rightarrow B \rightarrow C$. Vi tenker oss på den ene siden proaktive kontroller, som skal forhindre at den uønskede hendelsen inntreffer, og på den annen side reaktive kontroller, som skal forhindre at en skjedd uønsket hendelse får negative konsekvenser. I begge sammenhenger blir ordet barrierer benyttet.



Figur 10.2. Kontekst for risikovurdering

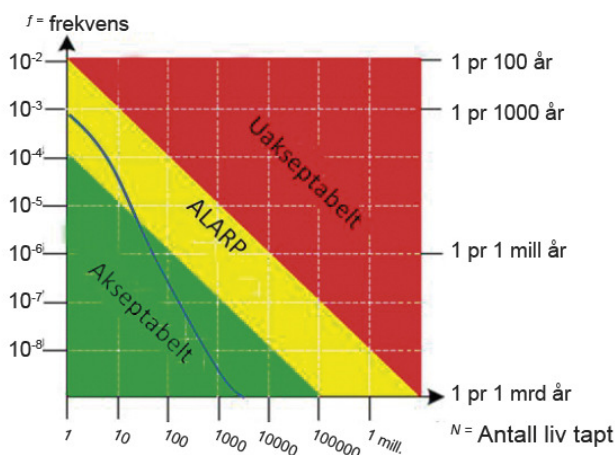
Til hjelp i risikovurderingen fins en rekke ulike metoder som spenner over enkle tabellariske metoder til avanserte statistiske metoder (se f.eks. NS-ISO 31010). Vi nøyer oss her med å trekke fram den såkalte risikomatrisen, som i sin enkleste form kan se ut som i figur 10.3.



Figur 10.3. En enkel risikomatrise

I figuren har vi tre kategorier (Lav, Medium, Høy) etter økende grad av negativ konsekvens langs den horisontale akse og økende grad av sannsynlighet (Lav, Medium, Høy) på den vertikale akse. Økende risiko svarer da til å gå i nordøstlig retning, og boksene er gitt navn (Lav, Medium, Høy, Kritisk) og fargelagt i henhold til dette. Fargen kan korrespondere med graden av nødvendighet for tiltak for å redusere risikoen. I praksis velges antall kategorier på hver akse som mest tjenlig for den aktuelle kontekst. På noen områder har man tilrettelagt skåringskjemaer, med klare definisjoner på hver kategori, ofte i form av verbale beskrivelser framfor tallmessige verdier, for at flest mulig skal kunne forholde seg til skåringen. Eksempelvis, dersom både sannsynlighet og konsekvens graderes på en skal fra 0 til 10, og produktet brukes som sammenfattende mål, blir variasjonsområdet for produktet fra 0 til 100. Dersom man har klarlagt hvilke grenser som betyr henholdsvis lav, medium, høy og kritisk risiko, fargelegges boksene i 11x11 matrisen i henhold til dette. Dersom man går gjennom de mulige risikosituasjoner/hendelser, kan resultatet for hver enkelt føres inn i den aktuelle boks i risikomatrisen. Med dette håper man å kunne gi et oversiktlig bilde av risikosituasjonen, og hvilke tiltak som bør prioriteres. Risikomatrisen blir typisk brukt i rapporter for å formidle risikobildet.

Et fruktbart tankesett innen risikostyring er det såkalte ALARP-prinsippet (“as low as reasonably practicable”). Med et gitt risikomål R tenker en seg fastlagt risikonivåer $R_1 < R_2$, slik at $R < R_1$ er akseptabelt, $R > R_2$ er uakseptabelt, mens når $R_1 < R < R_2$ skal en arbeide for å redusere risikoen så mye som praktisk mulig, der også økonomiske vurderinger kommer inn. Vi illustrerer her ALARP-prinsippet i forbindelse med prioritering av tiltak for å redusere risikoen for tap av liv. Figur 11.4 gjengir et såkalt fN -diagram, der vi har kombinasjoner av antall liv tapt (N) og tilhørende sannsynlighet (f), med markert akseptabelt område (grønt), uakseptabelt område (rødt) og et mellomområde (gult). Den sorte linjen angir den foreliggende risikoprofilen på årsbasis, etablert på grunnlag av bakenforliggende risikoanalyser.



Figur 10.4. Et fN -diagram og ALARP-prinsippet

Her ser vi at sannsynligheten for et tapt liv er 10^{-3} , mens ti tapte liv har sannsynlighet 10^{-5} . I denne situasjonen er det nødvendig med ytterligere proaktive eller reaktive tiltak som kan bringe hele kurven ned i det akseptable området. Et mellomområde (ALARP) er praktisk i en beslutningskontekst. I et forprosjekt vil ovenstående profil kunne være tilstrekkelig for å gi klarsignal for videreføring, under forutsetning av at risikoreduserende tiltak finnes underveis, mens prosjektet ikke videreføres dersom kurven hadde krysset den røde sonen. I møte med et fN -diagram vil det være naturlig å spørre seg: Er kurven for optimistisk? Vi må da gå til de bakenforliggende risikoanalysene. Vi kan også spørre: Hva er akseptable risikonivåer for prosjekter som angår oss alle (“tredjepart”)? Tall for individrisiko som ofte forekommer i slike analyser er: dødssannsynlighet pr. år $< 10^{-6}$ akseptabel, $> 10^{-4}$ uakseptabel, mens området i mellom utgjør ALARP.

Ved prioritering av tiltak trenger man å vurdere grad av alvorlighet for ulike typer skader, vurdere dem opp mot hverandre, til og med sammenligne hva mange skadde betyr mot én død. Mange vil nok føle at en slik kvantifisering er uetisk, men en avveining vil i praksis ligge implisitt i de prioriteringer av risikoreduserende tiltak som gjøres i alle fall, og det er ikke noe bedre alternativ å undslå disse i en risikorapport. Her er eksempel på kategorisering: Neglisjerbar = En mindre skade, Marginal = En alvorlig eller flere mindre skader, Kritisk = En omkommet eller mange alvorlige skader, Katastrofal = Tap av flere liv. Begrepet “Equivalent fatalities” er et forsøk på å kvantifisere,

og følgende metrikk har vært brukt: 1 dødsfall = 10 alvorlig skadde = 100 mindre skadde (noen setter heller 200).

ALARP-prinsippet er etter hvert etablert som det rådende styringsprinsipp i oljenæringen så vel som hos de regulerende myndigheter. ALARP-prinsippet erstatter eksakte (og ofte vilkårlige) akseptgrenser, som ikke inviterer til forbedring så lenge man holder seg på rett side. I et ALARP-område vil et risikoreducerende tiltak bli utelukket først når en kan vise at kostnadene er ute av proporsjon i forhold til effekten. Prinsippet tilrettelegger for søken etter gode løsninger, også der alt ikke lar seg kvantifisere i økonomiske termer.

En mulighet for å bringe dødsrisiko inn i kostand-effekt analyser er å benytte den såkalte “verdien av et statistisk liv” (VSL). Dette er akseptert kostnad per forventet spart liv, dvs. det beløp samfunnet er villig til å betale for å redusere forventet antall omkomne med ett individ. I Norge er dette for tiden satt til 30 mill. kroner. Dette blir brukt i samfunnsøkonomiske analyser av tiltak i sektorer der det er tilgjengelig statistikk for effekten av offentlige tiltak. Dette gjelder for eksempel verdsetting av tiltak for å redusere dødsrisikoen i veitrafikk. Det er ikke like aktuelt i sektorer med få dødsfall under mer spesielle forhold, slik tilfellet er i oljesektoren. Man kan spørre seg om hvilken vurdering av et statistisk liv som implisitt ligger i valget av risikoreducerende tiltak i oljenæringen sammenlignet med andre sektorer. Dødsrisikoen ved arbeid i oljenæringen er betydelig lavere enn i jordbruk, skogbruk og fiske, og det investeres trolig mer for å spare liv her enn i de fleste andre næringer. Dette kan sees i sammenheng med at en dårlig statistikk vil kunne ha avgjørende betydning for videreføring av næringen på sokkelen og i arktiske strøk.

“Føre-var”-prinsippet

Med “Føre-var”-prinsippet menes her det engelske “The Precautionary Principle”, et instrument for å treffe beslutninger i situasjoner med stort farepotensiale, og der vanlig risikoanalyse ikke kan avklare risikobildet, og vanlige risikobaserte beslutningsstøtteverktøy ikke er til hjelp. Dette i motsetning til det risikobaserte forsiktighetsprinsipp (“Cautionary Principle”). At denne nyansen ikke er til stede i norsk språkdrakt, og at “føre-var” også har en dagligdags betydning, har medført betydelige misforståelser. Prinsippet finnes i ulike versjoner, som kan ha nokså ulike implikasjoner for dets praktisering. Dette kan illustreres ved de to vidtfaavnende FN-versjonene, den første vedtatt på FN’s konferanse for miljø og utvikling i Rio de Janeiro i 1992

(prinsipp 15), den andre etablert av FN's organ for utdanning, vitenskap og kultur UNESCO i 2005.

1. *“Where there are threats of serious or irreversible damage, lack of full scientific certainty shall not be used as a reason for postponing cost-effective measures to prevent environmental degradation”* (UNEP, 1992).
2. *“When human activities may lead to morally unacceptable harm that is scientifically plausible but uncertain, actions shall be taken to avoid or diminish that harm* (UNESCO/ COMEST 2005)”.

Den første uttrykker en mulighet, den andre en forpliktelse. Ved Rio-konferansen ønsket Europa en mer forpliktende ordlyd, mer i retning av vedtakene på Nordsjøkonferansene i 1987 og 1990, men måtte inngå kompromiss med USA som slett ikke ønsket det. I årene som fulgte ble Føre-var prinsippet heftig debattert. På den ene siden var de som så FN-vedtaket som utilstrekkelig, med passiviserende ord som “serious”, “irreversible” og “cost-effective“, og helt på den annen side de som så prinsippet som en trussel mot økonomisk og individuell frihet. Vi ser at UNESCO-versjonen vektlegger etiske verdier, uavhengig av sosio-økonomiske konsekvenser. Den var et forsøk på å fange opp essensen i de mange forslag som forelå, og som var forenlig med at prinsippet kommer til anvendelse ved (i) utilstrekkelig vitenskapelig grunnlag om årsakssammenheng, sannsynlighet, omfang eller karakteren av en hendelse/et scenario og (ii) mulighet for uakseptabel skade er etablert, dvs. framlagt vitenskapelig, og vanskelig å tilbakevise vitenskapelig. Praktiseringen av dette “Føre-var“-prinsippet krever en nærmere utdyping av hva vitenskapelig usikkerhet skal bety, og det har stått strid om dette. Prinsippet er ment å brukes der vanlige risikoanalyser og prioriteringsmetoder ikke strekker til (ved *“scientific complexity, uncertainty and ignorance“*). Det mister sin kraft dersom det blir brukt som trumfkort ved enhver faglig uenighet. Dette kan illustreres ved argumentasjonen knyttet til økt aktivitet i sårbare arktiske områder. Man kan hevde at vitenskapelig sett er skadepotesialet og årsakssammenhenger klarlagt og vanlig risikoanalyser kan brukes, slik at “Føre-var“-prinsippet ikke kommer til anvendelse, selv om det er uenighet om sannsynlighetene. Blant de mange forsøk på klargjøring av “Føre-var“-begrepet nevnes her: EU-kommisjonen (2000), Europeiske miljøbyrået (EEA, 2004), UK Health and Safety Executive (HSE, 2002), Den nasjonale komite for forskningsetikk i vitenskap og teknologi (NENT, 1997, 2009).

10.2 Beredskap i norsk petroleumsvirksomhet

Rammer for norsk petroleumsvirksomhet

Rammene for norsk petroleumsvirksomhet etter 2010 er gitt i Stortingsmelding nr. 28 (2010-2011): “En næring for framtida – om petroleumsvirksomheten”, vedtatt av Stortinget 19.11.2011. Kapittel 7: Det ytre miljø, beredskap og sikkerhet innledes med

“Hensyn til andre næringer og ivaretagelse av det ytre miljø har fra starten vært en integrert del av forvaltningen av petroleumsvirksomheten. Det er gjennom 40 år utviklet et omfattende virkemiddelapparat som ivaretar hensynet til andre næringer og det ytre miljø i alle faser av virksomheten – fra åpning av nye områder, via tildelinger av konsesjoner, leting, utbygging og drift og fram til avslutningen av et felt.”

En mer omfattende rapport om helse, miljø og sikkerhet (HMS) var gitt tidligere i Stortingsmelding nr.7 (2001-2002) – “Om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomhet”. To utsagn herfra er verd å merke seg:

1. *“Viktige oppgaver for myndighetene er å sette rammene for helse, miljø og sikkerhet i virksomheten og å påvirke og følge at næringen styrer virksomheten slik at HMS-nivået til enhver tid er forsvarlig.” (3.1)*
2. *“Regjeringen vil at petroleumssektoren skal være en foregangsnæring med sterk fokus på helse, miljø og sikkerhet på alle nivå i virksomheten og som har “kontinuerlig forbedring” og “føre-var” som grunnleggende prinsipper” (1.4).*

Den norske petroleumssektoren har fra starten vært førende på dette området, godt hjulpet av ”Den norske forvaltningsmodellen” med det tredelte perspektivet: arbeidsgiver, arbeidstaker og myndigheter. Den kan karakteriseres ved stikkordene: deltakelse, dialog og ansvarlighet, funksjonsbaserte reguleringer og systembasert tilsyn, koordinerte tilsynsmyndigheter, fokus på internkontroll og kvalitetsstyring, helse-, miljø- og sikkerhetskultur, forskningsorientering. Hovedorganisasjonene i tre-part samarbeidet er:

- (i) Industrien: Norsk Olje og Gass (tidligere Oljeindustriens landsforening, OLF).
- (ii) Myndighetene: Oljedirektoratet (OD) og Petroleumstilsynet (PTIL).
- (iii) Arbeidstakere: Sammenslutningen av fagorganiserte i energisektoren (SAFE), Fagforbundet for Industri og Energi (IE), Fellesforbundet, Lederne.

Det tredelte perspektivet har blant annet medført et felles engasjement for å

- forbedre sikkerheten i offshore petroleumsvirksomhet
- redusere risikoen for personskader og større ulykker
- forbedre tilliten til næringen blant arbeidstakerne og deres familier
- styrke tilliten og samarbeidet mellom partene i næringen
- forbedre tilliten til næringen blant befolkningen ellers

Lover knyttet til petroleum som risikoaktivitet er i hovedsak: Petroleumsloven, Arbeidsmiljøloven, Brann- og eksplosjonsvernloven og Forurensingsloven. Petroleumstilsynet fører tilsyn med disse, med unntak av Forurensingsloven som ligger under Miljødirektoratet. Petroleumstilsynet håndhever også forskriftene til Helse, miljø og sikkerhet (HMS) på området. Mens forskriftene tidligere begrenset seg til aktivitetene til havs, ble de nye forskriftene fra 2010 restrukturert til å passe bedre med helheten av aktiviteter til havs, transport og på land. Forskriftene er risikobaserte med vekt på prinsipper for risikoreduksjon, hva angår ulykker, personskader, helseskader og miljøskader. Forskriftene gir imidlertid foretakene stor frihet til å velge sine akseptkriterier og sine løsninger, men står likevel til fullt ansvar for sine aktiviteter, der sikkerhet er å betrakte som et lederansvar.

Nasjonal beredskap mot akutt forurensning

Beredskap knyttet til miljørisiko, herunder oljeforurensning, følger av Forurensningslovens kapittel 6 Akutt forurensning (§§38-47), som beskriver en beredskapsplikt (§43), en aksjonsplikt (§46) og en bistandsplikt (§47). Med akutt forurensning menes forurensning av betydning, som inntreffer plutselig og som ikke er tillatt ifølge Forurensningsloven.

Ansvar for den nasjonale beredskapen mot akutt forurensning som følge av virksomheten til havs (petroleumsnæring og skipstrafikk) ligger hos Kystverket og Miljødirektoratet. Kystverket har ansvaret for drift, utvikling og aksjon, samt samarbeidet med kommuner og private om dette. Kystverkets samarbeid med kommuner og fylkeskommuner skjer gjennom de såkalte interkommunale utvalg mot akutt forurensning (IUA) og med det private gjennom Norsk Oljevernforening for Operatørselskap (NOFO). Den nasjonale beredskapen er således tredelt, bestående av en statlig, en kommunal og en privat del. Miljødirektoratet på sin side stiller beredskapskrav til kommuner og privat virksomhet, og kontrollerer at disse kravene følges. Direktoratet har også en rådgivende funksjon i oppståtte miljøproblemer som følge av akutte utslipp.

For kommuner og fylkeskommuner utgjør dette bare en del av den totale beredskap, og tiltak må vurderes og prioriteres i sammenheng med denne.

En beskrivelse av risikobildet for akutte utslipp gis i årsrapportene “Kystverkets beredskap mot akutt forurensning” og annet materiale tilgjengelig på Kystverkets hjemmeside www.kystverket.no, herunder rapporten “Norsk oljevernberedskap – rustet for fremtiden?” fra et regjeringsoppnevnt utvalg i 2015. Fra Miljødirektoratets hjemmeside www.miljodirektoratet.no kan en finne en rekke rapporter og veiledninger angående beredskap mot akutt forurensning, på statlig og kommunalt nivå, spesielt hva angår analyse, dimensjonering og prioritering (publisert av det tidligere Statens Forurensningstilsyn SFT).

Norsk Oljevernforening for Operatørselskap (NOFO) ivaretar oljevernberedskapen på norsk sokkel, i åpent farvann, i kystnære områder og i strandsonen, på vegne av 30 operatørselskap. NOFO's beredskap er lokalisert ved fem strategisk plasserte oljevernbaser langs norskekysten med personell, utstyr og fartøy klar til aksjon hele døgnet. Felles ressurser og standardiserte prosedyrer skal gjøre beredskapen mer kostnadseffektiv for medlemsbedriftene, samtidig som det skal gi best mulig grunnlag for samhandling med den offentlige beredskapen. Det holdes årlige øvelser på egne baser og fartøy og med medlemselskapene, samt årlige samtreningsovelser der Kystverket, kommuner og andre samarbeidspartnere deltar. NOFO har avtale med 21 IUA'er fra Vest-Agder i sør til Øst-Finnmark i nord.

Beredskapen i landets kommuner er organisert i 34 beredskapsregioner med hver sin IUA, dvs. Interkommunalt utvalg for akutt forurensning, som ivaretar beredskaps- og aksjonsplikten. Den kommunale beredskapen er basert på risikovurderinger av normal virksomhet i kommunen, og er dimensjonert for å håndtere mindre akutte utslipp.

Risiko og beredskap i oljenæringen

I tillegg til pålegg fra myndighetene må petroleumsnæringen forholde seg til standarder, internasjonale (ISO, EN) eller nasjonale (NORSOK). NORSOK-standardene er utviklet av partene i oljenæringen for å oppnå nødvendig sikkerhet, verdiskaping og kostnadseffektivitet for eksisterende og framtidig petroleumsvirksomhet. Standardene er tilpasset det norske sikkerhetsregimet og harde klimatiske forhold, og har i stor grad påvirket utviklingen av de tilsvarende internasjonale standardene. Av spesiell interesse her er NORSOK

Standard Z-013 Risk and Emergency Preparedness (2001, rev.3: 2010). Her presenteres krav til planlegging, gjennomføring og bruk av beredskapsanalyse som bidrag i en beslutningsprosess med en sunn teknologisk og organisatorisk forankring. Standarden dekker analyse av risiko og ulykkesberedskap ved boring, produksjon og transport av petroleumsressurser, samt alle installasjoner og fartøyer som er involvert i aktivitetene, men omfatter ikke landbaserte anlegg. Standarden dekker arbeidsulykker, mens helseaspekter er dekket av helse- og miljøstandarder. Standarden dekker følgende tema: Etablering og bruk av risikoaksept-kriterier, Planlegging, gjennomføring og bruk av risiko- og beredskapsanalyse, Spesielle krav til kvantitativ risikoanalyse, Risiko- og beredskapsanalyse i livssyklusfasene. NORSOK Z-013 har referanser til forskrifter og andre standarder (ISO, IEC) og veiledninger, bl.a. Oljedirektoratets Forskrift for HMS.

