

Grunnlag for en nærmere utredning av en naturavgift

Henrik Lindhjem og Kristin Magnussen

VISTA ANALYSE AS



Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2015/20
Rapporttittel	Grunnlag for en nærmere utredning av en naturavgift
ISBN	978-82-8126-215-7
Forfatter	Henrik Lindhjem og Kristin Magnussen
Dato for ferdigstilling	8. juni 2015
Prosjektleder	Henrik Lindhjem
Kvalitetssikrer	Ståle Navrud
Oppdragsgiver	Grønn skattekommisjon, ved Finansdepartementet
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	www.vista-analyse.no
Nøkkelord	Avgift, økosystemtjenester, naturinngrep

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag for det regjeringsoppnevnte offentlige utvalget Grønn skattekommisjon. Kontaktperson har vært Andreas Tveitereid i Finansdepartementet.

Vi ønsker å takke Walid Ouslati, Katia Karousakis og Nils-Axel Braathen (OECD) og Guy Duke (Environment Bank Ltd & Oxford University) for tips om virkemiddelbruk i ulike land.

For øvrig takker vi for gode innspill fra utvalget.

Henrik Lindhjem

Prosjektleder

Vista Analyse AS

Innhold

Forord.....	1
Sammendrag og konklusjoner	5
1. Innledning.....	11
1.1 Bakgrunn og motivasjon	11
1.2 Formål, problemstillinger og avgrensninger.....	11
2. Prinsipper for bruk av naturavgift som virkemiddel	14
2.1 Utvikling i arealinngrep og dagens lovgivning	14
2.2 Hva sier læreboka om avveiningen mellom natur og inngrep?.....	16
2.2.1 Optimalt «inngrepsnivå» i et naturareal	16
2.2.2 Regulering av det optimale nivået: Rasjonale for avgift	20
2.2.3 Konesjon (direkte regulering) og naturavgift	21
2.2.4 Beholdning (opphopning) og strøm av inngrep	23
2.3 Rettighetsspørsmålet – avgift eller subsidium?	23
2.4 Fra lærebok til praksis – noen innledende betraktninger	25
2.4.1 Regulering av naturinngrep - noe mer komplisert enn luftforurensing.....	25
2.4.2 Mer om de marginale skade- og nyttekurvene	26
2.4.3 Fra «first best» til praktisk virkelighet.....	28
3. Metoder for økonomisk verdsetting av miljøskader ved arealinngrep: Status, utfordringer og utvikling.....	29
3.1 Hva er vi ute etter å verdsette?.....	29
3.2 Primære verdsettingsmetoder	30
3.2.1 Kort om verdsettingsmetodene	30
3.2.2 Verdsetting av arealer og naturinngrep: Utfordringer og metodeutvikling	33
3.3 Utvikling i verdioverføringsmetoder og – retningslinjer	38
3.3.1 Kort om verdioverføring.....	38
3.3.2 Teknikker for verdioverføring.....	40
3.3.3 Retningslinjer for verdioverføring	41
4. Eksempler på praktiske erfaringer og forslag til utforming av naturavgift og lignende avgifter	44
4.1 Internasjonale eksempler	44
4.1.1 Internasjonal litteratur og forslag til former for naturavgift.....	44
4.1.2 Payment for ecosystem services (PES).....	48
4.2 Kort om norske forslag til arealavgift og naturressursskatt	50

5. Vurdering av grunnlag for utforming av naturavgift: Metodiske, empiriske og praktiske sider 52

5.1	Metodisk og empirisk grunnlag for utforming av naturavgift	52
5.2	Praktiske sider ved utforming av naturavgift.....	53
5.3	Konklusjon og områder der (videre utredning av) naturavgift kan være hensiktsmessig.....	55
	Appendiks 1: Steg i nytteoverføring.....	59
	Appendiks 2: Mer om norske forslag til former for naturavgift.....	68
	Referanser	77