De alvorligste miljørisikoene i petroleumsnæringen, utenom tap av liv som følge av eksplosjon og havari eller lignende, er knyttet til oljeutslipp. Her er risikoen og sårbarheten knyttet til tre faktorer:

- Sannsynligheten for utslipp
- Omfanget av utslippet (rate og varighet)
- De berørte: Menneske og fauna

En veiledning med utgangspunkt i disse tre faktorene er “Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA)” fra 1999, revidert i 2007 og med en oppfølging i 2014, som spesielt tar for de spesielle utfordringer ved virksomhet nær iskanten i Arktis. MIRA er utarbeidet av Det Norske Veritas (DNV) på vegne av Oljeindustriens Landsforening OLF (nå Norsk Olje og Gass) i samarbeid med de store operatørselskapene på norsk sokkel. Formålet med denne veiledningen er

- Følge pålagte forskrifter og regler fra myndighetene.
- Vurdere om selskapets akseptkriterier og miljømål møtes.
- Styre og redusere miljørisiko fra virksomheten best mulig.
- Brukes som beslutningsstøtte i prosjektene.
- Fremlegge dokumentasjon på miljørisiko for miljømyndigheter og andre offentlige instanser.
- Dokumentasjon for publikum generelt (berørte parter/kommuner etc.).
- Danne et best mulig grunnlag for valg og dimensjonering av risikoreduserende tiltak, herunder oljevernberedskap.

MIRA beskriver analyse av miljørisiko som en prosess, der informasjon om mange aspekter samles og bearbeides på en systematisk måte. Elementene i en analyse av miljørisiko er i hovedsak:

- Akseptkriterier for miljørisiko.
- Utslippsscenarioer (sted, tid, oljetype, rate, varighet, forløp).
- Vind- og strømdata.
- Forekomst av biologiske ressurser i influensområdet.
- Ressursenes verdi (vitenskapelig verdi, verneverdi etc.)
- Ressursenes sårbarhet overfor oljeforurensning på individ-, populasjons- og samfunnsnivå.

MIRA beskriver kravene til disse elementene. Miljørisikoanalysen vil typisk omfatte kvantitative delanalyser av en rekke forhold, eksempelvis

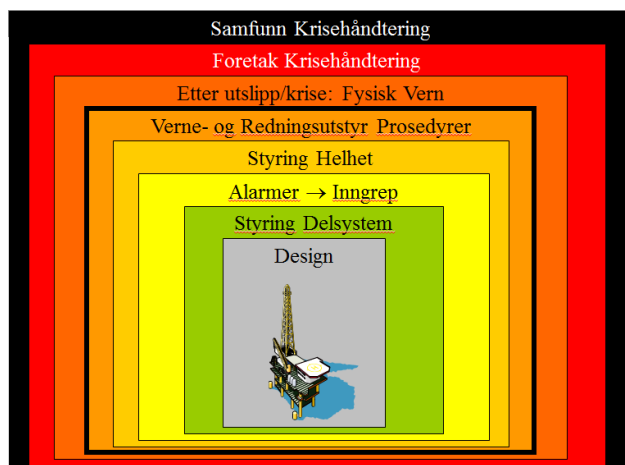
- Simulering av spredning av olje, drift på overflaten, innblanding i vann, fordampning.
- Beregning av eksponering (dose) i sårbare områder, for bestander, natur og samfunn.
- Beregning og vurdering av forurensningseffekter (respons) på biologiske ressurser.
- Beregning av skadeomfang for ressursgrupper eller utvalgte miljøkomponenter.
- Beregning av miljørisiko for utvalgte komponenter, med spesifisering av risiko for geografiske områder, årstider, ressursgrupper, aktivitetstyper og hendelser.
- Samlet vurdering av miljørisikoen opp mot akseptkriterier eller andre miljømål.

MIRA beskriver miljøanalyse på tre metodiske nivåer med ulik detaljeringsgrad, kalt henholdsvis referansebasert, eksponeringsbasert og skadebasert analyse. En referansebasert analyse har begrensede krav til inngangsdata, og kan greie seg med referanser til tidligere relevante analyser for det aktuelle området. En eksponeringsbasert analyse regner ut sjansen for at sårbare ressurser innen berørt område skal bli påført skade, mens en skadebasert analyse beregner skadegrad og restitusjonstid for utvalgte arter, bestander og habitater i det potensielt berørte området. Et velvalgt knippe miljøkomponenter som anses å være gode indikatorer for miljørisiko ved akutte oljeutslipp, betegnes Verdsatt Økosystem Komponent (VØK). Følges

MIRA sine anbefalinger, vil miljøanalyser foretatt av ulike operatørselskap og for ulike installasjoner i større grad kunne være sammenlignbare.

På grunnlag av risiko- og konsekvensanalyser ønsker en å etablere forebyggende tiltak og tiltak dersom uhellet skulle skje. Oljevernberedskap inngår i hele livssyklusen til et utbyggingsprosjekt, fra leteboring, via produksjon til terminering. Her inngår betraktninger om alt fra det fysiske materielle, som design av plattform og utstyr, til det immaterielle, som prosedyrer og samhandlingsmønstre, i videste forstand sikkerhetskulturen. Valg av beredskapsløsninger tas på grunnlag av anslått effektivitet (kostnad-nytte) for reduksjon av miljørisiko, der en tar omsyn til det forventede risikobildet etter iverksetting iht. etablerte prinsipper, f.eks. ALARP-prinsippet.

Offshore petroleumsindustrien bruker ofte betegnelsen barrierer og barriereanalyse. En barriere tar sikte på (i) å hindre at uønskede hendelser skjer og (ii) redusere konsekvensene av en uønsket hendelse. Det er typisk barrierer på flere nivåer, der en må ta omsyn til operasjonelle, organisatoriske og menneskelige forhold. En barriereanalyse tar sikte på å identifisere (kombinasjoner av) risikofaktorer, og studere deres kritiske betydning, samt finne og vurdere effekten av ulike aktuelle risikoreduserende tiltak. I figur 10.5 er en illustrasjon av barrierer mot oljeutslipp eller konsekvensen av slike fra en oljeinstallasjon. De kommer lagvis utenpå hverandre, som lagene i en løk. De fem innerste lagene er knyttet til det som skjer på installasjonen, og de tre ytterste til det som skjer etter at utslipp har skjedd.



Figur 10.5. Barrierer mot oljeutslipp

Aller innerst har vi selve designen av plattform, boreutstyr og systemer tilknyttet dette. Deretter kommer styring av disse, og så alarmer som medfører inngrep, f.eks. rask nedstengning og trygging av personell. Dette kan innebære teknisk avansert utstyr og automatiske varslingsystemer knyttet opp mot fastlagte prosedyrer.

Et stort utslipp av olje som driver mot land kan få dramatiske konsekvenser, og i en beredskapsplan er det naturlig å forestille seg fire nivåer for sikkerhetsbarrierer fra plattformen og inn mot land:

1. Nær installasjonen/kilden
 - Beredskapsfartøy med oljevernutstyr (lenser, opptaksutstyr) iht norsk standard
 - Helikopter for evt. evakuering
 - Mobilisering av neste sikkerhetsbarriere (i samarbeid med myndighetene og NOFO)
2. Langs drivbanen for et utslipp
 - Fjernmåling (infrarøde kameraer, oljedetekterende radar, meddrivende signalbøyer)
 - Havgående oppsamlingssystemer
3. Kystsonen
 - Kommunal beredskap og opplæring (f.eks. gjennom IUA)
 - Utstysdepoter (f.eks. egnede lenser og opptaksutstyr betjent av mindre fartøy)
 - Samarbeid med lokale kystfiskere (utlegging av lenser og oppsamling)
4. Strandsonen
 - Kommunal beredskap og opplæring
 - Akutfase: Mobilisering av innsatsgrupper og forflytning av personell og utstyr
 - Langsiktig fase: Oppsamling og rengjøring

Risiko og beredskap sett fra tilsynsmyndighet

Petroleumstilsynet (PTIL) har ansvaret for tilsyn med olje- og gassvirksomheten på norsk sokkel. Kunnskap om regelverk, tilsynsrapporter og prioriteringer er tilgjengelig på deres nettsted www.ptil.no. Her finnes bl.a. årlige rapporter kalt Risikonivå i norsk petroleumsvirksomhet (RNNP). Dette er et prosjekt i regi av PTIL med formål å måle og rapportere utviklingen i

risikonivået på norsk sokkel, der man overvåker personrisiko og risiko for akutte utslipp. Her kan innrapporterte hendelser gi et godt bilde, men for risikoen for storulykker er det vanskelig å basere seg på slik statistikk. Her benyttes en rekke risikoindikatorer, basert på definerte fare- og ulykkes-situasjoner som anses kritiske, og som deretter sammenfattes til et totalmål for sikkerhetsnivået. RNNP omfatter alle produksjons- og flyttbare innretninger på norsk sokkel, persontransport med helikopter fra avgang/ankomst fra helikopterterminaler til landing/avgang på innretningene, bruk av fartøyer innenfor sikkerhetssonen rundt innretningene og åtte spesifiserte landanlegg. Resultatene er presentert i årlige RNNP- rapporter (fra og med 2000) som vanligvis kommer i april, med vekt på person- og helserisiko. Med disse håper man å få et mer helhetlig bilde av ulykkesrisikoen og bidra til en omforent forståelse av utviklingen av risikonivået blant partene i næringen. Fra og med 2009 foreligger egne rapporter om akutte utslipp til sjø fra norsk sokkel (RNNP-AU), som kommer om høsten, og kan gi et grunnlag for vurdering av miljø- og samfunnsrisiko. I alt er definert ni mulige tilløpshendelser (såkalte DFU'er) og tre typer følgehendelser, grovt sagt utblåsning, brann/eksplosjon, konstruksjonsskade. For hver DFU beregnes sannsynligheten for at en tilløpshendelse kan resultere i akutte utslipp til sjø.

Kommunalt ansvar: ROS-analyse

Sivilbeskyttelsesloven med forskrift om kommunal beredskapsplikt pålegger våre kommuner å arbeide med samfunnssikkerhet på en helhetlig og systematisk måte, integrert i kommunens plan- og budsjettarbeid og i samarbeid med private, regionale og statlige aktører. Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) har utarbeidet en veiledning til forskriften (2012). Videre fremkommer krav om risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) i Plan- og bygningsloven og i Forurensningsloven, med tilhørende forskrifter. Plan- og bygningsloven uttrykker det slik:

§ 4-3 Samfunnssikkerhet og risiko- og sårbarhetsanalyse

Ved utarbeidelse av planer for utbygging skal planmyndigheten påse at risiko- og sårbarhetsanalyse gjennomføres for planområdet, eller selv foreta slik analyse. Analysen skal vise alle risiko- og sårbarhetsforhold som har betydning for om arealet er egnet til utbyggingsformål, og eventuelle endringer i slike forhold som følge av planlagt utbygging. Område med fare, risiko eller sårbarhet avmerkes i planen som bensynssone, jf. §§ 11-8 og 12-6. Planmyndigheten skal i arealplaner vedta slike bestemmelser om utbygging i sonene, herunder forbud, som er nødvendig for å avverge skade og tap.

Dette dreier seg altså i hovedsak om å forhindre at det introduseres ny risiko og sårbarhet. Målsettingen med ROS-analysen er:

- Gi en oversikt over forhold som kan innebære risiko
- Evaluere risiko (konsekvenser og sannsynligheter) opp mot akseptkriterier
- Identifisere og rangere risikoreducerende tiltak

En ROS-analyse vil kunne være forholdsvis enkel eller mer omfattende, alt etter karakter og omfang av det aktuelle prosjekt/tiltak. Til hjelp i arbeidet har DSB utarbeidet “Temaveileder: Samfunnssikkerhet i plan- og bygningsloven”. På enkelte felter har en egne forskrifter, veiledere og standarder. Den mer generelle “Norsk Standard NS 5814 Krav til risikovurderinger” blir av DSB anbefalt brukt som veileder, dersom ikke mer veltilpasset veiledning fins. En ROS-rapport skal kunne kommunisere risikobildet og konklusjonene på en god måte til alle berørte parter, gjerne med bruk av velegnet grafikk.

Beredskapen mot akutt forurensning skal være tuftet på miljørisikovurderinger og nedfelt i planer som under visse vilkår godkjennes av Miljødirektoratet. I sitt arbeid kan kommunene finne støtte i direktoratets veiviser i kommunal miljøforvaltning (se www.miljokommune.no). Her finnes veiledere som angår de fleste sider ved beredskapen mot akutt forurensning, herunder identifikasjon av sårbarhet og prioritering av ressurser, samt veiledning for de interkommunale utvalgene (IUA). I veiledningene inngår Modellene for oljevernberedskap (MOB-land og MOB-sjø). Disse er prioriteringsredskap som sammenfatter fire faktorer for hver aktuell miljøressurs, et begrep som er nærmere presisert. Miljøressursene faller i grupper av ulik karakter for marin beredskap: Sjøfugl og deres habitat, sjøpattedyr og deres habitat, fiskebestander, benthossamfunn, strandtyper, spesielle verneområder, friluftsområder, naturbaserte næringer. De fire vurderingsfaktorene er:

1. Naturlighet: Er ressursen naturlig forekommende eller introdusert?
2. Erstattbarhet: Kan ressursen erstattes økonomisk?
3. Verneverdi: Hvilken verneverdi har ressursen?
4. Sårbarhet: Hvilken sårbarhet har ressursen overfor olje?

For hver miljøressurs gis en heltallig skår på hver av de fire faktorene, som så multipliseres sammen til en prioriteringsverdi for ressursen med verdiområde 0-36, som igjen gir opphav til seks prioriteringskategorier (prioritet A-E eller ingen prioritet), som i noen tilfeller er enklere å formidle. Eksempelvis gis skår 2 til en ressurs som er naturlig forekommende, mens en introdusert ressurs gis

skår 1 (som kanadagås, matfiskanlegg og kulturlandskap). For erstattbarhet gis skår 2 til ressurser som ikke kan kompenseres fullt ut med økonomiske virkemidler, mens skår 1 gis til det som kan kompenseres fullt ut, noe som typisk gjelder de fleste introduserte ressurser. For verneverdi er skåringen: ubetydelig (0), lokal (1), regional (2), nasjonal eller internasjonal (3). Begrepet verneverdi er utdypet og noe veiledning gis for sammenfatning av ulike aspekter. For sårbarhet gis skårene 0, 1, 2 og 3 for henholdsvis ingen, lav, midlere og høy sårbarhet. I denne faktoren inngår også restitusjonsevne.

Enhver landbasert aktivitet som håndterer giftige eller farlige kjemikalier innebærer farer som kan få dramatiske konsekvenser, for materielle verdier, mennesker og miljøet. Ulykker kan skje i produksjon, lagring og transport (spredning, brann, eksplosjon). Det påhviler både aktørene og myndighetene et ansvar for å fange opp slik aktivitet i sine risiko- og sårbarhetsanalyser. En kommune må også kunne forholde seg til en utbyggers risikoanalyser i prosjekter som kan tilføre omgivelsene nye farer. Slike analyser er en viktig del av grunnlaget for å gi tillatelse til prosjektet.

Det er ikke til å komme bort fra at enkelte risikoanalyser undervurderer risikoen. Det er i hovedsak to måter dette kan skje på:

- Overse mulige risikosituasjoner, for eksempel kombinasjoner av uheldige faktorer som hver for seg synes ubetydelige.
- Anta uberettiget at hendelser er uavhengige av hverandre og så anvende multiplikasjonsregelen for sannsynligheter. Et produkt av flere små sannsynligheter blir dermed tilsynelatende mikroskopisk (kalt “salami slicing”).

En kommune kan imidlertid ikke forventes å ha oversikt over alle muligheter for akutt forurensning. Det kan være flere årsaker til det: manglende ressurser eller kunnskap til å få oversikt, eller at hendelser inntreffer som følge av uforstandig eller kriminell adferd, som man vanskelig kan gardere seg 100 % imot. I noen tilfeller skjer det utenkelige (“Sorte svaner”).

Andre aktører og voktere

Norwegian Oil Spill Control Association (NOSCA) er en kunnskapsbase for næringen og det offentlige, med sikte på å forbedre praksis med omsyn til både forebygging av og reaksjonsmåter ved akutte utslipp. Organisasjonen har 30 aktive medlemmer pr 2015, og den samarbeider med tilsvarende organisasjoner med tilsvarende formål utenom Norge. I denne forbindelse kan også nevnes

forskningsprogrammene Oljevern 2010 og Oljevern 2015 i regi av Kystverket og NOFO, som i hovedsak går på produktutvikling. Når det gjelder beredskap knyttet til den økende aktiviteten i arktiske områder skal nevnes EPPR, som står for Emergency Prevention, Preparedness and Response. Dette er en av seks arbeidsgrupper organisert under Arktisk råd (Arctic Council) med representanter fra de åtte medlemsstatene Canada, Danmark, Finland, Island, Norge, Russland, Sverige og USA. Formålet er å formidle beste praksis og initiere prosjekter som kan forbedre praksis ved aktivitet i spesielt sårbare områder.

“Sikkerhetsforum” ble etablert i 2001 med formålet å initiere, diskutere og følge opp spørsmål angående sikkerhet, beredskap og arbeidsforhold i petroleumsnæringen ut fra tre-part perspektivet, med bred deltakelse fra næringsorganisasjoner og fagforeninger. Det gjelder Norsk olje og gass, Norsk Industri, Norges Rederiforbund, Sammenslutningen av fagorganiserte i Energisektoren (SAFE), Fagforbundet for Industri og energi (IE), Lederne, De samarbeidende organisasjoner (DSO), Fellesforbundet og Landsorganisasjonen i Norge (LO). Ledelse og sekretariat utgår fra Petroleumstilsynet, og det holdes en årlig konferanse. Blant de prosjekter og prosesser som følges tett av Sikkerhetsforum er: Risikonivå i petroleumsvirksomheten (RNNP), Kjemisk helseisiko, Risikoutsatte grupper, Skiftarbeid, Søvn og helse. Forumet deltar også i prosessen med utviklingen av nye forskrifter.

En annen samarbeidsarena har vært Nettverk for sikkerhets- og beredskapsopplæring (NSOB). Dette er organisert av Norsk Olje og Gass, med representanter fra medlemsbedriftene, Norges Rederiforbund og arbeidstakerorganisasjonene (Industri Energi, SAFE, Fellesforbundet og Lederne). Nettverket var ment å fungere som det faglige kontaktorganet for industrien innenfor sikkerhets- og beredskapsopplæring. I 2014 trakk imidlertid samtlige arbeidstakerorganisasjoner seg, under henvisning til at Norsk Olje og Gass aktivt og ensidig arbeidet for endringer som ville svekke sikkerhets- og beredskapsopplæringen, uten dokumentasjon og forutgående god prosess der arbeidstakerne var med. I sitt brev ber de samtidig om “at Petroleumstilsynet tar tilbake styringen med sikkerhets- og beredskapsopplæringen, da det er åpenbart at industrien ikke er sitt ansvar bevisst”.

I de senere år er oljevernutstyret forbedret og opplæringen styrket. Kompetanseoppbyggingen har bl.a. skjedd gjennom interkommunale utvalg mot akutt forurensning (IUA), etter opplegg fra Norges Brannskole, utviklet i

samarbeid med Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) og Norsk forening for operatørselskap (NOFO).

Miljøorganisasjonene spiller en viktig rolle i den samlede beredskap. Det gjelder i første rekke å skape bevissthet blant folk flest om farepotensialet og å følge utviklingen i oljenæringen med kritiske blikk. Det gjelder ikke minst å kunne mobilisere motekspertise til vurdering av om beredskapsplaner er tilstrekkelige og om de følges opp i praksis. Blant miljøorganisasjonene skal WWF spesielt nevnes, som gjennom sitt prosjekt Ren Kyst kan tilby kurs i oljevern for frivillige.

10.3 Avslutning

Beredskapen mot oljeforurensning til havs og i kystnære områder har til tider vært utsatt for kritikk. Svaret har ofte vært: “Vi er best i verden, men kan bli bedre, og jobber med det”. Petroleumsnæringen er nå inne i en fase med endringer og nedskjæringer, med fare for tilbakeslag i sikkerhetsarbeidet. Året 2015 omfattet et betydelig antall hendelser og nestenulykker som krevde gransking, flere enn noe enkelt år tidligere. Den 30. desember 2015 fikk vi den første dødsulykken i petroleumsvirksomheten siden 2009, da en bølge slo inn i boligkvarteret på en bore-rigg på Trollfeltet. Om hendelsene innebærer ren tilfældighet eller en varig endring i risikobildet, er for tidlig å fastslå. Petroleumstilsynet uttrykte imidlertid våren 2016 sin bekymring for utviklingen, og sendte signaler til en bransje i brytning.⁷⁹

Referanser

Aven, T og Vinnem J.E. (2007): Risk Management with Applications from the Offshore Petroleum Industry, London: Springer-Verlag.

DNV (1999): Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA), revidert i 2007, med oppfølging i 2014

DSB (2004): Veileder til helhetlig risiko- og sårbarhetsanalyse i kommunene, Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap.

Kystverket (2015): Norsk oljevernberedskap – rustet for fremtiden?

⁷⁹ Se www.ptil.no/sss2016/signaler-article11889-1216.html nedlastet 08.03.2016.

NENT (1997): The precautionary principle: between research and politics. The National Committee for Research Ethics in Science and Technology.

NENT (2009): Risk and Uncertainty – as a Research Ethics Challenge. The National Committee for Research Ethics in Science and Technology, Publ. 9.

Norsk Standard (2001): NORSOK Standard Z-013 Risk and Emergency Preparedness (rev.3: 2010).

PTIL (2013): Prinsipper for barrierestyring i petroleumsvirksomheten.

SFT (2001): Risikobasert dimensjonering av statlig beredskap mot akutt forurensning. Fase I: Miljørettet risiko- og beredskapsanalyse. Rapport TA-1755. Fase II: Behov og plassering av utstyr langs kysten. Rapport TA-1848

SFT (2003): Kommunal beredskap mot akutt forurensning. En veiledning for kommunen og de interkommunale beredskapsregionene. Veileder TA-1565.

SFT (2007): Risikokartlegging i kommunene. Håndbok for dimensjonering av interkommunal beredskap mot akutt forurensning. Veileder TA-1150.

Stortingsmelding nr. 7 (2001-2002) Om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomhet.

Stortingsmelding nr. 28 (2010-2011) En næring for framtida – om petroleumsvirksomheten.

UNEP (1992): Rio Declaration on Environment and Development.

UNESCO (2005): The precautionary principle, World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology. France, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

11 Kraftlinjer i Hardanger

Steinar Strøm

Universitetet i Torino og Vista Analyse AS⁸⁰

11.1 Innledning

Statnett fikk i 2008 konsesjon på å bygge en 92,3 kilometer lang 420 kilovolt kraftlinje gjennom Hardanger. Det ble innlevert klager på prosjektet både med hensyn til valg av trasé og behovet for en ny kraftlinje. Olje- og energidepartementets klagebehandling ble avsluttet med konsesjonsvedtak i 2010. Kraftlinjen ble ferdig utbygd i september 2013, spenningen ble satt på i desember 2013, og kraftlinjen ble offisielt åpnet 28. januar 2014. Kraftledningen i Hardanger går i luftspenn i området nord for Hardangerfjorden fra Sima Kraftverk i Eidfjord til Samnanger transformatorstasjon i Samnanger.

Da kraftlinjen var ferdigstilt konkluderte prosjektleder Steinar Bygdås i Statnett med at «...prosjektet ble slutført innen tidsfristen og i henhold til de budsjetttrammene (rundt 900 millioner kr) som ble satt ved endelig investeringsbeslutning. Å ferdigstille prosjektet er en viktig milepæl i vårt arbeid med å bygge neste generasjon sentralnett. Det er viktig både for forsynings sikkerheten i store deler av Hordaland og for mulighetene for å bygge ut ny fornybar kraft. Ledningen er også viktig for å kunne utnytte vannkraften i området i milde og våte perioder. Den nye 420 kV-ledningen Sima-Samnanger er nå satt i drift. Ledningen vil sikre folk i Bergensregionen trygg forsyning av strøm til vinteren. Gjennom kalde og tørre vintre har strømforsyningen inn til deler av Hordaland og Bergen vært svært sårbar. På slike dager har strømforbruket vært større enn det som har blitt produsert i området, og det ledningene har kunnet transportere inn. Situasjonen har vært slik at feil på en av ledningene har kunnet medføre omfattende og langvarige strømbrudd. Når Sima-Samnanger nå er i drift, sikrer vi strømforsyningen til Bergen og deler av Hordalands».

⁸⁰ Deler av artikkelen bygger på “Ny kraftledning over Hardangerfjorden: En samfunnsøkonomisk optimal løsning” av Ingeborg Rasmussen og Steinar Strøm, *Samfunnsøkonomen* nr. 2, 2010, samt på vår rapport til Den Norske Turistforening.

Kraftlinjen har master på mellom 25 og 45 meter og er svært synlig i terrenget. Rundt kraftlinjen er det en "kraftgate" på 40 meter. Demonstranter kjempet i mange år mot linjene og krevde at strømmen ble lagt i sjøkabel. Der kraftlinjen er blitt oppført i kommunene langs Hardangerfjorden er det gjort store naturinngrep. Over fjorden og gjennom vakkert turterreng strekker det seg røde og hvite master med skjemmende markører på kraftlinjene.

Monstermastene har fått folk til å demonstrere, gå i fakkeltog og lenke seg fast i protest mot den storstilte utbyggingen gjennom naturskjønne områder i Hardanger. Det har vært fjernsynsdebatter, statsråder har måttet svare for seg og saken har gått mange runder i det politiske systemet.

I det følgende skal jeg komme inn på Statnetts begrunnelse i sin tid for den nye kraftlinjen gjennom Hardanger. Deretter ser jeg på kraftsituasjonen i Hordaland etter 2009. Det forelå alternativer til kraftlinjen. Flere av dem var nytte- kostnadsberegnet. I den korte ettertidens litt klarere lys: Ble det mest samfunnsøkonomiske lønnsomme prosjektet valgt? Det sterke engasjementet mot monstermastene kunne innebære en høy betalingsvillighet for å unngå naturinngrepet i Hardanger. Måling av en slik betalingsvillighet er ikke lett, men burde det ha vært gjort slike beregninger?

Det kraftlinjedebatten viser er at ambisiøse planer for kraftproduksjon som bygging av arealkrevende fornybar kraftproduksjon, storstilt krafteksport av vannkraft i milde og våte perioder og elektrifisering av sokkelen også innebærer overføring av kraften og dermed også mulige inngrep i en sårbar og verdifull natur. I beregning av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av slike ambisiøse produksjonsplaner kan det være nødvendig å verdsette og vurdere nytte og kostnader samtidig for både produksjon av kraft og overføring av kraften.

11.2 Statnetts begrunnelse for nye den nye kraftlinjen gjennom Hardanger

I 2006 søkte Statnett konsesjon for å bygge en høyspent ledningsforbindelse (420 kV) mellom Sima og Samnanger. Det ble gjennomført både samfunnsøkonomiske vurderinger og utredninger av ulike effekter, blant annet for miljø, reiseliv og landskap i tråd med forskrift om konsekvensutredninger etter Plan- og bygningsloven. I utredningsgrunnlaget ble flere alternative løsninger vurdert.

Det alternativet som Statnett mente var det samfunnsøkonomisk beste, var en kraftlinje gjennom Hardanger og med luftledninger over Granvinfjorden som er en smal fjordarm til Hardangerfjorden. Grunnen til at Statnett ønsket å bygge en slik ny ledningsforbindelse var å unngå forbruksutkoblinger og mørklegging av områder i Hordaland, dvs. områdene mellom Sunnhordland og Sogn, også kalt BKK-området. En antatt forbruksvekst i dette området kunne gjøre at feil på en ledning i sentralnettet inn til regionen kunne medføre forbruksutkoblinger eller mørklegging av området. Dette hensynet så ut til å være det avgjørende bak prioriteringen av alternativene og den valgte løsningen.

Først nå i ettertid er det kommet (se prosjektlederens uttalelse ovenfor) andre hensyn enn mer kraft til Bergensområdet: *“...mulighetene for å bygge ut ny fornybar kraft. Ledningen er også viktig for å kunne utnytte vannkraften i området i milde og våte perioder*». I tillegg kommer hensynet til å tilføre kraft fra land til felt i Nordsjøen utenfor Hordaland.

Kraft til BKK-området ble forsynt via 300 kV stasjonene i Evanger og Samnanger. Flere mulige forsterkninger ble vurdert, men konklusjonen til Statnett var at det beste alternativet var en ny 420 kV-ledning fra Sima kraftstasjon i Eidfjord til Samnanger transformatorstasjon i Samnanger. Den planlagte 420 kV-ledningen Sima-Samnanger ville gi høy overføringskapasitet og trygge forsyningssikkerheten. Den ville også kunne ta høyde for fremtidige forbruksendringer og gi rom for vedlikehold og ombygging av eksisterende ledninger. Denne påtenkte høyspentledningen ville gi en tredje innmatingsledning til BKK-området. I Statnetts konsekvensutredning het det at denne tredje høyspentledningen ville gjøre at det etter et enkelt ledningsutfall alltid ville være to ledninger som kunne forsyne området og at sannsynligheten for forbruksutkobling eller mørklegging av hele BKK-området ville bli nær null.

Prosjektet ble antatt å gi en samfunnsøkonomisk netto nåverdi på 800 mill. (2006) kroner, hvorav den største gevinsten er reduserte forventede strømavbruddskostnader, såkalte KILE (**K**ostnader for **i**kke **l**everte **e**nergi). Denne nåverdien var basert på at et varmekraftverk på Mongstad ikke bygges. Dersom et slikt verk bygges, sank nåverdien til kun å bli 50 millioner (2006) kroner.

11.3 Kraftsituasjonen

Tabell 11.1 viser utvikling i nettoforbruk av elektrisitet (GWh) i perioden 2005-2007 og for to senere år 2010 og 2011 for Vestland fylkene, Sogn- og Fjordane, Hordaland og Rogaland.

Tabell 11.1. Nettoforbruk av elektrisitet 2005-2007. Vestland fylkene. GWh.

Kilde: Statistisk sentralbyrå.

	2005	2006	2007	2010	2011
Sogn og Fjordane	7 379	6 884	6 376	6667	6721
Hordaland	13 012	13 028	13 428	12 244	11 876
Rogaland	10 933	11 096	11 225	10 837	10 570

Forbruket i Sogn og Fjordane har vært stabilt de seneste årene, mens det har vært en reduksjon i de to andre fylkene.

Forbruksutviklingen fremover i Hordaland og Rogaland er svært usikker og henger sammen med forbruket av kraft i kraftkrevende industribedrifter. To store forbrukere av kraft har vært Sør-Norge Aluminium på Husnes (nå Hydro Husnes) og Hydro Karmøy. Selv om disse bedriftene tilhører Statkrafts utredningsområde har forbruket i disse to bedriftene konsekvenser for kraftbalansen i hele det sørlige vestlandsområdet.

Målt etter årlig produksjonskapasitet er Hydro Husnes den fjerde største aluminiumprodusenten i Norge. Hydro Husnes ble et heleid Hydro-selskap 1. november 2014. Aktiviteten på Husnes vil dels være avhengig av verdensmarkedsprisene på aluminium og kraftprisen som bedriften betaler.

Hydro har bestemt seg for å investere i, og utvikle, et fullskala pilotanlegg på Karmøy for å realisere verdens mest energi- og klimaeffektive aluminiumsproduksjon. En av grunnene til denne beslutningen er at Enova vedtok i 2014 å gi 1,55 milliarder kroner i investeringsstøtte til prosjektet. EFTAs overvåkningsorgan, ESA, godkjente denne subsidieringen av Hydro Karmøy. Pilotanlegget er planlagt med en årlig produksjonskapasitet på omlag 75.000 tonn. Det kan være klart tidligst i andre halvår 2017. En endelig byggebeslutning er avhengig av det Hydro kaller en robust kraftløsning for teknologipiloten (les lave kraftpriser). Hydro har fått løfte fra Statnett om at de vil bygge ut strømmettet i regionen innen rimelig tid, for å legge til rette for nysatsingen.

Den metallurgiske industrien har i tillegg til et høyt kraftforbruk, også et høyt forbruk av kull og koks i forbindelse med bruk av råstoff og reduksjonsmiddel i karbotermiske prosesser. Den fremtidige utviklingen i kraftpriser, og hvordan disse vil bli økt som følge av nye CO₂-regimer i Europa, og hvordan CO₂-kvoter vil ramme også prosessindustrien i årene som kommer, gjør at det er sannsynlig at de norske prosessindustribedriftene kan gå hardere tider i møte. For å overleve vil det bli behov for "robuste kraftløsninger".

Det er et sterkt lobbypress på politikere for å få dem til gi kraftkrevende industribedrifter lavere kraftpriser enn markedsprisene. EUs regler gjør dette vanskelig, men lobbyister prøver likevel å få til gunstige ordninger.

Kraft brukt i de to store kraftkrevende bedriftene i Hordaland og Rogaland kunne vært omdisponert og brukt til å sikre kraftforsyningen Bergensområdet. Det ville krevd andre overføringsløsninger enn den som Statnett valgte.

Klimaendringer som følge av økte konsentrasjoner av klimagasser i atmosfæren, gjør at det kan bli gradvis varmere, også i Hordaland. Det vil kunne påvirke etterspørselen etter elektrisitet. Et varmere klima (men også mer ustabil klima) kan redusere forbruket av elektrisitet. Nye tidsserier viser at vintertemperaturen på Vestlandet har økt. Klimaendringer er usikre, temperaturer kan svinge fra et år til et annet og det er usikkert hvor sterk en mulig global oppvarming vil kunne bli. Men analyser av klimaendringer er ganske entydig på at det blir varmere, også på Vestlandet.

I 2003 ble et fjernvarmeanlegg åpnet i Bergen. Anlegget leverer varme til kunder i området fra Bergen sentrum til Kokstad og Sandsli. Det er senere blitt gitt konsesjon til videre utbygging og det er forventet at produksjonen vil øke til 275 GWh. Dette tilsvarer varmebehovet for 27.500 husstander. Regjeringen har satt et mål om utbygging av 14 TWh bioenergi i 2020. Målet krever forsert utbygging og gode rammevilkår. Dette kan bidra til ytterligere utbygging av bioenergianlegg på Vestlandet utover det som allerede er konsesjonsbehandlet eller planlagt. Kombinert med klimaendringer vil dette bidra til å dempe husholdningens etterspørsel etter elektrisk kraft.

Statoil ASA søkte for noen år siden om å bygge og drive et varmekraftverk på Mongstad. NVE ga Statoil ASA konsesjon til å bygge og drive et varmekraftverk på Mongstad i Lindås kommune, Hordaland fylke. Varmekraftverket skal forsynes med naturgass fra Troll Gassanlegg på Kollsnes og med gass fra Mongstad. Kraftvarmeverket på Mongstad startet produksjonen i desember 2010. Anlegget var en del av Energiverk Mongstad-prosjektet som også bygget

en gassrørledning fra Kollsnes til Mongstad samt gjennomførte en oppgradering av raffineriets prosessanlegg. Varmekraftverket eies i dag 100 % av Statoil.

Varmekraftverket forsyner raffineriet på Mongstad med elektrisitet og varme, og etter avtale med eierne i Troll-lisensen, forsyner det elektrisitet til Troll A-plattformen og gassbehandlingsanlegget på Kollsnes via elektrisitetsnettet. Troll A-plattformen trenger mer kraft fra land for å kompensere for trykkreduksjonen i reservoaret, slik at produksjonskapasiteten kan opprettholdes. Olje- og energidepartementet har gitt Troll-lisensen tillatelse til å bygge to nye likestrømkabler på til sammen 112 MW og en ny vekselstrømkabel på 30 MW fra Kollsnes i Øygarden kommune og ut til plattformen.

Hovedideen bak Energiverk Mongstad-prosjektet var å styrke Mongstad-raffineriets energieffektivitet og *forbedre leveransesikkerheten for elektrisitet i regionen*. Ved maksimal utnyttelse har varmekraftverket en kapasitet til å levere 280 megawatt (MW) elektrisitet og om lag 350 MW varme.

En viktig begrunnelse for den omstridte kraftlinjen gjennom Hardanger var at forsyningssikkerheten i Bergensområdet var anstrengt. En venter nå at denne ikke blir bra igjen før kraftlinjen mellom Mongstad og Modalen er på plass, tidligst i 2016. Hvis Troll hadde måttet vente så lenge på å koble seg til kraftnettet, mente en at det kunne ført til store tapte inntekter fra gasseksporten. Olje- og energidepartementet løste saken ved å gi Troll A tillatelse til å koble det nye forbruket på nettet i 2015, men Troll A er den lavest prioriterte kunden i Bergensområdet. Det innebærer at Troll blir den første forbrukeren som kobles av nettet hvis det oppstår problemer i nettdriften, og den siste som får gjenopprettet forsyningen etter et strøbrudd. Statoil får ingen kompensasjon for dette.

På normale dager er det mye som tyder på at kraftsituasjonen i Bergensområdet ikke er eller var kritisk. Mild høst og vinter, mye nedbør, fjernvarmeanlegg, varmekraftverk på Mongstad og to store kraftkrevende industribedrifter i nærheten av området som har kraft som kan omdisponeres til andre formål, tyder på at det er mye kraft tilgjengelig for Bergensområdet. Det kritiske spørsmålet er hvordan en skal takle tørre og kalde vinterdager i Bergen. Det var sjansen for at noen slikt skulle inntreffe som var hovedbegrunnelsen for at en trengte nye kraftlinjer gjennom Hardanger. Men

kunne dette takles på andre måter enn å bygge monstermastene? Hva var alternativene i Statnetts beregninger?

11.4 Alternativene

I Statnetts konsekvensutredning ble 10 ulike forsterkningsløsninger kalkulert. Luftledningsalternativet Sima-Samnanger hadde en netto nåverdi på 50 millioner kroner (gitt varmekraftverket på Mongstad, som altså nå er i drift). I tillegg til 10 forskjellige luftledningsalternativer og litt andre forsterkningsmåter), beregnet en også lønnsomheten for sjøkabelalternativer for passering av Hardangerfjorden, kombinert med ulike løsninger for kabler og luftledninger over land. Sjøkabelalternativene kostet fra 1,4 til 2,4 milliarder kroner mer enn luftledningsalternativet og Statnett konkluderte med at de var samfunnsøkonomisk ulønnsomme.