Sammendrag og konklusjoner

Villmarkspregede områder uten tekniske inngrep er i sterk nedgang i Norge. Det påvirker økosystemtjenester og biologisk mangfold negativt. Naturavgift er tenkt som et virkemiddel som skal bøte på dette problemet ved å kreve at de som forårsaker naturinngrep betaler den fulle verdien av miljøskaden. Vi vurderer det metodiske og empiriske grunnlaget for å verdsette miljøskadene som grunnlag for å utforme en naturavgift. Vi trekker også på internasjonale erfaringer og norske forslag om ulike former for naturavgifter, og peker på områder som kan være nyttige å vurdere nærmere. Det metodiske grunnlaget er etter vår oppfatning på plass, men det er stort behov for nye verdsettingsstudier av inngrep i norsk natur for å kunne utforme en mest mulig treffsikker naturavgift. Slik kunnskap er også sentral for å utforme andre virkemidler for å begrense naturinngrep. Naturavgift bør vurderes i sammenheng med dagens reguleringer (for eksempel konsesjonsordninger), og evt. andre økonomiske virkemidler som kunne benyttes. Hvis man vil tillate seg å være pragmatisk og ikke stille sterkere informasjonskrav til en naturavgift enn for de fleste andre avgifter, kan man ta utgangspunkt i allerede foreliggende forslag til lokal beskatning av naturressurser og tillempe disse. Alternativt kan man i en overgangsperiode til man har mer kunnskap om verdien av (å unngå) naturinngrep, utforme naturavgiften basert på mer sjablongmessige verdier utledet fra et mindre antall norske og nordiske studier.

Bakgrunn og innledning

Grønn skattekommisjon skal fremme forslag til grønne skatteskiift, som vrir beskatningen mot miljøskadelige aktiviteter. I NOU 1996: 9 «Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting» ble det foreslått å utrede mulighetene for å innføre en naturavgift, det vil si en avgift på utnyttelse av naturområder. Det ble vist til at en naturavgift kan være et mulig virkemiddel for å stille utbyggere overfor de fulle samfunnsøkonomiske kostnadene ved naturinngrep som kan utgjøre en trussel mot bl.a. det biologiske mangfoldet. I Innstilling fra finanskomiteen om Revidert nasjonalbudsjett 2003 ble det konkludert at videre utredning av en naturavgift skulle stilles i bero, pga. en del prinsipielle og metodiske problemer. I lys av økende natur- og arealforbruk, ble temaet om naturavgift på nytt trukket fram som et virkemiddel som burde utredes nærmere, av Økosystemtjenesteutvalget (NOU 2013:10).

Formål

Formålet med utredningen er å belyse det empiriske og metodiske grunnlaget for verdsetting av utnyttelse av natur; for eksempel areal, biologisk mangfold og økosystemtjenester som grunnlag for utforming av evt. naturavgift. Videre trekker utredningen på internasjonale erfaringer og nasjonale forslag om ulike former for naturavgifter, der slike finnes. Til slutt vurderes det innen hvilke områder en naturavgift kan være et hensiktsmessig virkemiddel, som basis for evt. videre utredning av naturavgift.

Diskusjon og konklusjon

Naturinngrep er økende

Villmarkspregede områder, definert som natur som ligger 5 km eller mer fra tyngre tekniske inngrep, har skrumpet fra ca. 48 prosent til under 12 prosent av det norske landarealet de siste 110 årene. I følge Miljødirektoratets målinger, var tapet størst fram til slutten av 1990-årene, men de siste 15 årene har tapet igjen vært økende. Hovedårsakene til nedgangen er veibygging (særlig i skogbruket) og energiproduksjon og -transport. Det er også andre inngrep som er av betydning. Totalt sett gir mer intensiv arealbruk og naturinngrep en nedgang i økosystemtjenester og biologisk mangfold, noe som reduserer folks velferd.

En naturavgift bør reflektere marginal skade og nytte ved inngrep

Aktiviteter som gir naturinngrep av ulike slag er i dag underlagt flere typer reguleringer, så som konsesjonsprosesser og konsekvensanalyser for vann- og vindkraftutbygging. Likevel er det grunn til å tro at naturinngrep kan gi negative eksterne effekter som ikke fullt ut tas hensyn til i private og offentlige beslutningsprosesser. Naturavgift er tenkt som et virkemiddel som skal bøte på dette, ved å reflektere skadekostnaden ved naturinngrep. Prinsipielt skal en samfunnsøkonomisk optimal naturavgift settes slik at marginalnyttens for samfunnet ved et naturinngrep er lik den marginale skadekostnaden inngrepet medfører. Slik kan man oppnå det samfunnsøkonomisk ønskelige nivået på naturinngrepene. Mens avgift på utslipp til luft for eksempel ofte legges på enheten tonn utslipp, er det ikke åpenbart hvilken enhet naturavgiften skal legges på. Fra teorien vet vi at den bør legges på den enheten som er sterkest (og nærmest) relatert til naturskaden. Det er klart at både graden av negativ påvirkning av et inngrep, verdien av arealet for produksjon av økosystemtjenester, og størrelsen på arealpåvirkningen, vil være viktig i fastsettelsen av enheten og størrelsen på naturavgiften.