I Rasmussen og Strøm (2010) og i vår rapport til Den Norske Turistforening sammenliknet vi kun to alternativer:

1. Sima-Samnanger med luftledning, med en netto nåverdi på 50 millioner (2006) kroner gitt at varmekraftverket bygges.
2. Bygging av et hurtig regulerende kompenseringsanlegg i Samnanger stasjon som gir spenningsstøtte til nettet, et såkalt SVC-anlegg. Dette anlegget gjør at overføringskapasiteten i det eksisterende nettet øker opp mot ledningenes maksimale strømgrense. Investeringskostnaden ble anslått til 120 millioner kroner. Anlegget reduserer avbrudd-kostnadene (KILE) og gir derfor samfunnsøkonomiske gevinster, men anlegget fjerner ikke avbruddskostnadene helt. Netto nåverdi for et SVC-anlegg kombinert med varmekraftverket på Mongstad ble beregnet til 110 millioner (2006) kroner.

Gitt varmekraftverket på Mongstad viste Statnetts egne kalkyler dermed at et SVC-anlegg hadde en klart høyere lønnsomhet enn nye høyspentledninger gjennom Hardanger.

Statnetts innvending mot SVC-løsningen var at verdien av et SVC-anlegg er sårbar overfor fremtidig forbruksvekst. I og med at Statnett forutsatte en netto forbruksvekst som gjør at en likevel om noen år må bygge ny ledning i tillegg til SVC-anlegget, konkluderte Statnett med at ledningsalternativet i punkt 1) var å foretrekke.

I Statnetts beregninger av nåverdi ved luftledninger som passerer Granvinfjorden, ble det ikke gjort forsøk på å beregne hva folk kunne være villige til å betale for at det ikke kommer slike luftledninger i Hardanger.

La oss derfor anta at det er en slik betalingsvillighet til stede blant folk i Norge (og kanskje i utlandet også). Anta at betalingsvilligheten stiger over tid som følge av at betalingsvillighet for naturvern er økende med inntektene til folk, noe som det er god empirisk dekning for. Som illustrasjon antar vi at betalingsvilligheten stiger reelt med 2 prosent per år, som er omlag lik eller noe i overkant av en reallønnsvekst vi kan vente oss i tiden fremover.

Samtidig forutsetter vi at en krone i dag er mer verdt enn en krone i morgen, hvilket betyr at fremtidig betalingsvillighet må neddiskonteres for å kunne gjøres sammenliknbar med de nåverdier som Statnett har beregnet for Sima-Samnanger-prosjektet. Vi setter renten i denne neddiskonteringen til 6 prosent, som innebærer at prosjektet har et avkastningskrav over den risikofrie renten og er en følge av at vi antar at betalingsvilligheten er korrelert med avkastningen på den norske nasjonalformuen.

Dette gir en netto rente i neddiskonteringen av fremtidig betalingsvillighet på $(6-2)=4$ prosent. Videre antar vi en levetid av prosjektet på 40 år.

I tabell 11.2 viser vi hva en person måtte være villig til å betale i 2010 (og i de neste 39 år, og hvor betalingsvilligheten stiger med 2 prosent per år) for at luftledningsalternativet Sima-Samnanger med nåverdi 50 mill. kroner endres til et ikke lønnsomt alternativ (nåverdi lik 0).

Tabell 11.2. Årlig betalingsvillighet med nåverdi 50 millioner kroner – illustrasjoner. Renten brukt i nåverdiberegningen er 6 prosent og betalingsvilligheten er antatt å stige med 2 prosent per år.

Antall personer som betaler	Betaling per person i 2010 (det første året), kroner
1 000	2500
10 000	250
50 000	50
100 000	25

Som sagt ovenfor trakk ikke Statnett inn betalingsvilligheten som personer i Norge og andre land måtte ha for at det ikke ble trukket nye høyspentledninger gjennom Hardanger. Selv med bare 1000 personer som er villige til å betale, så ser en at den enkelte person bare måtte betale 2500 kr i 2010 (og i senere år) for å gjøre luftledningsalternativet Sima-Samnanger, gitt varmekraftverk på Mongstad, ulønnsomt. Det er dermed klart at luftledningsalternativet kan ha en langt lavere netto nåverdi enn 50 millioner kroner. Den relative lønnsomheten til SVC-anlegg blir dermed styrket.

Betalingsvillighet for å unngå naturinngrep kan måles på flere måter, se Hagen (2009) og Lindhjem og Magnussen (2015). Målemetoder for verdsetting av naturinngrep har vært diskutert over flere ti-år i økonomifaget, se referanser i Hagen (2009). En tidlig norsk referanse er Før Sund og Strøm (1980). Verdsetting av naturinngrep burde derfor ikke ha vært ukjent for de som beregnet nytte og kostnader ved ulike alternativer for fremføring av kraft gjennom Hardanger. Er 1000 betalingsvillige personer mange? Nei, ikke i forhold til det antall personer som engasjerte seg i Hardanger-saken. Er 2500 kr i 2010, stigende over tid i takt med veksten i disponibel inntekt per hode i Norge, mye penger? Neppe, det er for eksempel lik prisen på et partoutkort på Brann Stadion («Staddaen») i 2016.

Dette SVC-anlegget kunne også ha gjort det mulig å utsette ytterligere nettførsterkninger. Anlegget gjør det mulig å vente med slike beslutninger. Det skapes et pusterom som dessuten kan bli stort som følge av utviklingen i kraftforbruk og kraftbalansen vist foran. En kan derfor legge en opsjonsverdi til nåverdien av SVC-anlegget. Denne opsjonsverdien reflekterer det forhold at det kan være optimalt å vente med irreversible beslutninger knyttet til nettførsterkninger i en eller annen form. Det at netto forbruksvekst kan bli lavere enn antatt i Statnetts konsekvensutredning øker denne opsjonsverdien.

I Statnetts konsesjonssøknad fra mai 2006 het det: ”Med kraftvarmeverket har SVC-anlegget høyere lønnsomhet enn en ny ledning. SVC-anlegget vil øke overføringskapasiteten med ca. 180 MW. Det er foreløpig estimert at kombinasjonen kraftvarmeverk og SVC-anlegg vil utsette behovet for en ny ledning med ca. 10 år, men dette vil avhenge av forbruksutviklingen”.

Statnetts egen konklusjon i konsesjonssøknaden var med andre ord at monstermastene gjennom Hardanger ikke var den mest lønnsomme løsningen for samfunnet. Dette var også konklusjonen i Rasmussen og Strøm (2010) som

Statnett overraskende nok var uenig i, overraskende fordi dette var Statnetts konklusjon i konsesjonssøknaden.

I 2010 var det ikke bare Statnett som var uenig med konklusjonen i Rasmussen og Strøm (2010) Også NVE var uenig og mente som Statnett at høyspentledningene gjennom Hardanger var den beste løsningen. I brev av 20.1.2010 uttaler NVE:

”Det er ikke nødvendigvis det alternativet som kommer best ut i en lønnsomhetsvurdering som er rasjonelt å bygge. Etter en helhetsvurdering, hvor en rekke ikke-prissatte virkninger også inngår, tar NVE stilling til om tiltaket er samfunnsmessig rasjonelt og skal gis konsesjon”.

Hvilke ikke-prissatte virkninger var det her tale om? Hvilken vekt skulle de gis i forhold til de virkninger som ble kvantifisert av Statnett selv? I sitt svar viste NVE i den forbindelse til forsyningssikkerhet, men i Statnetts egne kalkyler var KILE eksplisitt trukket inn. NVE viste til at KILE ikke gir et fullstendig bilde av forsyningssikkerheten og viste til at en i tillegg trenger kvalitative beskrivelser og vurderinger av driftsforhold og systemtekniske forhold. Men i hvor stor grad skjer det da en dobbel vektning av forsyningssikkerhet? Vil en ikke alltid, uansett samfunnsøkonomiske kalkyler, kunne risikere at vanskelig kontrollerbare skjønsmessige forhold som prosjektansvarlig kanskje også har en viss forkjærlighet for, avgjør et prosjekts skjebne?

I Statnetts konsesjonssøknad var et SVC-anlegg med varmekraftverk på Mongstad som nevnt foran anslått til å ha en netto nåverdi på 110 mill. kroner. Høyspentledning Sima-Samnanger med varmekraftverk på Mongstad var beregnet til å ha en nettonåverdi på 50 mill. kroner. Dette betyr at de ikke-prissatte virkninger knyttet til forsyningssikkerhet som NVE (og Statnett) viste til minst må være verdt 60 mill. kroner i netto nåverdi, dvs. mer enn nåverdien av det anbefalte alternativet med master gjennom Hardanger. Det er all grunn til å reise tvil om dette skjønnet netto kan være verdt så mye. NVE og Statnett forsøkte ikke å sannsynliggjøre at skjønnet kunne ha en slik implisitt verdi. I Statnetts søknad var det som nevnt ikke trukket inn noen betalingsvillighet for å unngå nye kraftledninger gjennom Hardanger. Mente NVE at det er noen ikke-prissatte virkninger som skal trekkes inn i analysen (kanskje til og med to ganger) og andre ikke?

11.5 Konklusjon

Debatten om kraftlinjene gjennom Hardanger handlet ikke bare om Hardanger. Den handlet også om nytte- kostnadsanalyser. I konsesjons-søknaden for å sikre mer kraft til Bergensområdet konkluderte Statnett med at et SVC- anlegg, kombinert med varmekraftverket på Mongstad var mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn nye kraftlinjer gjennom Hardanger. Likevel gikk Statnett inn for løsningen med nye kraftlinjer gjennom Hardanger. Det ble vist til ikke-prissatte nytteverdier. Disse verdiene var vanskelig å vurdere for utenforstående, også på grunn av at de ikke var særlig fremme i konsesjonssøknaden. Poenget med nytte-kostnadsanalyser i konsesjons-søknader, i konsekvensutredninger og i kvalitetssikringsrapporter er at disse analysene skal være mest mulig fullstendige og etterprøvbare. Dersom det er aktuelt å vise til ikke-prissatte konsekvenser som kan endre prissatte konklusjoner, så bør de ikke-prissatte konsekvensene være beskrevet. Det bør sannsynliggjøres at de kan ha et omfang som snur ellers kvantifiserte konklusjoner. Det er også en fare for at ikke-prissatte konsekvenser kan gi dobbelttelling av konsekvenser. Dette kan skje hvis det gis skjønnsmessige vurderinger som egentlig gjentar kvantifiserte virkninger.

I det aktuelle tilfellet *var* det konsekvenser av Hardangermastene som ikke var prissatt, nemlig betalingsvillighet for å unngå de såkalte «monstermastene». Denne betalingsvilligheten var ikke kvantifisert. Det forelå heller ikke noe skjønn over hva denne betalingsvilligheten eventuelt kunne være. For tiden er det mange ambisiøse planer for kraftproduksjon som bygging av arealkrevende fornybar kraftproduksjon (vindmøller), storstilt krafteksport av vannkraft i milde og våte perioder og elektrifisering av sokkelen. Denne kraftproduksjonen og krafteksporten vil ofte innebære inngrep i en sårbar og verdifull natur. I beregning av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av slike ambisiøse produksjons- og eksportplaner kan det være nødvendig å verdsette og vurdere nytte og kostnader samtidig for både produksjon av kraft og overføring av kraften.

Nytte- kostnadsanalysen til Statnett viste også at det også fantes et samfunnsøkonomisk lønnsomt alternativ som kunne ha gjort det mulig å utsette ytterligere nettførsterkninger. En kunne dermed ha oppnådd et pusterom i påvente av utviklingen i kraftforbruk og kraftbalansen i det aktuelle området. Det betyr at en kunne ha lagt inn en opsjonsverdi i kalkylen av dette alternativet. Denne opsjonsverdien reflekterer det forhold at det kan være optimalt å vente med irreversible beslutninger knyttet til nettførsterkninger i en

eller annen form. Jo lavere den fremtidige forbruksveksten antas å bli og/eller jo bedre den fremtidige kraftbalansen forventes å bli, desto større blir denne opsjonsverdien i dagens kalkyler.

Referanser

Førsund, F. og S. Strøm (1980): *Miljø- og ressursøkonomi*, Universitetsforlaget 1980.

Hagen, K.P. (2009): *Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet*, Concept Rapport 22.

Lindhjem, H. og K. Magnussen (2015): *Grunnlag for en nærmere vurdering av en naturavgift*, Rapport nr. 20, Vista Analyse

Rasmussen I. og S. Strøm (2010): Ny kraftledning over Hardangerfjorden: En samfunnsøkonomisk optimal løsning, *Samfunnsøkonomen*, nr. 2.

Del 3

Velferdsmessige tilnærminger til miljøproblemene

12 Flermålsanalyse som alternativ til nytte-kostnadsanalyse

Fred Wenstøp
Handelshøyskolen BI

12.1 Innledning

I nytte-kostnadsanalyse søker man å verdsette konsekvensene av et offentlig tiltak med utgangspunkt i hva befolkningen er villig til å betale for å unngå ulemper eller for å oppnå fordeler. Dette gjør det nødvendig å kartlegge befolkningens betalingsvillighet, for eksempel gjennom hvordan de oppfører seg i markedet, eller ved å intervjuer folk om markeds-eksternaliteter. Filosofien bak nytte-kostnadsanalyse virker overbevisende fordi den er objektiv i den forstand at man får tallfestet verdien av tiltaket.

Men nytte-kostnadsanalyse blir også kritisert. I motsetning til økonomer, mener mange filosofer og sosiologer at en teori for vårt felles gode som bygger på brukerens suverenitet er etisk uakseptabel. Se for eksempel Cowen (1993). Et annet ankepunkt er at nytte-kostnadsanalyse i utgangspunktet vektet ut fra folks betalingsvillighet der rike teller mer enn fattige, selv om det her finnes det metoder for til en viss grad å kompensere for dette (Scarborough and Bennett, 2012). Myndighetene kan imidlertid ha andre mål som ikke uttrykkes på en god måte ved betalingsvillighet. Flermålsanalysen kan da bruke disse andre målene som kriterier, og vektene vil da også kunne fange opp samfunnets syn på fordeling.

Dessuten gjenstår ofte viktige spørsmål: Har man tatt med alle viktige konsekvenser av tiltaket, eller er myke verdier som er vanskelige å beskrive eller kvantifisere utelatt? Er folks oppførsel rasjonell? Er folks preferanser stabile, eller endres de lett – for eksempel ved påvirkning av media? Er folks emosjoner alltid tempererte når de gir uttrykk for sin betalingsvillighet for eksempel for miljøgoder, eller kommer man lett i affekt slik at svaret blir urimelig? Kan folk fatte store tall, eller blir svaret lett det samme enten det er

10.000, 100.000 eller 1.000.000 sjøfugls liv som står på spill? Tenker folk langsiktig slik at de tar tilbørlig hensyn til fremtidige generasjoner, slik som for eksempel når det er snakk om tiltak mot klimaendringer?

Vi må nok svare benektende på alle spørsmålene ovenfor, og det gjør at resultatene av nytte-kostnadsanalyse må tas med forbehold når endelige beslutninger skal tas. Her kommer flermålsanalyse inn som et nyttig hjelpemiddel for beslutningstagerer eller eksperter som gir råd. I flermålsanalyse prøver man å etablere beslutningstagerens preferanser gjennom en verdsettingsprosess (eller beslutningstageren lar seg informere av eksperter på området etter at disse har deltatt i en verdsettingsprosess). Dette gjør det mulig å gå i dybden i arbeidet med å representere konsekvensene ved hjelp av beslutningskriterier slik at man kan vektlegge dem på en rasjonell måte gjennom en hensiktsmessig metode. En slik fremgangsmåte er i tråd med at Norge er et representativt demokrati, der befolkningen velger representanter som skal gjøre sine valg etter beste skjønn, og uten å spørre befolkningen til råds i ethvert spørsmål. Men det er selvfølgelig nyttig hvis det som bakgrunn for en slik prosess også foreligger informasjon om befolkningens preferanser.

Flermålsanalyse ble i Norge beskrevet første gang i en bok av Gottschalk og Wenstøp (1990), med eksempler blant annet fra Program for Oljevernberedskap (Fredrikson, 1983) og Samlet plan for vassdrag (Wenstøp og Carlsen, 1988). Her fremstilles flermålsanalyse som en rasjonell prosedyre i tråd med nytteforventningsteorien (Keeney og Raiffa, 1976). Senere er ulike flermålsanalyse-teknikker og praktiske anvendelser i Norge utførlig beskrevet av Jordanger m.fl. (2010).

Denne artikkelen beskriver først grunnprinsippene i flermålsanalyse, deretter argumenteres det for at flermålsanalyse er en rasjonell fremgangsmåte – ikke på tross av, men nettopp fordi den inkluderer subjektive preferanser. Når flermålsanalyse anvendes i miljøvernsspørsmål, er det viktig at krav til legitimitet og kvalitet ivaretas. Dette er egenskaper som normalt ikke rapporteres eksplisitt, men som deltagerne i prosessen er i stand til å vurdere. I denne artikkelen vil forfatteren beskrive fire ulike anvendelser av flermålsanalyse i Norge, som han selv var deltager i.

12.2 Grunnprinsippene i flermålsanalyse

Terminologi

En flermålsanalyse for et investeringsprosjekt med miljøkonsekvenser tar sikte på å generere:

- Et sett med beslutningsalternativer
- En konsekvensmodell som estimerer konsekvensene av de ulike alternativene
- En verdmodell som kan beregne forventet nytte av hvert enkelt alternativ.

Konsekvensene beskrives ved hjelp av variabler som kalles beslutningskriterier. Kriterienes verdier kalles skårer for å unngå at ordet «verdi» kan misforstås.

Mens konsekvensmodellen er en objektiv beskrivelse av den fysisk-økonomiske virkelighet, er verdmodellen en modell av beslutningstagers subjektive preferanser og beskrives blant annet ved hjelp av vektorer som angir kriterienes viktighet. Denne artikkelen dreier seg primært om verdmodellering.

Ekspertpanel

Mange har eierskap til miljøkonsekvenser av store investeringsprosjekter, og i en beslutningsprosess er det naturlig å invitere representanter for de viktigste interessenter til å delta i flermålsanalysen. En gruppe på tre til fire personer er ideell for meningsfulle diskusjoner om hvordan konsekvensvariablene skal forstås og vektlegges. Dette bør være personer som er godt informert om saksforholdene slik at de har grunnlag for å mene noe om viktigheten av ulike miljøkonsekvenser. La oss derfor kalle en slik gruppe for et ekspertpanel, selv om de faktisk kan være beslutningstagere. I mange tilfeller er det nyttig om man har flere parallelle ekspertpaneler som foretar vektlegging uavhengig av hverandre, slik at man får et inntrykk av bredden av oppfatninger.

Utnevningen og sammensetningen av ekspertpanelene har mye å si for flermålsanalysens legitimitet.