Verdsettingsmetodene er gode nok, men vi mangler norske studier

Det synes foreløpig vanskelig å utforme en naturavgift som fullstendig reflekterer marginale skadekostnader ved ulike inngrep. Dette skyldes *ikke* at de økonomiske verdsettingsmetodene for å beregne slike skadekostnader ikke er gode nok. Disse metodene er utviklet videre de siste 15-20 årene. Grunnen er heller at det mangler nyere norske verdsettingsstudier av aktuelle arealinngrep, og de mange kombinasjoner av naturverdier og arealinngrep som vil gi ulike marginale skadekostnader. Internasjonalt er det flere prosesser og høy-profilerte prosjekter som tar i bruk verdsettingsmetoder på naturområdet, både for forsknings- og forvaltningsformål. Økosystemtjenestevalget understreker også behovet for flere norske verdsettingsstudier (NOU 2013).

Bør ikke stilles strengere krav til informasjon om skade for en naturavgift

Uavhengig av om det empiriske grunnlaget er tilstrekkelig, mener vi at svært presis og sikker kunnskap om miljøskadene ikke er en strengt nødvendig betingelse i praksis for å kunne gå videre med å vurdere naturavgift som et virkemiddel. For de aller fleste avgifter og andre virkemidler vil det være nærmest umulig å finne det samfunnsøkonomisk optimale nivå i praksis. Mange avgifter (de fleste?) fastsettes uten

presis kunnskap om marginal skadekostnad. Dette bør derfor ikke forhindre at en går videre i å vurdere et nytt virkemiddel i forhold til eksisterende reguleringer.

Få internasjonale erfaringer med naturavgifter, men vi vet en del om subsidieordninger

Internasjonalt finnes få, om noen, konkrete eksempler på at natur- eller arealavgifter er utformet for å reflektere marginale skadekostnader, men det finnes eksempler på at man har ilagt ulike typer brukerbetaling som kan oppfattes som et forsøk på en mer sjablongmessig tilnærming til slike skadekostnader. Det er også en del erfaringer innenfor payment for ecosystem services (PES)-litteraturen, dvs. at subsidiesatsene er forsøkt fastsatt basert på de ulike miljøforbedringer som skapes på ulike arealer. Internasjonalt er det nå flere enn 300 slike PES-systemer.

Noen norske forslag på bordet en kan se nærmere på

Hvis man ønsker naturavgift, og er litt pragmatisk, synes det interessant å se på beskatning av bruk av (lokale) naturressurser. Dette er foreslått av ulike norske aktører for henholdsvis vindkraft, gruvedrift og fiskeoppdrett. Forslagene er basert på skattemodellen for vannkraft. Motivasjonen for forslagene er at det anses «rimelig» at lokalmiljøet kompenseres for lokal miljøskade av inngrep. Det argumenteres også med at det vil føre til økt tilrettelegging for de respektive næringene fordi kommunene får mer igjen for å tillate slik virksomhet. Formålet med naturavgiften vi diskuterer i denne rapporten, er derimot å gjøre det dyrere for aktørene å gjøre naturinngrep. Vi tror det kan være fornuftig å vurdere de eksisterende norske forslagene mer i detalj i en videre utredning, men at en må se spesielt på hvordan de bedre kan innrettes for å internalisere den reelle miljøpåvirkningen. Det er også grunn til å nevne at en skattemodell som er valgt for ett formål (vannkraft) ikke nødvendigvis, eller uten videre, bør innføres for andre ressursbaserte næringer. En grundig vurdering av overførbarhet er nødvendig.

Viktig å holde fast ved formålet og prinsipielle sider ved en avgift

Selv om det kan være nyttig å starte med en pragmatisk tilnærming, dvs. se på eksisterende forslag, er det grunn til å minne om at en også bør gå nærmere inn på de mer teoretiske og prinsipielle sidene. En bør ikke tape av syne de faktorene som gjør ulike virkemidler mer eller mindre egnet i ulike sammenhenger. Er det mye usikkerhet eller stor variasjon i marginale miljøskader mellom områder og inngrep, er det ikke sikkert naturavgift er det beste virkemidlet, i hvert fall ikke alene. For at en avgift skal fungere godt, bør det være en del variasjon i marginalnytt av inngrep (alternativkostnaden ved å spare arealet for inngrep) innenfor lignende areal- og inngrepstyper. En vil da kunne få en prioritering av inngrep i områder der de gir høyest nytte til lavest mulig miljøkostnader.

Bør vurderes opp mot dagens virkemiddelmiks, og andre økonomiske virkemidler

Det er viktig å vurdere hvordan en naturavgift vil virke sammen med eksisterende reguleringer som forsøker å oppnå ulike målsettinger (arealplanlegging, konsesjonsprosesser, beskatning av grunnrente osv.), og som allerede delvis internaliserer deler av skaden ved naturinngrep. For eksempel er det ressurskrevende å behandle et stort antall konsesjonssøknader fra aktører som slipper å betale for den reelle miljøskaden. En mindre ressurskrevende konsesjonsprosess i samspill med

naturavgift for dem som får konsesjon, vil kunne gi prosjekter med bedre samfunnsøkonomisk profil. Man må sørge for å unngå «dobbelreguleringer» og virkemidler som motvirker hverandre. Det er etter vår oppfatning også interessant å vurdere naturavgift sammenlignet med andre økonomiske virkemidler som er vanligere internasjonalt, som for eksempel betaling for økosystemtjenester (PES), omsettbare utviklingsrettigheter og ordninger der det kreves at en kompenserer et naturinngrep ett sted med vern eller restaurering av tilsvarende inngrep/arealer andre steder.

Kan avgift kombineres med noe øremerking/tilbakeføring?

Ved videre vurdering av naturavgift, er det også interessant å se på muligheter for å øremerke og tilbakeføre deler av avgiftsinntektene. I dag har man i Norge et NOx-fond, der næringslivsaktører betaler inn og senere kan søke om støtte til utslippsreducerende tiltak finansiert av fondet (riktignok i bytte mot at de ikke betaler NOx-avgiften). En kunne for eksempel tenke seg refusjon av hele eller deler av naturavgiften ved restaurering av arealer etter bruk. Fordelene med dette måtte i så fall vurderes nøye opp mot velkjente samfunnsøkonomiske innvendinger mot øremerking. OECD (2015) åpner i en fersk rapport både for en type arealavgift og tilbakeføring/investering av avgiftsinntektene til programmer som restaurerer natur eller begrenser skader ved inngrep.

Mer kunnskap om betydningen av naturinngrep er nyttig for all virkemiddelbruk

Det er i dag liten kunnskap om den samfunnsøkonomiske verdien av skadene ved naturinngrep. Flere nye, norske verdsettingsstudier av aktuelle naturinngrep, og som følger nyere retningslinjer for beste metodepraksis, vil være nyttig for utforming av en mulig naturavgift. I tillegg vil nye verdsettingsstudier kunne være en viktig del av grunnlaget for utforming av alle typer virkemidler som har som mål å redusere slike inngrep. Nye verdsettingsstudier av for eksempel bortfall av rekreasjons- og landskapestetiske verdier kunne være til hjelp for å fastsette en tentativ inndeling/gradering av en naturavgift for ulike arealer og omfang av inngrep. Etter hvert som en bygger opp et empirisk grunnlag kan en også benytte verdioverføringsmetoder til kalibrering og oppdatering av avgiftene over tid.

Politiske mål gir skyggepris på CO₂ og tap av jordbruksarealer - hvorfor ikke også på naturinngrep og tap av biologisk mangfold?

Hvis en ikke har god informasjon om verdien av miljøskaden, er det også tradisjon i Norge for å ta utgangspunkt i miljøpolitiske målsetninger, og så bruke avgift for å oppnå disse. Det er vanlig å utlede skyggepriser fra for eksempel miljøpolitiske mål på klimaområdet, som så brukes i nytte-kostnadsanalyser. Det er ikke noe prinsipielt i veien for å si at så lenge Norge er tilsluttet internasjonale avtaler også på naturområdet, for eksempel landskaps- og biomangfoldkonvensjonene, så vil kvantitative mål avledet fra disse kunne gi tilsvarende skyggepriser på naturarealer. Egnede indikatorer en kunne ha konkrete, nasjonale målsettinger om, er blant annet INON (Inngrepsfrie Naturområder i Norge), tap av ulike habitater og naturtyper og andel av areal som er vernet.

Vurdere grunnlag for sjablongverdier for utvalgte inngrep og naturtyper i en overgangsperiode

For å gi relevant informasjon om ambisjonsnivået for ulike miljømål, er det ingen vei utenom å forsøke å verdsette skadene ved ulike typer naturinngrep. I en overgangsperiode fram til man får på plass nye norske verdsettingsstudier, kunne man vurdere nærmere om det er grunnlag for å utforme foreløpige sjablongverdier for utvalgte areal- og inngrepstyper hvor det empiriske grunnlaget i Norge og Norden er best.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og motivasjon

Grønn skattekommisjon ble oppnevnt av Regjeringen Solberg 15. august 2014. Utvalget skal fremme forslag til grønne skatteskipt, som vrir beskatningen mot miljøskadelige aktiviteter. Utvalget skal vurdere om og hvordan en grønn skatteomlegging kan bidra til bedre ressursutnyttelse og til å oppfylle målene i klimaforliket. Med bedre ressursutnyttelse menes også hvordan miljøavgifter kan brukes for å redusere lokale miljøproblemer. Utvalget skal legge kostnadseffektivitet og prinsippet om at forurenser betaler til grunn for sitt arbeid.