Beslutningskriterier

Med utgangspunkt i en situasjon der det må fattes en beslutning, er det første trinnet i en flermålsanalyse å spesifisere konsekvensvariablene som skal brukes som beslutningskriterier. I prinsippet skal alle viktige konsekvenser være inkludert, og det er en fordel om man greier å definere dem kvantitativt selv om kategoriske variabler også er mulig. Helst bør man finne frem til kriterier som har verdi i seg selv, og ikke kun er instrumenter for mer grunnleggende

verdier. Til syvende og sist er det våre emosjoner som bestemmer våre verdier. Beslutningskriteriene bør derfor være forståelige på et menneskelig plan slik at vi kan forholde oss emosjonelt til dem. Dette skaper imidlertid en konflikt mellom muligheten for pålitelig konsekvensberegning og emosjonelt betinget vektlegging. Hvis tiltaket for eksempel har konsekvenser for luftforurensning, kan det på den ene side være forholdsvis lett å konsekvensberegne fremtidig partikkelkonsentrasjon (ppm). Men på den annen side er det ikke gitt alle å ha et emosjonelt temperert forhold til ppm-nivåer når det er uklart hva de egentlig innebærer. Selv om det er en større utfordring å forutsi de helsemessige effektene av ulike ppm-nivåer, bør man likevel prøve å inkludere dette i konsekvensanalysen slik at man benytter beslutningskriterier som har direkte verdi for oss. Det er helse og trivsel som er viktig for oss, ikke forurensningen i seg selv. Derfor bør man søke å beskrive helse- og trivselseffekter ved hjelp av begripelige beslutningskriterier som for eksempel leveår, hostedager og sikt i bymessige strøk, for å nevne noen. Enda tydeligere blir dette når vi snakker om klimaendringer. Utslipp av tonn CO₂ er det vanskelig å ha et temperert emosjonelt forhold til, og forsøk på vektlegging vil lett mislykkes (Wenstøp and Seip, 2001, s. 61). Med et varmere klima målt i celsiusgrader eller økning i havets nivå er det imidlertid noe annet – dette er noe vi kan ta og føle på.

Målhierarki

Konstruksjon av et målhierarki er et sentralt verktøy for å finne frem til et godt sett med beslutningskriterier. Den består i å formulere et overordnet mål, som oftest maksimering av samfunnsnytte, og så hovedmål med underliggende delmål som forklarer hva det overordnede målet innebærer for det foreliggende beslutningsproblemet. Deretter utvikles målhierarkiet inntil man kommer ned til et sett med målbare beslutningskriterier som har verdi i seg selv og som enten skal minimeres eller maksimeres. Et målhierarki vil alltid inneholde mål som er i konflikt, blant annet ved at man både ønsker å minimere kostnader samtidig som man ønsker å maksimere fordeler.

12.3 Verdimodeller

En verdimodell beskriver den nytten en beslutningstager tillegger et sett med skårer for beslutningskriteriene. Beslutningstageren kan være et individ, eller et ekspertpanel. Litteraturen om flermålsanalyse beskriver mange ulike verdimodeller. Boken *Multi Criteria Decision Analysis* (Belton og Stewart, 2002) gir en god oversikt. I denne artikkelen beskriver vi kun den klassiske

verdimodellen til Keeney og Raiffa (1976) som også ble brukt i eksemplene som omtales nedenfor. Der kan totalnytten av et sett med skårer uttrykkes på følgende form:

$$u(x_1, x_2, x_3, \dots) = w_1 \times u_1(x_1) + w_2 \times u_2(x_2) + w_3 \times u_3(x_3) + \dots$$

Her representerer x_i skåren til det i -te beslutningskriterium for et gitt beslutningsalternativ, mens w_i er vekten (viktigheten) til kriteriet. u -ene er klassiske von-Neumann Morgenstern nyttefunksjoner som også kan representere holdning til risiko. Beslutningstagerne oppfordres til å tenke gjennom om lineære nyttefunksjoner er rimelig eller om man heller bør bruke konkave nyttefunksjoner som inkludere risikoaversjon. Vektene svarer til betalingsvilligheter i nytte-kostnadsanalyse. Siden minst ett av beslutningskriteriene vil være monetært når det er snakk om investeringsprosjekter, kan man alltid regne om fra vekter til betalingsvillighet så lenge nyttefunksjonene er lineære. Den klassiske modellen kan også gjøres mer generell enn vist ovenfor ved å inkludere multiplikative ledd som representerer synergieffekter mellom konsekvensvariablene. Det kan for eksempel være mindre viktig å redde én fugleart hvis andre fuglearter overlever, enn hvis de ikke overlever. Slike modeller ble brukt i oljevernprosjektet som er beskrevet nedenfor.

12.4 Vektlegging

Et beslutningskriteriums viktighet er avhengig av kriteriets iboende verdi, men også av hvor mye som står på spill i det foreliggende beslutningsproblemet. Med andre ord, jo større avstanden er mellom den verst tenkelige og den best tenkelige skåren, jo viktigere er kriteriet. Et kriterium som knapt påvirkes av beslutningen, er ikke viktig. Derfor må vi fastlegge ytterpunktene til kriterienes skårer før vektleggingen kan begynne. Nyttens av verste skår gis verdi 0, og nytten av beste skår verdi 1. Selve vektleggingen foregår som regel med støtte av dataverktøy og består i å stille ekspertpanelet spørsmål som sammenligner viktigheten til de ulike kriteriene (og dermed implisitt betalingsvillighetene per enhet hvis nyttefunksjonene er lineære). Det finnes mange ulike metoder (Belton and Stewart, 2002) og en av de enkleste er såkalt sving-vektning. Her blir ekspertpanelet først bedt om å rangere alle kriteriene etter viktighet. Siden verste og beste verdi er fastlagt for hvert kriterium, er dette et entydig spørsmål som panelet som regel ikke har store problemer med å besvare. La oss si at kriterium nr. 1 er det viktigste. Panelet blir så bedt om å tenke seg at alle kriteriene har sin verste verdi unntatt nr. 2 som har sin beste. Totalnytten u har

da verdien w_2 i følge formelen ovenfor. Deretter følger spørsmålet: Hvis også nr. 2 nå får sin dårligste verdi slik at totalnytten blir 0, hvilken skår x_1 må det første kriteriet få for akkurat å kompensere for dette slik at ekspertpanelet føler seg like fornøyd før som etter? I dette likevektspunktet har vi at $w_2 = w_1 u(x_1)$. Panelet tar så stilling til tilsvarende spørsmål for hvert av de resterende kriteriene, og til slutt kan alle vektene beregnes ved å normere summen av dem til 1.

I starten av en slik vektleggingsprosess vil det som regel bli en intens diskusjon om hvordan de enkelte beslutningskriteriene skal forstås. Hva betyr det egentlig at sikten i byen er 50 meter (Hvor ofte? Hva kan man skimte? Hvilken farge har smogen, osv.)? Etter en retningsgivende diskusjon, kan prosessen så fortsette. Som regel greier panelet å bli enig med seg selv om vektene, men noen ganger avdekkes klare meningsforskjeller, og i så fall bør det lages alternative verdimodeller som så spilles inn i den endelige beslutningsprosessen.

12.5 Rasjonalitet og legitimitet i analyse av miljøvernspørsmål

Rasjonalitet

En klassisk versjon av det rasjonelle mennesket er en følelsesmessig kald person som bare tenker på sine egne interesser og som maksimerer sin egen nytte. Det finnes imidlertid ikke så mange slike mennesker. De fleste har empati med andre og foretar valg basert på en blanding av automatiske emosjonelle prosesser og kalkulerende egeninteresse. Neuroøkonomi er en forholdsvis ny vitenskap som prøver å bygge bro mellom psykologi og økonomi (Loewenstein m.fl., 2008) og som gir støtte til Humes spissformulering: «reason is the slave of passion». Dette betyr at emosjoner er foranledningen til enhver beslutning. Hjernen vår er bygget slik at det finnes to ulike prosesser som leder fra stimulus via emosjon til handling (Damasio, 1994). Forenklet sagt går den ene direkte til det nervesentret som kalles amygdala som setter opp en kraftig emosjon som får oss til å handle før vi rekker å tenke. Dette skjer hvis amygdala bedømmer stimulus til å kreve en øyeblikkelig reaksjon. I motsatte fall rekker signalet å gå videre til frontalpanelappene der kognitive prosesser finner sted som kan vurdere hva som er en fornuftig reaksjon. Derfra sendes et signal videre gjennom amygdala som nå setter opp en temperert emosjon som forårsaker en fornuftsbasert handling. At vi har tempererte emosjoner betyr altså at vi hverken er

følelseskalde eller opphisset når vi tar beslutningen, men at vi «kjenner» på hvordan det vil være å leve med konsekvensene.

Med utgangspunkt i Føllesdal (1982) er det derfor rimelig å stille følgende krav til rasjonalitet i en beslutningsprosess:

- Logisk konsistens (som oppnås ved hjelp av nyttemaksimering)
- Velfunderte forestillinger om virkeligheten (som oppnås gjennom utarbeidelse av konsekvensmodeller som har vitenskapelig troverdighet og er etterprøvbare)
- Velfunderte verdier (som oppnås gjennom utarbeidelse av målhierarki og konstruksjon av verdimodeller hvor beslutningstagernes tempererte emosjoner involveres)

Det siste punktet krever at vi involverer følelser. Det er en viktig erkjennelse i neuroøkonomi at det dypest sett er våre emosjoner som gir verdiopplevelse, og derfor må en verdsettingsprosess benytte scenarier som beskriver de mulige konsekvensene av ulike valg på en måte som vekker emosjoner, men uten at disse blir for sterke som for eksempel redsel eller eufori. En rasjonell verdsettingsprosess må være emosjonelt temperert (Wenstøp, 2005) (Gregory m.fl., 1993) og balansert slik at man søker å nå en reflektert likevekt ved systematisk å ta inn flere og flere kjensgjerninger inntil man føler seg sikker på hva man mener (Føllesdal, 1982). En beslutningstager som er kald eller for varm kan oppføre seg urimelig.

Legitimitet

Når beslutningen tas på vegne av befolkningen, må verdsetterne ha legitimitet, og ideelt sett bør derfor de som tar den endelige beslutning delta i verdsettingsprosessen. Dette er som oftest politikere, men politikere ønsker sjelden å gi eksplisitt uttrykk for sine preferanser fordi det gir dem mindre rom for politisk spill. Da kan i stedet eksperter gi politikerne råd ved selv å foreta verdsettingen. Men for at disse skal kunne ha legitimitet, må man forutsette at de er balanserte, ansvarlige og kunnskapsrike slik at de er i stand til å representere viktige offentlige eller private interesser uten at dette gjøres ute av proporsjon med deres rolle som borgere. De må dessuten forstå hva kriterienes skårer innebærer, slik at verdsettingen foregår på en informert måte når man skal vurdere den relative viktigheten av kriteriene.

12.6 Fire norske eksempler

Program for oljevernberedskap

Den første betydelige anvendelsen av flermålsanalyse på miljøspørsmål i Norge var i Program for oljevernberedskap (Fredrikson, 1983). Hensikten var å vurdere organisasjonsformer og strategier for å bekjempe oljesøl i kystnære farvann, samt finne det optimale beredskapsnivå over de neste 10 årene. Programmet ble finansiert av Miljøverndepartementet med en styringsgruppe som bestod av representanter for departementet, Statens forurensningstilsyn (SFT) og Petroleumsindustrien. Analysen ble utført i regi av SINTEF. Det ble raskt enighet om at det var nokså meningsløst å prøve å verdsette direkte utslipp av olje målt i tonn uten at man visste hva slags skadevirkninger oljen ville ha. Men det viste seg å være en stor utfordring å finne hensiktsmessige konsekvensvariabler for å beskrive skadene. Det tok en intern arbeidsgruppe to måneder å lage et omforent målhierarki for en beslutning om hvordan skadene av et gitt oljeutslipp skulle bekjempes. Hovedmålene med underliggende beslutningskriterier var:

- Minimer kostnader for aksjoner på havet for å begrense oljeforurensning
- Minimer skade på miljø målt i form av:
 - Kilometer tilsølt kyst og restitueringsstid for kysten
 - Restitueringsstid for henholdsvis populasjonene av alker, ender og måker
 - Antall fugler som dør av oljesøl
 - Tonn olje som forsvinner i havet som indikator for reduksjon av liv i havet
- Minimer tap av rekreasjonsmulighet målt i form av antall persondøgn folk ville være eksponert for oljesølet hvis de hadde fortsatt med de samme fritidsaktiviteter som før utslippet skjedde.
- Minimer monetært tap for industri (hoteller) og fiskerivirksomhet.

Grunnen til at det ble brukt en instrumentell variabel (en indikator) for reduksjon av liv i havet, var at fagmiljøene var svært uenige om oljens betydning for marine organismer, slik at det var umulig å lage en omforent konsekvensmodell for dette. I stedet ble usikkerheten overlatt til verdsetterne som måtte bruke sitt skjønn. Det ble også diskutert hvorvidt de to kriteriene «tilsølt strand» og «rekreasjon» egentlig var dobbelttelling, men det ble enighet om at disse uttrykte to bakenforliggende, uavhengige verdier, nemlig bevaringsverdi og bruksverdi.

For å få et inntrykk av bredden i oppfatninger om verdien av oljevern, ble det oppnevnt tre uavhengige ekspertpanel, et med tre representanter for styringskomiteen, et med tre fra SFT og et med tre fra ledelsen i Norsk Naturvernforbund (NNF). Selve verdsettingsprosessen tok flere dager med hvert panel, mye fordi det krevde omfattende diskusjoner for å forme et omforent bilde av hva et oljesøl innebærer. For å håndtere problemene med å forholde seg edruelig til store statlige utgifter (millioner kroner), ble disse blant annet anskueliggjort i form av kostnader til sykehusdrift slik at det ble klart for alle parter at utgifter til bekjempelse av oljesøl konkurrerer med andre statlige utgifter. Selv om det var betydelig usikkerhet om verdsettingen, konvergente prosessen i alle panelene. De to første panelene hadde forholdsvis sammenfallende verdsettingsresultat, mens NNF hadde betydelig lavere vekt på kostnader og rekreasjon («folk har godt av å se oljesølet»). Byggingen av en omfattende konsekvensmodell foregikk samtidig med verdsettingsprosessen, slik at panelene underveis ikke visste hvilken betydning verdsettingen ville ha for anbefalt beredskapsnivå. Dette begynte imidlertid å lekke ut, og NNF bad et år senere om en ny verdsettingsrunde. Men nå virket det som om de gikk over fra en emosjonelt basert verdsetting til å bli strategiske og kalkulerende, med en betydelig større betalingsvillighet som resultat.

Det ble høstet mye lærdom fra Program for oljevernberedskap, for eksempel at det som regel er bedre å lede oljen til et utvalgt sted på kysten og samle den opp der, enn å prøve å samle den opp ute på havet. Men hovedkonklusjonen var nedslående: Datidens beredskapsnivå ville kostet kr. 980 millioner over 10 år, men dette var mellom 60 og 450 ganger mer enn det var forventet å være verdt i følge nyttefunksjonene til styringskomiteen og SFT. Den viktigste grunnen til dette, var dårlige erfaringer med effekten av oljeoppsamling, vasking av fugler etc. Den nye nyttefunksjonen til NNF gav et riktignok et break-even resultat, men den hadde blant annet en implisitt betalingsvillighet på kr. 17.500 per fugleliv. Dette ble vurdert som urealistisk, og den ble derfor ikke tatt hensyn til da den endelige rapporten ble skrevet. Her ble det anbefalt å halvere oljevernberedskapsnivået, selv om en rent samfunnsøkonomisk vurdering burde tilsi at beredskapen burde nedlegges. I dette møtet mellom konsekvensetikk og pliktetikk ble altså rene miljø-økonomiske betraktninger fraveket: Vi plikter tross alt å ha et visst beredskap mot oljesøl. Prosjektet er beskrevet mer i detalj av Wenstøp (1983) og Seip (1991).

Vurdering: Det ble laget detaljerte og velfunderte konsekvensmodeller med omfattende innhenting av data om kysten, næringsliv, dyreliv, fritidsaktiviteter,

trafikk av oljetankere, og meteorologiske og oseanografiske data. Verdimodellene hadde form av kompliserte nyttefunksjoner slik at kravet til logisk konsistens var oppfylt. Den største vanskeligheten var å fremstille de mulige konsekvensene på en virkelighetsnær måte som kunne vekke tempererte emosjoner hos verdsetterne. Resultatene ble mange ganger nokså vilkårlige, med begrenset rasjonalitet som følge. Dette ble riktignok avhjulpet noe gjennom bruken av parallelle og uavhengige paneler som alle gikk gjennom verdsettingsprosessen flere ganger. Legitimiteten ble på den annen side godt ivaretatt ved å ha med de tre viktigste interessentene med deltagerer på et beslutningsnært nivå. Den viktigste grunnen til det negative utfallet var at prosjektet viste at aksjoner på havet for å begrense virkningene av oljesøl har svært begrenset effekt.

Verdsetting av utslipp fra biltrafikk

Dette prosjektet tok sikte på å sammenligne tre verdsettingsmetoder: conjoint analyse og betinget verdsetting i nytte-kostnadsanalyse på den ene side, og flermålsanalyse med ekspertpanel på den annen side. Den fulle rapporten er i Halvorsen m.fl. (1998); denne fremstillingen bygger på Wenstøp og Seip (2001). Verdsettingen tok utgangspunkt i to ulike scenarier; en gradvis overgang til el-biler i Norge, og trafikkplanlegging i Drammen. Prosjektet dreide seg ikke om konkrete beslutninger, men var først og fremst en studie av forholdet mellom de tre ulike metodene.

I flermålsanalysen ble det brukt tre ulike ekspertpanel: Panel 1 besto av fire personer fra SFT, Panel 2 bestod av fem personer fra Vegdirektoratet, og Panel 3 hadde tre leger fra Statens institutt for folkehelse. Deltagerne ble bedt om å ikke reflektere offisielle synspunkter fra deres egen organisasjon, men i stedet påta seg en rolle som interesserte og bekymrede borgere, men med den innsikt og de verdier de har fått gjennom sitt profesjonelle arbeid. Det ble brukt to vektleggingsmetoder, sving vekting og ordinal vekting (Belton og Stewart, 2002). I stedet for å prøve å vektlegge verdien av å unngå ulike typer utslipp fra veitrafikk, ble det lagt vekt på å bruke konsekvensvariabler som representerte verdier i seg selv. Unntaket var CO₂, der konsekvensene fra utslipp av norsk veitrafikk først og fremst er politiske. Kriteriene som skulle verdsettes var: utslipp av CO₂ i tonn per år; fem ulike helse-effekter målt i persondager per år: hoste, hodepine, svimmelhet, kvalme, og forkjølelse eller influensa; tre typer irritasjoner på grunn av biltrafikk målt i form av antall mennesker som klager over dem: støy, lukt og partikler; antall skader og antall dødsfall på grunn av biltrafikk per år; kostnader per år av offentlige tiltak.

Det viste seg at panelet fra SFT var det eneste panelet som greide å forholde seg emosjonelt til utslipp av CO₂, og årsaken var at de satt midt oppe i internasjonale forhandlinger om dette. Deres verdsetting var omtrent 1000 ganger høyere enn den til de to andre panelene, og må oppfattes som politisk og ikke miljøbettinget. De to andre panelene var mer opptatt av hva man hadde råd til, enn av miljøkonsekvenser. Ellers var resultatene fra de tre panelene sammenlignbare selv om usikkerheten underveis var meget stor, spesielt i det nasjonale scenariet med overgang til el-biler. Panelene hadde både vanskeligheter med de store tallene, og at det egentlig ikke var snakk om å velge mellom beslutningsalternativ. Det er dessuten interessant å merke seg at betalingsvilligheten per enhet for å unngå miljøbelastningene fra biltrafikk var større for Drammen-scenariet enn i det nasjonale scenariet. Dette ble tolket dithen at når effektene er nær deg, blir de mer konkrete og betalingsvilligheten større enn når scenariene er mer omfattende og mer abstrakte.

Da verdsettingsresultatene fra flermålsanalyse ble sammenlignet med dem fra nytte-kostnadsanalyse, viste det seg at de lå i mellom conjoint valuation og betinget verdsetting. Slik sett skilte resultatene fra flermålsanalyse seg ikke vesentlig fra dem fra nytte-kostnadsmetoder.