I NOU 1996: 9 «Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting» ble det foreslått å utrede mulighetene for å innføre en naturavgift, det vil si en avgift på utnyttelse av naturområder. Det ble vist til at en naturavgift kan være et mulig virkemiddel for å stille utbyggere overfor de fulle samfunnsøkonomiske kostnadene ved naturinngrep som kan utgjøre en trussel mot bl.a. det biologiske mangfoldet. Typer naturinngrep som kan være aktuelle for en naturavgift er for eksempel utbygging av infrastruktur i forbindelse med kraftproduksjon og –overføring (kraftlinjer, vindkraftanlegg, utvidelser av store vannkraftverk og småkraftverk), hyttebygging, bruk av areal til havbruk osv.

I St.meld. nr. 42 (2000-2001) varslet Regjeringen Stoltenberg I at Finansdepartementet og de berørte departementene skulle utrede spørsmålet om naturavgift/arealavgift, og komme med forslag eller anbefaling om muligheten for å innføre et system for en slik avgift. I Innstilling fra finanskomiteen om Revidert nasjonalbudsjett 2003 ble det konkludert at videre utredning av en naturavgift skulle stilles i bero, pga. en del prinsipielle og metodiske problemer. Blant annet ble det trukket fram at det ville bli vanskelig å utforme en naturavgift slik at den virker etter hensikten og at den ville bli kostbar å administrere. Så vidt vi vet, lå det ikke noen utredning eller dokumenterte vurderinger til grunn for denne konklusjonen. Senere, i NOU 2004:28 om naturmangfoldloven nevnes også naturavgift som en mulighet (men det vises til at ytterligere utredning er nødvendig).

Naturavgift ble imidlertid på nytt trukket fram som et virkemiddel som burde utredes nærmere av Økosystemtjenestevalget (NOU 2013:10). Det ble påpekt at metodene for økonomisk verdsetting av arealer har utviklet seg de senere årene. På denne bakgrunnen ønsker den nye grønne skattekommisjonen å gjenoppta arbeidet med å vurdere en naturavgift. Utvalget mener at en slik avgift bør være en del av vurderingene til en grønn skattekommisjon, da utvalget er bedt om å vurdere treffsikre miljøavgifter på nye områder.

1.2 Formål, problemstillinger og avgrensninger

Formålet med utredningen er å belyse hva nasjonal og internasjonal litteratur sier om verdsetting av utnyttelse av natur; for eksempel areal, biologisk mangfold og økosystemtjenester, inkludert det metodiske og empiriske grunnlaget for verdsetting.

Videre skal utredningen trekke på internasjonale erfaringer og nasjonale forslag om ulike former for naturavgifter, der slike finnes.

Følgende hovedpunkter belyses i utredningen:

1. Kort prinsipielt om naturavgift som virkemiddel.
2. En oversikt over metoder for økonomisk verdsetting av areal, biodiversitet og økosystemtjenester; inkludert en beskrivelse av hva som tradisjonelt har vært de viktigste utfordringene med de ulike metodene, samt peke på hvordan metodene har utviklet seg de siste 15-20 årene. Oversikt skal også gis over verdioverføringsmetoder («benefit transfer/value transfer») og retningslinjer som er aktuelle for å fastsette størrelsen på en naturavgift.
3. Internasjonale og norske eksempler på praktiske erfaringer og forslag til utforming av naturavgift og lignende avgifter, inkludert evt. anvendelser av verdsetting av arealbruk, biodiversitet og økosystemtjenester til utforming av naturavgifter.
4. En vurdering av det metodiske og empiriske grunnlaget og praktiske sider ved utforming av naturavgift. Dette inkluderer vurdering av muligheten for generaliserte enhetsverdier, og det grunnlag en har for eventuelt differensierte avgifter. For at utvalget skal kunne ta stilling til metodenes egnethet som grunnlag for å estimere naturavgifter, vil vurderingen av ulike forhold som er kritiske med hensyn til robusthet og validitet i verdiestimatene stå sentralt.
5. En kort vurdering av på hvilke områder en naturavgift kan være et hensiktsmessig virkemiddel, som basis for evt. videre utredning av naturavgift.

Etter avtale med oppdragsgiver ble det bestemt at en kort vurdering av en del norske forslag og innspill som har vært fremmet om innføring av avgift på naturinngrep skulle inkluderes i rapporten.¹ Blant annet basert på disse innspillene, har vi også kort vurdert noen av de praktiske sidene (ikke bare det empiriske og metodiske grunnlaget) for utforming av naturavgift. Dette er inkludert som del av kapitlene om eksempler og erfaringer (kapittel 4) og vurdering av grunnlag for utforming av naturavgift (kapittel 5. Kapittelinnstillingen følger ellers punktlisten ovenfor, med unntak av at punkt 4 og 5 er diskutert i sammenheng i kapittel 5.

Dette er den første utredningen om naturavgift i Norge. Det er i hovedsak det metodiske og empiriske grunnlaget for beregning av nytte og skade ved naturinngrep og arealendringer som er vurdert. Det er en rekke aspekter ved en slik avgift, både

¹ Noen av disse forslagene kom fram i forbindelse med åpent møte i Grønn skattekommisjon 25. februar 2015:https://www.regjeringen.no/nb/tema/okonomi-og-budsjett/skatter-og-avgifter/gronn-skattekommisjon/id2363991/?regj_oss=10

teoretiske og praktiske, som det ikke har vært anledning til å gå inn på i sin fulle bredde eller dybde innenfor de økonomiske rammene av denne utredningen. Vi ser ikke på metoder for å beregne marginalnyttens ved naturinngrep (dvs. alternativkostnaden ved å unngå inngrep/verne natur). Det er den nytten samfunnet har av at kraftselskaper o.a. bruker arealer til infrastruktur, og er normalt enklere å beregne i kroner enn naturskaden inngrepet forårsaker.

Som vi kommer inn på i kapittel 2, 4 og 5 er det flere faktorer som har betydning for vurderingen av naturavgift enn metoder og empirisk grunnlag for beregning av skaden. For eksempel har mange miljøavgifter blitt innført uten at man nødvendigvis har presis kunnskap om den marginale skaden fra en miljøpåvirkning. Det er for eksempel tilfelle for CO₂-avgiften og for noen andre avgifter der skaden er uavhengig av hvor utslippet skjer. Enkelte avgifter differensieres også mellom utslippskilder/aktører uten slik kunnskap. Det er ikke uvanlig å sette avgiftsnivå basert på tiltakskostnaden alene. Det er ingen grunn til at det skulle stilles andre krav til kunnskapsgrunnlaget for utforming av en eventuell naturavgift.

Vi mener det er viktigst å vurdere avgift for arealer til lands, og som er relativt inngrepsfrie i dag, men som samtidig kanskje ikke er kandidater til å komme inn under vernelovgivning i nærmeste framtid. Bruk av kyst- og havområder kan imidlertid også være relevante å vurdere (jf. fiskeoppdrett og fjorddeponier for gruveavfall som kan ha mange miljøeksternaliteter).

I kapittel 5 går vi kort inn på noen av de mer praktiske sidene ved innføring av en naturavgift. Disse sidene bør vurderes grundigere senere om en skulle bestemme seg for å utrede innføring av en naturavgift nærmere.