Landskapsplanlegging ved vannkraftutbygging i Sauda

Hensikten med dette prosjektet var å verdsette landskapsendringer og konsekvenser for fritidsaktiviteter som en følge av vannkraftutbygging i Sauda (Wenstøp og Carlsen, 1998). Prosjektet var en del av en større nytte-kostnadsanalyse hvor befolkningens betalingsvillighet allerede var estimert gjennom betinget verdsetting. Det ble utpekt tre ekspert-paneler, et fra Miljøverndepartementet, et lokalt panel fra Sauda med ordføreren i spissen, og et fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Landskapsendringer på grunn av nye reservoarer ble målt i form av arealer satt under vann (km²). Landskapseffekten på grunn av elver og fosser med redusert vannføring ble målt i samlet lengde (km), det samme ble nye kraftlinjer og veier i området. Virkningen på kulturminner ble registrert som antall kulturminner som ble berørt. Virkningen på jakt og fiske ble uttrykt som reduksjon i antall aktivitetsdager per år.

Det ble lagt mye arbeid i å visualisere virkningen av kraftutbyggingen. Blant annet ble landskapet filmet fra helikopter, og en kunstner bearbeidet filmen for å vise hvordan det ville ta seg ut etter utbyggingen. Denne videoen av landskapet før og etter ble vist for paneldeltagerne før verdsettingen, og hadde

åpenbart en meget gunstig virkning på rasjonaliteten av prosessen. Blant annet viste ordføreren seg som en 100 % konsistent verdsetter. Det er også verdt å merke seg at det lokale panelet hadde en gjennomgående lavere betalingsvillighet enn de to mer fjerne Oslo-panelene.

Samlet plan for vassdrag⁸¹

Vannkraftutbygging begynte for alvor å bli kontroversielt på 1970-tallet på grunn av miljøkonsekvensene. Stortinget bad derfor om en samlet plan for de gjenværende, potensielt utbyggbare, vassdragene. Denne ambisiøse planen ble utarbeidet av Miljøverndepartementet og etter mange kontroverser og modifikasjoner vedtatt av Stortinget. Planen rangerer de 640 vannkraftprosjektene som den gang ble ansett som realistiske, i henhold til to hovedkriterier: kostnadseffektivitet og konflikt med brukerinteresser. Kostnadseffektivitet ble beregnet som utbyggingskostnad per gigawatt-time per år (NOK/(GWh/år)) etter diskontering og annualisering. Konflikt med brukerinteresser ble målt gjennom 12 ulike kriterier: Konflikt med skogbruk, landbruk, jakt, fiske, kulturminner, reinsdyrdrift, naturvern og transport. Arbeidet med innhenting av data ble foretatt av 12 ulike ekspertgrupper som skåret sin variabel for hvert av de 640 prosjektene til en kostnad av rundt 100 millioner kroner. Imidlertid viste det seg å bli meget vanskelig å bruke disse skårene i en verdsettingsprosess fordi det ble besluttet å bruke en heltalls ordinalskala som løp fra -4 til +4 for alle brukerinteressene der -4 betød meget store konflikter, 0 betød ingen virkning, og positive tall betød positive konsekvenser, men disse ble omtrent ikke brukt. Vanskeligheten med en slik skala ble fort synlig fordi de aller fleste prosjektene var små; det minste var bare 2 GWh/år. Et snes prosjekter var imidlertid meget store; det største hele 3200 GWh/år. Resultatet var at skalaen fort ble brukt opp på de små og mellomstore prosjektene og var inadekvat for de store. Konsekvensanalysen ble derfor inkonsistent med for lave skårer på de største prosjektene (Wenstøp og Carlsen, 1988).

Miljøverndepartementet trengte nå en metode for å redusere de 12 brukerinteresseskårene til én konfliktindeks og prøvde vektlegging av brukerinteressene ved hjelp av flermålsanalyse. Det ble oppnevnt fem parallelle ekspertgrupper med kunnskapsrike personer fra forskjellige steder i landet, men verdsettingen viste seg å generere nokså vilkårlige resultater. Årsaken var

⁸¹ Fremstillingen er basert på Wenstøp og Seip (2001).

at panelene ikke kunne relatere emosjonelt til de ordinale skalaene fra -4 til +4 fordi skårene kunne ha svært mange fortolkninger og derfor forble teoretiske selv etter lange diskusjoner. Departementet besluttet derfor offisielt å bruke lik vekt på alle brukerinteressene. I praksis viste imidlertid den endelige rangeringen seg å innebære ganske ulike vekter (Carlsen m.fl., 1991), blant annet fordi store prosjekter måtte spesialbehandles.

Siden store prosjekter systematisk ble gitt for liten konfliktskår på grunn av den begrensede -4 til +4-skalaen, skulle man vente at billige (lav NOK/(GWh/år)) og store prosjekter ble rangert først på grunn av en lav konfliktindeks/energi-brøk. Men departementet brukte ikke konfliktindeks/energi som rangeringskriterium, men i stedet kun den absolutte konflikt uten å se den i forhold til energiproduksjonen. Dermed oppstod det betydelige inkonsistenser. For eksempel ble to prosjekter med samme kostnadseffektivitet (NOK/(GWh/år)) og identiske konfliktskårer rangert likt, til tross for at det ene produserte 20 ganger mer kraft enn det andre. Resultatet ble derfor en rangeringsliste med et påfallende stort antall små prosjekter rangert først. En slik plan er selvfølgelig lettere gjennomførbar, men ikke nødvendigvis en som gir de minste miljøpåvirkninger per kraftenhet på landsbasis. Et mer gjennomtenkt målhierarki ville ha rettet på dette.

12.7 Oppsummering og konklusjon

Flermålsanalyse som alternativ eller supplement til nytte-kostnadsanalyse innebærer et paradigmeskift i forståelsen av hva som gir miljø verdi. Det er menneskets emosjoner som gir goder verdi, og hvis man spør folk om deres betalingsvillighet for miljøgoder, må godene fremstilles eller beskrives på en måte som vekker emosjoner. Ellers vil verdsetningen ikke være velfundert, og et av kravene til rasjonalitet vil ikke være innfridd. Men emosjonene må være tempererte, slik at fornuft og følelser kan samarbeide, ikke angstfylte eller euforiske slik at fornuften kobles ut. Dette er lettere å få til med et ekspertpanel enn ved store spørreundersøkelser. Men selv med ekspertpanel er dette en stor utfordring slik eksemplene viser. Bruken av ekspertpanel reiser i tillegg det større spørsmålet om verdsetternes legitimitet, som krever en filosofisk diskusjon i seg selv.

En vellykket flermålsanalyse krever både legitimitet og rasjonalitet. Det viktigste spørsmålet er likevel om prosjektet har hatt praktisk betydning for

beslutninger som i ettertid har blitt tatt. La oss derfor til slutt oppsummere de fire norske eksemplene med et innsideblikk på disse kravene.

I Program for Oljevern var ekspertpanelene oppnevnt av programmets styre og bestod av ansvarlig personer med god fagkunnskap. Legitimiteten var derfor høy; dog ble den noe svekket ved at et av panelene lot til å legge om til verdsetting ved hjelp av kalkulasjon snarere enn å la den være emosjonelt betinget. Konsekvensanalysen var omfattende og vitenskapelig velfundert, men rasjonaliteten ble svekket ved at det var vanskelig å fremstille konsekvensene på en måte som vekket tilstrekkelig med emosjoner for en pålitelig verdsettingsprosess. Analysens praktiske betydning var imidlertid høy fordi den i stor grad førte til en forholdsvis lav oljevernberedskap i Norge i årene etterpå.

I prosjektet med verdsetting av utslipp fra biltrafikk var legitimiteten høy fordi de tre ekspertpanelene representerte viktige interessenter og deltagerne var ansvarlige personer med god faglig innsikt. Rasjonaliteten var også forholdsvis høy med godt forståelige konsekvensvariabler, men ble svekket ved at panelet fra Vegdirektoratet hadde vanskeligheter med å akseptere paradigmeskiftet til emosjonelt betinget verdsetting. Den praktiske betydningen var liten fordi Vegdirektoratet hadde liten tillit til resultatene på tross av en omfattende følsomhetsanalyse.

I prosjektet med landskapsendringer på grunn av kraftutbygging i Sauda hadde ekspertpanelene høy legitimitet; ordføreren i Sauda bidro ikke minst til dette. Rasjonaliteten var også høy, særlig fordi konsekvensene ble fremstilt ved hjelp av en video som viste landskapet før og etter en den planlagte utbyggingen. Det bidro til å gjøre verdsettingen ganske treffsikker. Den praktiske betydningen var imidlertid ikke høy fordi analysen først og fremst viste seg å gi noenlunde de samme resultater som en parallell nytte-kostnadsanalyse og derfor ikke bidro til å endre beslutningene på eget grunnlag.

I Samlet Plan for Vassdrag var flermålsanalysen først og fremst et korrektiv til arbeidet som ble gjort i Miljødepartementet. Der ble det brukt en metode som på grunn av inkonsistente mål førte til at små kraftverk i utgangspunktet systematisk ble prioritert høyt for utbygging. Innspillene fra flermålsanalysen førte imidlertid at dette til en viss grad ble korrigert.

Flermålsanalyse er ellers i utstrakt bruk internasjonalt i forbindelse med beslutninger med miljøkonsekvenser. Se for eksempel Huang m.fl. (2011), som gir en oversikt over 300 artikler publisert mellom 2000 og 2009 om miljørelaterte prosjekter som bruker ulike metoder innen flermålsanalyse, eller

MCDA (Multi Criteria Decision Analysis) som er den alminnelige internasjonale forkortelsen. De viser at andelen artikler som beskriver MCDA-anvendelser er jevnt stigende blant alle artikler innen miljø i Web of Science database. I flere tilfeller anvendes flere ulike MCDA-metoder på den samme problemstillingen, og da blir resultatet stort sett det samme, noe som tyder på at MCDA er en robust fremgangsmåte.

Jeg vil til slutt takke Gro Holst Volden for verdifulle innspill til artikkelen.

Referanser

Belton, V og Stewart, T.J. (2002): *Multiple Criteria Decision Analysis*, Dordrecht.

Carlsen, A.J., Strand, J. og Wenstøp, F. (1991): Beregning av implisitte miljøkostnader ved utbygging av vannkraft: En analyse av prosjektene i Samlet Plan for vassdrag. *Sosialøkonomen*, 10.

Cowen, T. (1993): The scope and limits of preference sovereignty. *Economics and Philosophy*, 9, 253-269.

Damasio, A. R. (1994): *Descartes' error. Emotion, Reason and the Human Brain*, New York, G P Putnam's sons.

Fredrikson, G.E.A. (1983): Totalplanlegging og kost/nytteanalyse av oljevernberedskap. Kost/nytteanalyse av oljevernberedskap – sammendragsrapport. Oslo: Sentralinstituttet for industriell forskning. (Nå SINTEF).

Føllesdal, D. (1982): The Status of Rationality Assumptions in Interpretation and in the Explanation of Action. *Dialectica*, 36, 301-316.

Gottschalk, P. og Wenstøp, F. (1990): *Kvantitativ Beslutningsanalyse for ledere og planleggere*, Oslo, Universitetsforlaget.

Gregory, R., Lichtenstein, S., og Slovic, P. (1993): Valuing Environmental Resources: A Constructive Approach. *Journal of Risk and Uncertainty*, 7, 177-197.

Halvorsen, B., Strand, J., Sælensminde, K. og Wenstøp, F. (1998): Comparing Contingent Valuation; Conjoint Analysis and Decision Panels: An Application to the Valuation of Reduced Damages from Air Pollution in Norway. In: Stewart, T. J. og Van den Honert, R. C. (eds.) *Trends in Multicriteria Decision Making - Proceedings of the 13th International Conference on Multiple Criteria Decision Making*. Springer.

- Huang, I. B., Keisler, J. og Linlov, I. (2011): Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: ten years of applications and trends. *Science of the total environment*, 409, 3578-3594.
- Jordanger, I., Malerud, S., Minken, H. og Strand, A. (2010): Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt. *Concept Rapport*, 0804-5585; 18.
- Keeney, R. og Raiffa, H. (1976): *Decision with Multiple Objectives*, New York, John Wiley & Sons.
- Loewenstein, G., Rick, S. og Cohen, J. D. (2008): Neuroeconomics. *Annu. Rev. Psychol.*, 59, 647-672.
- Scarborough, H. og Bennett, J. (2012): *Cost_Benefit Analysis and Distributional Preferences*, Edward Elgar Publishing.
- Seip, K. L. (1991): Decisions with multiple environmental objectives. The siting of oil drilling wells in Norway. In: GANOULIS, J. (ed.) *Water resources engineering risk assessment*. Berlin.: Springer-Verlag.
- Wenstøp, F. (1983): Evaluation of Oil Spill Combat Plans by Means of Multi-criteria Decision Analysis. In: STIGUM, B. P. & WENSTØP, F. (eds.) *Foundations of Utility and Risk Theory with Applications*. Dordrecht: D. reidel Publishing Company.
- Wenstøp, F. (2005): Mindsets, rationality and emotion in Multi-criteria Decision Analysis. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 13, 161-172.
- Wenstøp, F. og Carlsen, A. J. (1998): Using Decision Panels to Evaluate Hydropower Development Projects. In: BEINAT, E. & NIJKAMP, P. (eds.) *Multi Criteria Evaluation in Land Use Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Wenstøp, F. og Seip, K. (2001): Legitimacy and Quality of Multi-Criteria Environmental Policy Analysis: A Meta Analysis of Five MCE Studies in Norway. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10, 53-64.
- Wenstøp, F. og Carlsen, A. J. (1988): Ranking Hydroelectric Power Projects with Multicriteria Decision Analysis. *Interfaces*, 18, 36-48.

13 Anvendelse av føre-var-prinsippet i klimadebatten

Iulie Aslaksen⁸²
Statistisk sentralbyrå

13.1 Ulike definisjoner av føre-var prinsippet

Føre var-prinsippet er først og fremst knyttet til vurdering av usikkerhet om framtidige konsekvenser av omfattende miljøpåvirkning og hvordan usikkerhet inngår i kunnskapsgrunnlaget for politisk handling. Menneskelig påvirkning av miljøet blir stadig sterkere. Utslipp av klimagasser øker. Isen smelter i nord. Havet forsures. Naturområder fragmenteres og bygges ned. Biologisk mangfold blir redusert. Konsekvensene er svært usikre og kan være irreversible. Føre-var prinsippet er en tilnærming til å tenke langsiktig, ta hensyn til tidlige advarsler om miljø- og helseproblemer, og vurdere komplekse problemer der kunnskapsutvikling tar lang tid. I mange tilfeller er det ikke tilstrekkelig etablert kunnskap i forskningslitteraturen om nye sammenhenger, og ofte er det ulike motstridende teorier. Kjernen i føre-var prinsippet er å handle når konsekvensene kan bli svært alvorlige, selv om risikoen er ukjent. Hvilken grad av vitenskapelig sikkerhet er det da rimelig å kreve for å legitimere en politisk handling? Føre-var prinsippet kom inn på den politiske dagsorden etter FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio i 1992. Da ble føre-var prinsippet definert slik: ”Der det er trusler om uopprettelig skade, skal mangel på full vitenskapelig sikkerhet ikke brukes som grunn for å utsette kostnadseffektive tiltak for å hindre miljøforringelse” (RioDEC 1992, kapittel 15). Rio-versjonen av føre-var prinsippet reiser en rekke spørsmål. Kriteriet om «uopprettelig skade» innebærer et krav om å vurdere hvem som rammes og hvordan byrdene

⁸² Forfatteren takker Per Arild Garnåsjordet, Cathrine Hagem, Kåre Petter Hagen, Gro Holst Volden og en anonym fagfelle for verdifulle innspill til forbedring av manuskriptet, og tar selv ansvaret for gjenværende svakheter.

bør fordeles. Det er stadig større erkjennelse av at «full vitenskapelig sikkerhet» ikke er mulig å oppnå i praksis, og at føre-var prinsippet bør ta hensyn til sterk usikkerhet: I motsetning til svak usikkerhet, som er representert ved statistiske sannsynligheter, innebærer sterk usikkerhet at det ikke er mulig å knytte sannsynlighet til utfallene (Knight 1921).

Klimagassutslipp, miljøgifter, helsefarlige stoffer, tap av biologisk mangfold, konsekvenser av genmodifiserte organismer (GMO) og helseeffekter av elektromagnetisk stråling er tema der føre-var prinsippet har vært sentralt i den politiske debatten. Rapporten «*Late lessons from early warnings – the precautionary principle 1896–2000*», fulgt opp av «*Late lessons from early warnings: Science, precaution, innovation*», fra EUs miljødirektorat gir et historisk tilbakeblikk på bruk av føre-var prinsippet i forbindelse med miljø- og helseskadelige stoffer (European Environment Agency 2001, European Environment Agency 2013). Rapportene legger vekt på betydningen av sterk usikkerhet og peker på en rekke situasjoner der tiltak ikke ble iverksatt selv om troverdige faresignaler – *early warnings* – var tilgjengelig på et tidlig tidspunkt. Sentrale forskere går gjennom sak etter sak på sine kjerneområder og svarer på følgende spørsmål: Når kom de første pålitelige vitenskapelige varslene om mulig skade? Når kom og hva var de viktigste reguleringstiltakene? Hva ble utfallet med hensyn til nytte og kostnader av det historiske forløpet sammenliknet med tidlige tiltak? Hvilke lærdommer kan trekkes og gjøre nytte for seg i tilsvarende prosesser? Rapportene stiller spørsmål om hvorfor ikke bare de tidlige advarslene, men også de høylydte og sene advarslene ble ignorert så lenge. Dette setter fokus på politikernes ansvar for å være føre-var, men også på forskernes etiske forpliktelse til å være seg bevisst sin rolle i de kunnskapsgenererende prosessene og ansvaret for å trekke fram troverdige faresignaler.

Vitenskapens tradisjonelle kvalitetskriterier blir utfordret av den sterke usikkerheten og de etiske verdikonfliktene knyttet til de store miljøproblemene, samtidig som skillelinjen mellom vitenskap og politikk blir mer utydelig når vitenskapen i stadig økende grad blir kunnskapsleverandør til politiske beslutninger. Denne situasjonen kan betegnes som ”post-normal science”, post-normal vitenskap, et begrep lansert av vitenskapsfilosofene Silvio Funtowicz og Jerome Ravetz (Funtowicz and Ravetz 1990). Beslutningssituasjoner som er kjennetegnet som post-normale har det til felles at kunnskapen er usikker, verdier er under dispuTT, mye står på spill og beslutning haster («facts are uncertain, values in dispute, stakes high and decision urgent») (Funtowicz and Ravetz 1990).