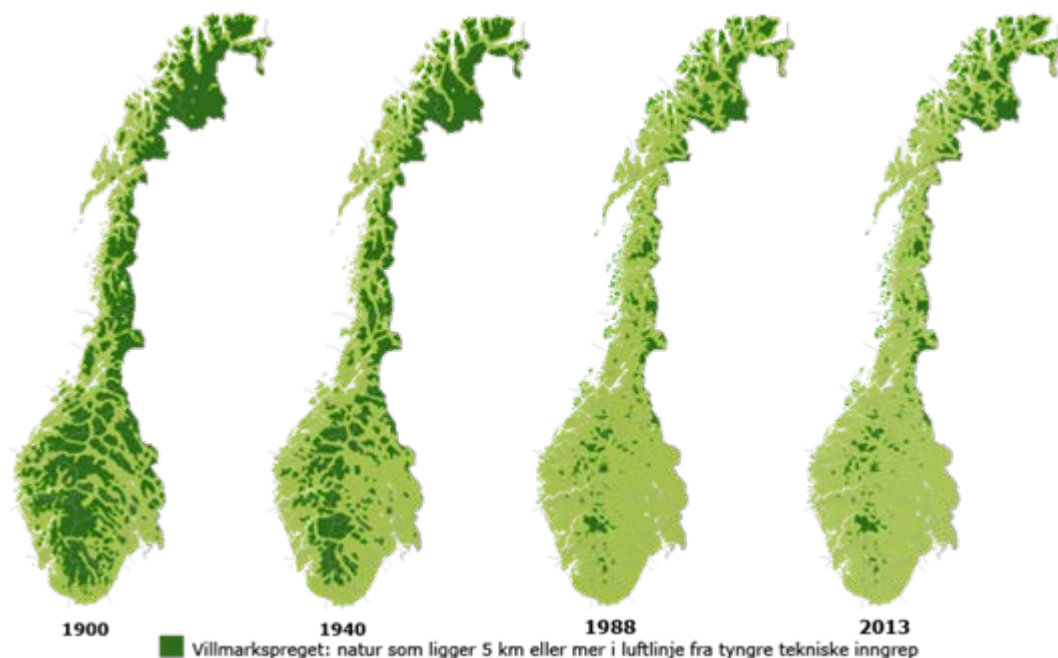
Til slutt er det verdt å nevne at naturavgift kun er ett av flere mulige markedsbaserte eller regulatoriske virkemidler for å redusere arealinngrep og øke vern av inngrepsfri natur. Internasjonalt er det en rekke eksempler på andre markedsbaserte virkemidler som kan være egnet, som for eksempel betaling for økosystemtjenester (PES = Payment for Ecosystem Services), verneauksjoner, omsettbare utviklingsrettigheter («Tradeable development rights»), såkalt «habitat banking with biodiversity offsets», subsidiereform og «ecological fiscal transfers» (overføringer fra stat til kommuner basert på resultater på miljøområdet), se for eksempel Vatn m.fl. (2012), ten Brink (2011) eller Hanley m.fl. (2012)). Det er ikke innenfor vårt (eller utvalgets) mandat å vurdere disse virkemidlene opp mot en mulig naturavgift, men det er klart at hele batteriet av mulige virkemidler, inkludert endringer innenfor eksisterende norske virkemidler på miljøområdet, bør vurderes i en senere utredning hvis målet er å regulere naturinngrep på en mest mulig effektiv måte.

2. Prinsipper for bruk av naturavgift som virkemiddel

2.1 Utvikling i arealinngrep og dagens lovgivning

Arealinngrep er økende

Motivasjonen for å vurdere en naturavgift og grunnen til at det er blitt tatt opp i ulike sammenhenger, er blant annet reduksjonen i villmarkspregede naturområder og økende arealinngrep i Norge. Kartfesting av villmarkspregede områder er blitt foretatt i et lengre tidsperspektiv i Norge. Kartene i figur 2.2 nedenfor viser utviklingen i villmarkspregede områder i Norge siden 1900, definert som områder som ligger 5 km eller mer fra tyngre, tekniske inngrep. Det er en kategori av de såkalte INON-områdene, inngrepsfrie naturområder (mer om dette nedenfor). Kartene, som illustrerer villmarkspregede områder i 1900, 1940, 1988 og 2013, viser at disse områdene har skrumpet fra ca. 48 prosent til under 12 prosent av landarealet.



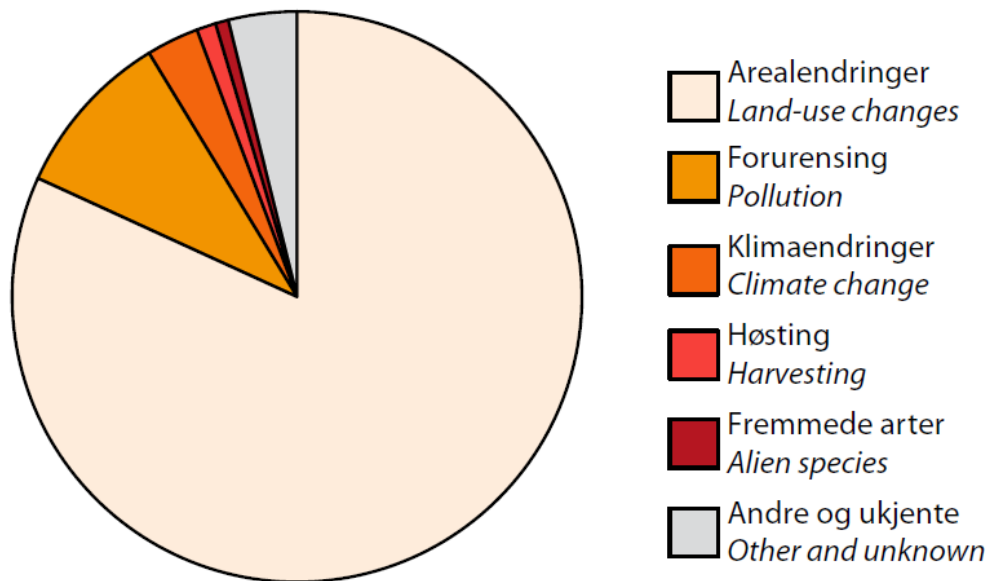
Figur 2.1 Nedgang i villmarkspregede områder i Norge de siste 110 år