Post-normal vitenskap peker på problemer med Rio-versjonen av føre-var prinsippet: For det første innebærer den et forsøk på å løse en anomali – vitenskapen kan ikke oppnå ”full sikkerhet”. Den svake versjonen av føre-var prinsippet hjelper ikke i situasjoner med sterk usikkerhet: Vi vet ikke hva slags overraskelser som vil oppstå i fremtiden. Et ”reelt” føre-var prinsipp kan ikke bare være knyttet til fremtiden fordi den er ukjent – det må være knyttet til hva som står på spill i dag, en ansvarlighet i forhold til dagens situasjon (*commitment to the present*), som innebærer en forpliktelse til politisk handling og ansvarlighet i forhold til sivilsamfunnet (Benessia and Funtowicz 2015). For det andre må et ”reelt” føre-var prinsipp basert på dagens situasjon erkjenne behovet for en bredere samfunnsmessig deltakelse – bredere involvering av ulike samfunnsinteresser og verdisyn – for å legitimere handling. Dette betegnes som «extended peer community» – utvidet fagfelleevaluering – der kunnskap skal kvalitetssikres ikke bare ut fra vitenskapelig kvalitet gjennom fagfelleevaluering, men også vurderes samfunnsmessig når det gjelder politisk relevans. Dette fordrer en ny forståelse av vitenskapens rolle når den brukes som grunnlag for politikk. Derfor blir politisk debatt om konsekvensene av sterk usikkerhet enda viktigere. Den sterke usikkerheten som erkjennes i post-normal vitenskap krever en sterk formulering av føre-var prinsippet med et aktivt handlingskrav for politiske beslutninger. Flere formuleringer av sterke versjoner av føre-var-prinsippet er blitt foreslått. På Wingspread-konferansen i 1998 ble miljøeksperter fra ulike fagbakgrunn enige om en sterkere definisjon: “Når en virksomhet innebærer trusler mot miljø eller menneskers helse, skal føre-var tiltak settes i verk, selv om årsaks-virkningssammenhengene ikke er fullt ut fastslått vitenskapelig. I denne sammenheng skal pådriveren for en virksomhet, snarere enn allmennheten, bære bevisbyrden (for at virksomheten er trygg)” (min oversettelse⁸³, sitert fra Hovi 2001, s.2). Mens Rio-erklæringen sier at vi ikke krever full sikkerhet om skadevirkningene, sier formuleringen fra Wingspread-konferansen at vi krever bevis for at det ikke er skadevirkninger. UNESCO har foreslått en annen sterk definisjon av føre-var prinsippet: ”Når menneskelig aktivitet kan medføre moralsk uakseptabel skade som er

⁸³ “When an activity raises threats to the environment or human health, precautionary measures should be taken, even if some cause-and-effect relationships are not fully established scientifically. In this context, the proponent of an activity, rather than the public, should bear the burden of proof [of the safety of the activity]” (sitert fra Hovi 2001, s.2).

vitenskapelig troverdig men usikker, skal tiltak bli iverksatt for å unngå eller redusere skaden» (min oversettelse⁸⁴, UNESCO 2005, p. 14). Fordelen med UNESCOs definisjon er at sterk usikkerhet er anerkjent, og forpliktelsen til å handle er understreket.

Den norske naturmangfoldsloven har også valgt en sterk formulering av føre-var prinsippet i § 9 (*føre-var-prinsippet*): «Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det tas sikte på å unngå mulig vesentlig skade på naturmangfoldet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak.» Denne ambisiøse formuleringen av handlingskrav under kunnskapsmangel kan åpne for rikere tolkning av forskjellige typer kunnskapsgrunnlag, f.eks. tradisjonell økologisk kunnskap.

I den omfattende rapporten fra 2005 om virkninger av klimaendringer i nordområdene, *Arctic Climate Impact Assessment*, pekte klimaforskere på at urfolks tradisjonelle økologiske kunnskap er av stor betydning for å bevare resiliens og tilpasningsevne i klimaforandringens tid (ACIA 2005). De raske klimaendringene i Arktis er en trussel for det naturbaserte livsgrunnlaget. Samisk reindrifft blir sterkt påvirket av klimaendring når det dannes islag som hindrer reinen i å beite under snøen, og forskere peker på betydningen av at rammebetingelser og forvaltning tilpasses lokale forhold i større grad (Tyler m.fl. 2007). Dette kan tolkes som en føre-var respons for å motvirke skaden av klimaendring. Økologen Fikret Berkes ser tradisjonell økologisk kunnskap som en forutsetning for bærekraftig utvikling: «økonomisk utvikling basert på lokal kunnskap og biologisk mangfold kan være vår beste sjanse for en økologisk bærekraftig framtid» (min oversettelse⁸⁵, Berkes 2007, s. 249).

Som et eksempel på hvordan tidligere beslutningssituasjoner under sterk usikkerhet kan kaste lys over dagens utfordringer i klimapolitikken, kan avgjørelsen om å bygge flomforebyggende tiltak ved Themsen i London trekkes fram, som påpekt av Martin Rees, president i Royal Society i

⁸⁴ "When human activities may lead to morally unacceptable harm that is scientifically plausible but uncertain, actions shall be taken to avoid or diminish that harm" (UNESCO 2005, p. 14).

⁸⁵ "... economic development based on local knowledge and biodiversity can be our best bet for an environmentally sustainable future" (Berkes 2007, s. 249).

Storbritannia (Rees 2009). Tiltaket – *Thames Barrier* – ble gjennomført på 1980-tallet for å hindre oversvømmelse av et omfang som forventes å hende sjeldnere enn hvert århundre. Dette var et tidlig eksempel på samme tankegang som i føre-var prinsippet – en stor investering, over en milliard pund i dagens pengeverdi, ble gjennomført som et forsikringstiltak mot en usannsynlig hendelse, oversvømmelse av London, men hvis hendelsen inntraff, ville den fått negative økonomiske konsekvenser mange ganger større enn investeringskostnaden. Daværende statsminister Margaret Thatcher tok beslutningen om å gjennomføre kostnadskrevede flom-forebyggende tiltak basert på en føre-var tenkning for å unngå helt uakseptable konsekvenser selv om sannsynligheten var liten for en ødeleggende flom og kostnadene ved forebyggende tiltak var betydelige.

13.2 Anvendelse av føre-var prinsippet

Flere aktuelle eksempler illustrerer bruk av føre-var prinsippet i politisk debatt i Norge. Konsekvensene av skade på torskestammen ved mulig oljeutslipp i gyteområdene utenfor Lofoten og Vesterålen ble vurdert som så alvorlige – på grunnlag av Havforskningsinstituttets faglige vurderinger - at føre-var prinsippet ble anvendt for den politiske beslutningen om at utbygging bør utsettes. Genmodifiserte vekster er ikke tillatt dyrket i Norge fordi bioteknologiloven krever at samfunnsnyten er dokumentert tilstrekkelig stor i forhold til den grunnleggende usikkerheten. Selv om årsaker til biedød ikke er avklart, har Mattilsynet forbudt utendørs bruk av insektmiddelet imidakloprid i Norge da det er mistanke om at det kan knyttes til bestandsnedgang av bier og humler.

Avveining mellom klima, naturmangfold og petroleumsutvinning er et sentralt etisk dilemma. Den politiske debatten i Norge om hvorvidt grensen for oljevirkosomhet i Barentshavet – «iskanten» - kan flyttes nordover er et eksempel på dette. Iskanten er et område der det er stor biologisk aktivitet og der potensielle oljeutslipp innebærer langt større økologiske konsekvenser enn i andre havområder. Regjeringens forslag om å flytte iskanten nordover ble kritisert av forskere og miljøbevegelsen som påpekte at iskanten ikke bør flyttes nordover, og det ble ikke vedtatt i Stortinget. Iskanten som ble vurdert flyttet nordover, er et aktuelt eksempel på utfordringer i post-normal vitenskap og «science-for-policy» (Funtowicz and Ravetz 1990). Selve den vitenskapelige usikkerheten gjøres til gjenstand for politikk.

IPCC prosessen har skapt større politisk aksept for utviklingen av klimapolitikk (IPCC 2014). Likevel har den internasjonale klimapolitikken ikke svart til forventningene. Politikken er ikke ambisiøs nok til å nå de målene forskerne peker på som nødvendig. Derfor har tiltak ikke vært tilstrekkelige i samsvar med føre-var prinsippet. Det kan diskuteres om kunnskapsgrunnlaget nå er så omfattende at man ikke lenger kan si at ny kunnskap er «early warnings» - men føre-var prinsippet vil fortsatt være nødvendig på grunn av alvoret i konsekvensene. Tidligere da det var mindre enighet om kunnskapsgrunnlaget, kunne man si at ny kunnskap representerte «early warnings», for eksempel ved IPCCs første assessment rapport i 1990 (Grassl og Metz 2013). Klimaendring var ikke med i den første «*Late lessons from early warnings*» rapporten fra 2001 da det fortsatt ble oppfattet som kontroversielt - til tross for at de første «early warnings» kom allerede i 1896 da Svante Arrhenius pekte på sammenhengen mellom økt forbruk av fossilt brensel og forventet temperaturstigning (European Environment Agency 2013). Den nye rapporten «*Late lessons from early warnings*» fra 2013 gjennomgår hvordan tidligere IPCC «assessments» har formulert usikkerhet og sannsynlighetsvurderinger (MacGarvin 2013). IPCC har gjennom de ulike rapportene utviklet sin behandling av usikkerhet og sannsynligheter. «Assessment report 5» bygger på en «Guidance note» for behandling av usikkerhet (Mastrandrea m.fl. 2010). Det skilles mellom to tilnæringer til usikkerhet: «Confidence scale», som avhenger av kunnskapens art («evidence») og graden av enighet mellom ekspertene («agreement»), og kvantitative mål på usikkerhet. Vektleggingen i «Guidance note» av å unngå Type 2 feil kan tolkes som en støtte til føre-var prinsippet: Type 1 feil betegner en situasjon der en riktig hypotese blir feilaktig forkastet, mens Type 2 feil betegner en situasjon der en feilaktig hypotese ikke blir forkastet. Dersom dette leder til at et alvorlig problem ikke blir oppdaget, eller at et skadelig tiltak blir iverksatt, fordi data ikke gir støtte til å forkaste hypotesen, vil Type 2 feil være mer alvorlige enn Type 1 feil. For eksempel kan nullhypotesen være at det ikke er menneskeskapt klimaendring. Type 2 feil er at vi ikke «oppdager» problemet. Føre-var prinsippet innebærer da at man skal utvise større forsiktighet enn hva statistisk metode alene tilsier.

Mange tiltak i klimapolitikken kan komme i konflikt med andre samfunnsmessige målsettinger. Storstilt skogplanting på gammel kulturmark er foreslått som tiltak for å øke karbonbindingen i skog. Dette kan komme i konflikt med målsettingen om å bevare biologisk mangfold og økosystemtjenester knyttet til kulturlandskapet, der blomsterenger er viktige habitat for bier og humler. Det

er også betydelig kunnskapsmangel om effekten av den foreslåtte klimaskogplantingen (Dahlberg m.fl. 2013). Når et klimatiltak har konsekvenser som kan medføre «uopprettelig skade» på andre områder, er det behov for å utvide perspektivet og utvikle en bredere ramme for avveining mellom ulike typer økosystemtjenester.

Avveining mellom økosystemtjenester er kjernen i FNs nye forslag til økosystemregnskap, *Experimental Ecosystem Accounts* (United Nations 2014). Et viktig trekk ved det foreslåtte økosystemregnskapet er at det anbefaler å utvikle arealbaserte mål for verdier av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Et økosystemtjenesteregnskap vil gi myndigheter og andre beslutningstakere et bredt fundert grunnlag for å vurdere sammenhengen mellom økonomisk aktivitet og bruken av økosystemene, effektene av miljøpolitiske virkemidler og avveininger mellom ulik bruk av økosystemene. Dette vil gi et kunnskapsgrunnlag for å vurdere i hvilken grad man opprettholder økosystemenes kapasitet som grunnlag for framtidige økosystemtjenester. I føre-var prinsippet er dette svært viktig for å ta hensyn til de framtidige valgmulighetene for bruk av økosystemtjenester. Biologisk mangfold bidrar til å opprettholde resiliens mot klimapåvirkning.

13.3 Klimapolitikk, føre-var prinsippet og økologisk økonomi

Samfunnsøkonomi bidrar i betydelig grad til å utvikle tiltak i klimapolitikken. Det er viktig med fagdebatt om hvordan fagets fokus og begreper påvirker verdisyn og prioriteringer. Det økonomiske menneske *Homo economicus* har stor makt som metafor som kan påvirke synet på hvilket handlingsrom som er mulig. Det som oppfattes som et relevant politisk handlingsrom, kan bli begrenset til det som kan vurderes økonomisk. I neste omgang formidles dette videre som en del av samfunnets kulturelle signaler. Derfor trenger økonomifaget refleksjon over implisitte normative verdier og enkeltindividets rolle som økonomisk, økologisk og politisk aktør. Individuelt ansvar handler om å medvirke i demokratiske prosesser og bli bevisst hvordan et skifte i politikk kan oppnås. Hver for oss kan vi gjøre lite, sammen kan vi gjøre mye.

Kostnadseffektivitet er et viktig prinsipp som står sterkt i økonomisk klimadebatt. Det er økonomifagets svar på hvordan vi skal få mest mulig reduksjon av CO₂ utslippene for hver krone brukt på klimatiltak. Hvis det koster mer å redusere utslippene i Norge enn i andre land, kan kjøp av

klimakvoter, som reduserer utslipp ute, gi større klimagevinst enn tiltak hjemme. På samme måte kan det være kostnadseffektiv klimapolitikk å betale for å bevare regnskog eller andre tiltak som hindrer avskoging. En samfunnsøkonomisk analyse vil ikke alltid ha et fullstendig bilde av de faktiske kostnadene ved ulike tiltak, da sannsynlighetsfordelingen for kostnadene kan være ukjent. For å sikre at tiltak blir gjennomført, kan føre-var prinsippet være relevant som beslutningskriterier selv om aktuelle tiltak ikke nødvendigvis er ”kostnadseffektive” ut fra dagens kunnskap. Debatten om klimatiltak hjemme og i utlandet kan tolkes i lys av denne tilnærmingen, da tiltak hjemme kan gi en større grad av sikkerhet for at målene kan oppnås. Noen oppfatter kjøp av klimakvoter i utlandet som lettvtint, noe som skaper god samvittighet, men med usikker virkning: Vet vi egentlig hva vi får når vi kjøper klimakvoter? Hvordan kan vi sikre oss mot at dyrking av biodrivstoff ikke tar maten fra de fattige? Som kjøpere av klimakvoter er vi forbrukere i klimamarkedet og har krav på forbrukerveiledning. Her har økonomene og politikerne en viktig utfordring. Det er ikke nok å få vite at klimakvoter i prinsippet er kostnadseffektivt – under ideelle forhold. Politikerne må stille krav til at prosjektene som får klimakvoter har en god etisk og miljømessig profil. Krav om etiske retningslinjer blir sterkere på alle områder. Etiske krav til kvotehandling, gjennomført på en etterprøvbar måte, er et viktig skritt på veien mot at kravet om kostnadseffektivitet kan komme i bedre samsvar med en moralfilosofi for klimaproblemet.

I *Greenhouse Economics. Value and Ethics* tar Clive Spash opp en bred debatt om etikk og verdispørsmål i klimadebatten og peker på behovet for verdivurderinger: «Mer forskning for å fylle ut kunnskapshull kan ikke fjerne behovet for etisk vurdering» (min oversettelse⁸⁶, Spash 2002, s. 278). Hvem skal bære kostnadene? Hva med behovene til fremtidige generasjoner? Clive Spash kritiserte økonomer som beregnet klimakostnader i fremtiden ved hjelp av økonomiske sammenhenger fra fortiden, uten å legge stor vekt på etiske spørsmål. Siden den gang har IPCC og ikke minst Stern-rapporten bidratt til å få klimaspørsmålet til topps på den politiske dagsorden.

Et viktig redskap i økonomi er nyttekostnadsanalyse, som sammenligner nytten og kostnaden ved et tiltak (begrense klimautslippene). Metoden passer best for mindre tiltak som ikke påvirker omgivelsene i stor grad, og er derfor ikke helt

⁸⁶⁸⁶ "More research to fill information gaps cannot remove the need for moral judgement" (Spash 2002, s. 278).

velegnet for klimaendringer med uoprettelige og globale konsekvenser. I nyttekostnadsanalyse kan tap av naturkvaliteter i prinsippet kompenseres med betaling, en tilnærming som har begrenset gyldighet hvis livsgrunnlaget er truet og essensielle meningsbærende verdier står i fare for å gå tapt. Som andre forenklete modeller, kan metoden gi viktig kunnskap, men resultatene må tolkes med forsiktighet og ikke tas for bokstavelig. Etske spørsmål må drøftes mer eksplisitt. Hvordan skal vi forholde oss til de sivilisasjonstruende klimaforandringene?

Samfunnet har en stor tro på at teknologisk utvikling skal løse miljøproblemerne, samtidig som de teknologiske løftene ikke alltid blir innfridd, og den teknologiske utviklingen kan ha uønskede etiske konsekvenser, for mennesker og miljø. Vi ser en utvikling fra tradisjonell vitenskap til ”techno-science”. Spørsmålet er hvordan økonomifaget plasserer seg i dette bildet – mellom ”techo-science” og en kritisk tradisjon som kan identifisere forskning som tjener mennesker og miljø, som grunnlag for anvendelse av føre-var prinsippet.

Fagretningen økologisk økonomi legger vekt på institusjonelle forhold og samspill mellom økonomi og politikk og utfordrer økonomifagets tradisjonelle skille mellom ”sak og vurdering” der implisitte normative forutsetninger om naturens verdi ikke blir diskutert. Føre-var prinsippet kan bidra til å utvide kunnskapsgrunnlaget for politisk handling. Anvendelse av føre-var prinsippet er spesielt relevant ved mål om sterk bærekraftig utvikling. Til forskjell fra svak bærekraftig utvikling, som innebærer en forutsetning om høy grad av substitusjon mellom naturkvaliteter og menneskeskapte verdier, dvs. at tap av natur kan erstattes med andre økonomiske verdier, innebærer sterk bærekraftig utvikling en forutsetning om at tap av naturkvaliteter ikke uten videre kan kompenseres med penger. Fokus på manglende substitusjon handler om å sikre at vi kan opprettholde våre valgmuligheter i framtiden gjennom å sikre tilstrekkelig omfang av verdifulle naturkvaliteter. Økologisk økonomi peker på betydningen av å utvikle en forståelse av sterk bærekraftig utvikling, med miljøpolitikken basert på et økologisk fundert kunnskapsgrunnlag som gir grunnlag for politisk handling i lys av alvorlige faresignaler (Baumgärtner, Becker, Frank, Müller and Quaas 2008).

13.4 Kunnskapsgrunnlag for føre-var prinsippet

For å anvende føre-var prinsippet trengs det kunnskap og indikatorer som ikke bare bygger på historiske data, men som er rettet framover mot nye trender -

”forward-looking” - og fanger opp ”early warnings” om nye miljøproblemer og nye typer usikkerhet. Indikatorene bør være flerdimensjonale for å representere ulike sider ved sterk bærekraftig utvikling og ikke dekke over avveininger mellom inkommensurable verdier. Indikatorer er nødvendig for å skaffe seg kunnskap om faresignaler som grunnlag for politisk handling. Hva slags statistikk, regnskap, indikatorer, analysemetoder og annen kunnskap om klimaeffekter og andre miljøproblemer har statlige og lokale myndigheter behov for når klimapolitikken skal være i samsvar med langsiktighet og føre-var prinsippet? Hvordan kan indikatorer gjøres mer relevante som kunnskapsgrunnlag for politikk? På det internasjonale plan i FN, OECD og EU arbeides det med å finne nye måter å måle bærekraftig utvikling på, som omfatter både miljø, livskvalitet og sosiale framskritt. Et hovedbudskap i Stern-rapporten og andre analyser er at det vil være mye billigere å gjennomføre tiltak mot klimaproblemene nå enn å vente til skaden er oppstått. I et stort forskningsprosjekt om bærekraftig utvikling og føre-var prinsippet har SSB og samarbeidspartnere sett på bruk av de offisielle norske indikatorene for bærekraftig utvikling og hvordan føre-var prinsippet kan gjøre indikatorene mer aktuelle for framtidige problemer.

På klima-området fokuserte bærekraftsprosjektet på betydningen av politikkindikatorer, dvs. indikatorer for å belyse utviklingen i klimapolitikk, basert på føre-var prinsippet (Greaker m.fl. 2013). Forskerne tok utgangspunkt i målet om et globalt tak for temperaturstigning på to grader i 2100 og gikk gjennom faglitteratur som belyser hvor høy karbonavgift og dermed energipris som ville være nødvendig for å oppnå dette målet, som er en omforent målsetting i Stortingets klimaforlik. Forskerne sammenliknet flere modeller og tok utgangspunkt i de ulike anslagene for kostnadene ved å nå togradersmålet. Basert på dette regnet de ut en implisitt energipris og beregnet hvilke utslippsreduksjoner som ville vært påkrevd. En samlet global utslippsmengde kan i teorien fordeles mellom land på ulike måter. Ett prinsipp er å legge til grunn at alle mennesker har samme rettigheter til utslipp, dette gir én fordeling av utslipp per land, hvor tidligere utslipp er inkludert. Legger man dette til grunn, får man illustrert hvor mye Norge minst bør bidra med for å redusere sine utslipp for at togradersmålet kan oppnås. Dette kan i praksis gjøres både gjennom å redusere utslipp hjemme og i avtaler om felles utslippsreduksjoner med Europa og verden for øvrig, med internasjonale avtaler om kvoter eller avtaler om bevaring av regnskog. Fordelingen mellom klimatiltak ute og hjemme var sentral i debatten om Stortingets klimaforlik. Det vil være mer

eller mindre sikkert om målene kan oppnås gjennom internasjonale tiltak, slik at treffsikkerheten i tiltakene må vurderes i forhold til kostnadene, som diskutert tidligere. Uansett representerer kostnadsanslaget en antydning om hva Norge som nasjon bør bruke på klimatilstand – som et minimum, gitt forutsetningen om togradersmålet. Denne minimumsløsningen er basert på en forutsetning om at hvis alle land handler slik, ville klimaproblemet bli tilstrekkelig redusert. Dette kan sees på som en anvendelse av Kants kategoriske imperativ – en handlingsregel basert på at man selv tilstreber optimale handlinger uansett andres handlinger – og i følge denne logikken er det en etisk nødvendighet at et rikt land bør føre en klimapolitikk som om en internasjonal klimaavtale hadde vært på plass. Manglende sikkerhet om effekten av tiltak og det at Norge er et rikt land kan innebære at Norge bør gjøre enda mer enn det som regnes som et minimum etisk sett. Denne tilnærmingen kan framstå som noe teoretisk, og løsningen er kostnads-krevende. Ikke desto mindre viste en spørreundersøkelse - der en spurte om Norge burde føre en klimapolitikk som om en internasjonal avtale var på plass – en stor støtte i befolkningen (Sjøvåg Marino m.fl. 2012). En konsekvens av føre-var prinsippet er at forskere har en etisk forpliktelse til å motivere beslutningstakere til å gjennomføre tiltak for å hindre situasjoner som er uakseptable og må unngås for både nåværende og framtidige generasjoner.

Referanser

- ACIA (2005): *Arctic Climate Impact Assessment*. Cambridge University Press.
- Baumgärtner, S., C. Becker, K. Frank, B. Müller, og M. Quaas (2008): Relating the philosophy and practice of ecological economics: The role of concepts, models, and case studies in inter- and transdisciplinary sustainability research. *Ecological Economics* **67**, 384-393.
- Benessia, A., og Funtowicz, S. (2015): Sustainability and techno-science: What do we want to sustain and for whom? *Int. J. Sustainable Development*, **18**, 329-348.
- Berkes F. (2007): *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Management Systems*. Routledge, New York
- Dahlberg, A., U. Emanuelsson, A. Norderhaug (2013): *Kulturmark og klima – en kunnskapsoversikt*. DN utredning no. 7-2013.

- European Environment Agency (2001): “*Late lessons from early warnings*”: the precautionary principle 1896-2000. European Environmental Agency EEA, Environmental issue report no. 22, Copenhagen
- European Environment Agency (2013): *Late lessons from early warnings: Science, precaution, innovation*. EEA Report 1/2013.
- Funtowicz S, og Ravetz J R (1990): *Uncertainty and Quality in Knowledge for Policy*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Grassl, H. og B. Metz (2013): “Climate change: science and the precautionary principle”, in European Environment Agency (2013): *Late lessons from early warnings: Science, precaution, innovation*. EEA Report 1/2013.
- Greaker, M., P.E. Stoknes, K. H. Alfsen, og T. Ericson (2013): A Kantian approach to sustainable development indicators for climate change. *Ecological Economics* 91, 10–18.
- Hovi, J. (2001): *Føre var-prinsippet som rasjonelt beslutningskriterium*. Working Paper 2001:13. CICERO.
- IPCC (2014): Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Knight, F. (1921): Risk, uncertainty and profit. Houghton Mifflin Co, Boston.
- MacGarvin, M. (2013): Panel 14.1 The evolution of the IPCC’s approach to assessing ‘uncertainty’, in European Environment Agency (2013): *Late lessons from early warnings: Science, precaution, innovation*. EEA Report 1/2013, p. 331-335.
- Mastrandrea, M.D., C.B. Field, T.F. Stocker, O. Edenhofer, K.L. Ebi, D.J. Frame, H. Held, E. Kriegler, K.J. Mach, P.R. Matschoss, G.-K. Plattner, G.W. Yohe og F.W. Zwiers (2010): Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland.
- Rees, M. (2009): Lord Rees: *The world in 2050*. Distinguished Public Lecture 23 February 2009. The James Martin 21st Century School, University of Oxford. <http://www.oxfordmartin.ox.ac.uk/downloads/events/LordReesSpeech.pdf>.
- RioDEC (1992): *Rio Declaration on Environment and Development*. ISBN 9-21-100509-4.

Sjøvåg Marino, M., N. E. Bjørge, T. Ericson, P. A. Garnåsjordet, H. T. Karlsen, J. Randers, og D. Rees (2012): *People's opinion of climate policy - Popular support for climate policy alternatives in Norway*. Working Paper 2012:03. CICERO, Oslo.

Spash, C.L. (2002): *Greenhouse Economics: Value and Ethics*. Routledge, London.

Tyler, N.J.C.; J.M. Turi, M.A. Sundset, K. Strøm Bull, M.N. Sara, E. Reinert, N. Oskal, C. Nellemann, J.J. McCarthy, S.D. Mathiesen, M.L. Martello, O.H. Magga, G.K. Hovelsrud, I. Hanssen-Bauer, N.I. Eira, I.M.G. Eira, og R.W. Corell (2007): Saami reindeer pastoralism under climate change: Applying a generalized framework for vulnerability studies to a sub-arctic social–ecological system. *Global Environmental Change* 17, 191–206.

UNESCO. (2005): *Report of the Expert Group on the Precautionary Principle of the World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology (COMEST)*, Paris: UNESCO.

United Nations (2014): *System of Environmental-Economic Accounting 2012. Experimental Ecosystem Accounting*. United Nations, New York.

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.ntnu.no/concept/publikasjoner/rapportserie

Rapport	Tittel	Forfatter
Nr. 1	Styring av prosjektporteføljer i staten. Usikkerhetsavsetning på porteføljenivå <i>Project Portfolio Management. Estimating Provisions for Uncertainty at Portfolio Level.</i>	Stein Berntsen og Thorleif Sunde
Nr. 2	Statlig styring av prosjektledelse. Empiri og økonomiske prinsipper. <i>Economic Incentives in Public Project Management</i>	Dag Morten Dalen, Ola Lædre og Christian Riis
Nr. 3	Beslutningsunderlag og beslutninger i store statlige investeringsprosjekt <i>Decisions and the Basis for Decisions in Major Public Investment Projects</i>	Stein V. Larsen, Eilif Holte og Sverre Haanæs
Nr. 4	Konseptutvikling og evaluering i store statlige investeringsprosjekt <i>Concept Development and Evaluation in Major Public Investment Projects</i>	Hege Gry Solheim, Erik Dammen, Håvard O. Skaldebø, Eystein Myking, Elisabeth K. Svendsen og Paul Torgersen
Nr. 5	Bedre behovsanalyser. Erfaringer og anbefalinger om behovsanalyser i store offentlige investeringsprosjekt <i>Needs Analysis in Major Public Investment Projects. Lessons and Recommendations</i>	Petter Næss
Nr. 6	Målformulering i store statlige investeringsprosjekt <i>Alignment of Objectives in Major Public Investment Projects</i>	Ole Jonny Klakegg
Nr. 7	Hvordan tror vi at det blir? Effektvurderinger av store offentlige prosjekt <i>Up-front Conjecture of Anticipated Effects of Major Public Investment Projects</i>	Nils Olsson
Nr. 8	Realopsjoner og fleksibilitet i store offentlige investeringsprosjekt <i>Real Options and Flexibility in Major Public Investment Projects</i>	Kjell Arne Brekke
Nr. 9	Bedre utforming av store offentlige investeringsprosjekter. Vurdering av behov, mål og effekt i tidligfasen <i>Improved Design of Public Investment Projects. Up-front Appraisal of Needs, Objectives and Effects</i>	Petter Næss med bidrag fra Kjell Arne Brekke, Nils Olsson og Ole Jonny Klakegg
Nr. 10	Usikkerhetsanalyse – Kontekst og grunnlag <i>Uncertainty Analysis – Context and Foundations</i>	Kjell Austeng, Olav Torp, Jon Terje Midtbø, Ingemund Jordanger, og Ole M Magnussen
Nr. 11	Usikkerhetsanalyse – Modellering, estimering og beregning <i>Uncertainty Analysis – Modeling, Estimation and Calculation</i>	Frode Drevland, Kjell Austeng og Olav Torp
Nr. 12	Metoder for usikkerhetsanalyse <i>Uncertainty Analysis – Methodology</i>	Kjell Austeng, Jon Terje Midtbø, Vidar Helland, Olav Torp og Ingemund Jordanger
Nr. 13	Usikkerhetsanalyse – Feilkilder i metode og beregning <i>Uncertainty Analysis – Methodological Errors in Data and Analysis</i>	Kjell Austeng, Vibeke Binz og Frode Drevland
Nr. 14	Positiv usikkerhet og økt verdiskaping	Ingemund Jordanger

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.ntnu.no/concept/publikasjoner/rapportserie

Rapport	Tittel	Forfatter
	<i>Positive Uncertainty and Increasing Return on Investments</i>	
Nr. 15	Kostnadsusikkerhet i store statlige investeringsprosjekter; Empiriske studier basert på KS2 <i>Cost Uncertainty in Large Public Investment Projects. Empirical Studies</i>	Olav Torp (red.), Ole M Magnussen, Nils Olsson og Ole Jonny Klakegg
Nr. 16	Kontrahering i prosjektets tidligfase. Forsvarets anskaffelser. <i>Procurement in a Project's Early Phases. Defense Acquisitions</i>	Erik N. Warberg
Nr. 17	Beslutninger på svakt informasjonsgrunnlag. Tilnærminger og utfordringer i prosjekters tidlige fase <i>Decisions Based on Scant Information. Challenges and Tools During the Front-end Phases of Projects</i>	Kjell Sunnevåg (red.)
Nr. 18	Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt <i>Multi-Criteria Decision Analysis In Major Public Investment Projects</i>	Ingemund Jordanger, Stein Malerud, Harald Minken, Arvid Strand
Nr. 19	Effektvurdering av store statlige investeringsprosjekter <i>Impact Assessment of Major Public Investment Projects</i>	Bjørn Andersen, Svein Bråthen, Tom Fagerhaug, Ola Nafstad, Petter Næss og Nils Olsson
Nr. 20	Investorers vurdering av prosjekters godhet <i>Investors' Appraisal of Project Feasibility</i>	Nils Olsson, Stein Frydenberg, Erik W. Jakobsen, Svein Arne Jessen, Roger Sørheim og Lillian Waagø
Nr. 21	Logisk minimalisme, rasjonalitet - og de avgjørende valg <i>Major Projects: Logical Minimalism, Rationality and Grand Choices</i>	Knut Samset, Arvid Strand og Vincent F. Hendricks
Nr. 22	Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet <i>Environmental Economics and Economic Viability</i>	Kåre P. Hagen
Nr. 23	The Norwegian Front-End Governance Regime of Major Public Projects – A Theoretically Based Analysis and Evaluation	Tom Christensen
Nr. 24	Markedsorienterte styringsmetoder i miljøpolitikken <i>Market oriented approaches to environmental policy</i>	Kåre P. Hagen
Nr. 25	Regime for planlegging og beslutning i sykehusprosjekter <i>Planning and Decision Making in Hospital Projects. Lessons with the Norwegian Governance Scheme.</i>	Asmund Myrbostad, Tarald Rohde, Pål Martinussen og Marte Lauvsnes
Nr. 26	Politisk styring, lokal rasjonalitet og komplekse koalisjoner. Tidligfaseprosessen i store offentlige investeringsprosjekter <i>Political Control, Local Rationality and Complex Coalitions. Focus on the Front-End of Large Public Investment Projects</i>	Erik Whist, Tom Christensen
Nr. 27	Verdsetting av fremtiden. Tidshorisont og diskonteringsrenter <i>Valuing the future. Time Horizon and Discount Rates</i>	Kåre P. Hagen

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.ntnu.no/concept/publikasjoner/rapportserie

Rapport	Tittel	Forfatter
Nr. 28	Fjorden, byen og operaen. En evaluering av Bjørvikautbyggingen i et beslutningsteoretisk perspektiv <i>The Fjord, the City and the Opera. An Evaluation of Bjørvika Urban Development</i>	Erik Whist, Tom Christensen
Nr. 29	Levedyktighet og investeringstiltak. Erfaringer fra kvalitetssikring av statlige investeringsprosjekter <i>Sustainability and Public Investments. Lessons from Major Public Investment Projects</i>	Ola Lædre, Gro Holst Volden, Tore Haavaldsen
Nr. 30	Etterevaluering av statlige investeringsprosjekter. Konklusjoner, erfaringer og råd basert på pilotevaluering av fire prosjekter <i>Evaluating Public Investment Projects. Lessons and Advice from a Meta-Evaluation of Four Projects</i>	Gro Holst Volden og Knut Samset
Nr. 31	Store statlige investeringers betydning for konkurranse- og markedsutviklingen. Håndtering av konkurransemessige problemstillinger i utredningsfasen <i>Major Public Investments' Impact on Competition. How to Deal with Competition Issues as Part of the Project Appraisal</i>	Asbjørn Englund, Harald Bergh, Aleksander Møll og Ove Skaug Halsos
Nr. 32	Analyse av systematisk usikkerhet i norsk økonomi. <i>Analysis of Systematic Uncertainty in the Norwegian Economy.</i>	Haakon Vennemo, Michael Hoel og Henning Wahliquist
Nr. 33	Planprosesser, beregningsverktøy og bruk av nytte-kostnadsanalyser i vegsektoren. En sammenlikning av praksis i Norge og Sverige. <i>Planning, Analytic Tools and the Use of Cost-Benefit Analysis in the Transport Sector in Norway and Sweden.</i>	Morten Welde, Jonas Eliasson, James Odeck, Maria Börjesson
Nr. 34	Mulighetsrommet. En studie om konseptutredninger og konseptvalg <i>The Opportunity Space. A Study of Conceptual Appraisals and the Choice of Conceptual Solutions.</i>	Knut Samset, Bjørn Andersen og Kjell Austeng
Nr. 35	Statens prosjektmodell. Bedre kostnadsstyring. Erfaringer med de første investeringstiltakene som har vært gjennom ekstern kvalitetssikring	Knut Samset og Gro Holst Volden
Nr. 36	Investing for Impact. Lessons with the Norwegian State Project Model and the First Investment Projects that Have Been Subjected to External Quality Assurance	Knut Samset og Gro Holst Volden
Nr. 37	Bruk av karbonpriser i praktiske samfunnsøkonomiske analyser. En oversikt over praksis fra analyser av statlige investeringsprosjekter under KVV-/KS1-ordningen. <i>Use of Carbon Prices in Cost-Benefit Analysis. Practices in Project Appraisals of Major Public Investment Projects under the Norwegian State Project Model</i>	Gro Holst Volden
Nr. 38	Ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomisk analyse. Praksis og erfaringer i statlige investeringsprosjekter <i>Non-Monetized Impacts in Economic Analysis. Practice and</i>	Heidi Bull-Berg, Gro Holst Volden og Inger Lise Tyholt Grindvoll

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.ntnu.no/concept/publikasjoner/rapportserie

Rapport	Tittel	Forfatter
	<i>Lessons from Public Investment Projects</i>	
Nr. 39	Lav prising – store valg. En studie av underestimering av kostnader i prosjekters tidligfase <i>Low estimates – high stakes. A study of underestimation of costs in projects' earliest phase</i>	Morten Welde, Knut Samset, Bjørn Andersen, Kjell Austeng
Nr. 40	Mot sin hensikt. Perverse incentiver – om offentlige investeringsprosjekter som ikke forplikter <i>Perverse incentives and counterproductive investments. Public funding without liabilities for the recipients</i>	Knut Samset, Gro Holst Volden, Morten Welde og Heidi Bull-Berg
Nr. 41	Transportmodeller på randen. En utforskning av NTM5-modellens anvendelsesområde <i>Transport models and extreme scenarios. A test of the NTM5 model</i>	Christian Steinsland og Lasse Fridstrøm
Nr. 42	Brukeravgifter i veisektoren <i>User fees in the road sector</i>	Kåre Petter Hagen og Karl Rolf Pedersen
Nr. 43	Norsk vegplanlegging: Hvilke hensyn styrer anbefalingene <i>Road Planning in Norway: What governs the selection of projects?</i>	Arvid Strand, Silvia Olsen, Merethe Dotterud Leiren og Askill Harkjerr Halse
Nr. 44	Ressursbruk i transportsektoren – noen mulige forbedringer <i>Resource allocation in the transport sector – some potential improvements</i>	James Odeck (red.) og Morten Welde (red.)
Nr. 45	Kommunale investeringsprosjekter. Prosjektmodeller og krav til beslutningsunderlag. <i>Municipal investment practices in Norway</i>	Morten Welde, Jostein Aksdal og Inger Lise Tyholt Grindvoll
Nr. 46	Styringsregimer for store offentlige prosjekter. En sammenliknende studie av prinsipper og praksis i seks land.	Knut Samset, Gro Holst Volden, Nils Olsson og Eirik Vårdal Kvalheim
Nr. 47	Governance schemes for major public investment projects: A comparative study of principles and practices in six countries	Knut Samset, Gro Holst Volden, Nils Olsson og Eirik Vårdal Kvalheim
Nr. 48	Investeringsprosjekter og miljøkonsekvenser. En antologi med bidrag fra 16 forskere <i>Environmental impact of large investment projects. An anthology by 16 Norwegian experts</i>	Kåre P. Hagen (red.) og Gro Holst Volden (red.)

www.ntnu.no/concept

Forskningsprogrammet Concept skal utvikle kunnskap som sikrer bedre ressursutnytting og effekt av store, statlige investeringer. Programmet driver følgeforskning knyttet til de største statlige investeringsprosjektene over en rekke år. En skal trekke erfaringer fra disse som kan bedre utformingen og kvalitetssikringen av nye investeringsprosjekter før de settes i gang.

Concept er lokalisert ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet i Trondheim (NTNU), ved Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi. Programmet samarbeider med ledende norske og internasjonale fagmiljøer og universiteter, og er finansiert av Finansdepartementet.

The Concept research program aims to develop know-how to help make more efficient use of resources and improve the effect of major public investments. The Program is designed to follow up on the largest public projects over a period of several years, and help improve design and quality assurance of future public projects before they are formally approved.

The program is based at The Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Faculty of Engineering Science and Technology. It cooperates with key Norwegian and international professional institutions and universities, and is financed by the Norwegian Ministry of Finance.

Adresse:

The Concept Research Program
Høgskoleringen 7A
N-7491 NTNU
Trondheim
NORWAY

ISSN: 0803-9763 (papirversjon)

ISSN: 0804-5585 (nettversjon)

ISBN: 978-82-93253-51-8 (papirversjon)

ISBN: 978-82-93253-52-5 (nettversjon)

 **NTNU**
Kunnskap for en bedre verden