Kilde: Miljødirektoratet

I følge Miljødirektoratets målinger, var tapet størst fram til slutten av 1990-årene. De siste 15 årene har det igjen vært et økende tap av villmarkspregede områder. Den siste kartlegging Miljødirektoratet foretok, viser at det gikk tapt i underkant av 900 kvadratkilometer inngrepsfri natur i perioden 2008-2012. De viktigste årsakene til reduksjon i inngrepsfrie naturområder i denne perioden var (ifølge Miljøstatus i Norge):

- Veibygging, særlig i skogbruket
- Energiproduksjon og energitransport (kraftledninger)

Tap av villmark har betydning for biologisk mangfold og for andre økosystemtjenester av betydning for velferd. Tap av biologisk mangfold nevnes ofte som en av de største miljøutfordringene globalt. Hovedårsaken til redusert biologisk mangfold er habitatødeleggelser i forbindelse med endret arealbruk (Rockström m.fl. 2009). I norsk sammenheng er det i all hovedsak arealendringer som er den største trusselen mot det biologiske mangfoldet, som målt med rødlistearter i figur 2.1 nedenfor.



Figur 2.1 Trusler mot arter i Norge

Kilde: Kalås m.fl. (2010) (Rødlista)

Naturindeksen for Norge, utviklet av Norsk institutt for naturforskning med flere, viser at tilstanden for det biologiske mangfoldet er god i havet, kystvannet, ferskvann og fjell. Åpent lavland og skog har samlet sett dårligst tilstand av alle de store økosystemene, mens myrområder har en noe bedre tilstand.²

Dagens politikk

I tillegg til vegbygging i skogbruket og energiproduksjon og – transport (som nevnt ovenfor), er det også en rekke andre sektorer og prosjekter som medfører naturinngrep av ulike slag. Eksempler er bygging av transportinfrastruktur (jernbane, veg), arealbruk innenfor fiskeoppdrett, hyttebygging, gruvedrift med ulike typer deponier, og bygging av boliger og næringsbygg i forbindelse med urbaniseringen i sentrale strøk. Disse aktivitetene er i dag underlagt flere typer miljølovgivning og reguleringer som har til hensikt blant annet å redusere naturinngrep og effektene av naturinngrep. For utbygging av kraftproduksjon, for eksempel, er det i første omgang

² <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Naturindeks-for-Norge/>

konsesjonsprosessen som skal gjøre de overordnede prioriteringene om arealbruk (for eksempel hvor vindkraftanlegg skal legges). Når et prosjekt så er nærmere bestemt og lokalisert, er det krav om miljøkonsekvensanalyser som så skal vurdere konsekvensene i prosjektets influensområde.

Bygging av skogsbilveier, på den andre siden, reguleres av forskrift om planlegging og godkjenning av veier for landbruksformål, og er unntatt fra reglene i plan- og bygningsloven og dermed miljøkonsekvensanalyse.

Gitt reduksjonen i inngrepsfrie områder beskrevet ovenfor, er det et spørsmål om dagens lovgivning og reguleringer i tilstrekkelig grad reflekterer miljøkostnadene ved de ulike typene prosjekter som kan gi naturinngrep. Med andre er trolig en del av miljøkostnadene ved ulike inngrep internalisert gjennom dagens reguleringer, mens det trolig også er en del som ikke er internalisert. Dette kan bety mer arealinngrep enn samfunnsøkonomisk ønskelig, noe som derfor har aktualisert diskusjonen om en mulig naturavgift.

2.2 Hva sier læreboka om avveiningen mellom natur og inngrep?

Vi frigjør oss nå fra dagens politikk og vil på en enkel måte forklare hva som karakteriserer den samfunnsøkonomisk optimale anvendelsen av et naturareal. Arealet kan enten brukes til ulike økosystemtjenester som gir folk nytte eller til økonomisk aktivitet som gir samfunnet annen nytte, men som krever en eller annen form for naturinngrep som reduserer økosystemtjenestestrømmen. Vi går så inn på noe av det som skiller reguleringen av naturarealer fra lærebokens typiske eksempel om regulering av luftforurensing.

2.2.1 Optimalt «inngrepsnivå» i et naturareal

Naturarealer gir en strøm av nytte både for folk som bor eller bruker slike områder og for andre som er opptatt av bevaring av natur selv om det ikke er til egen bruk (såkalt ikke-bruksverdi), se boks 2.1. Nyttien av å bevare områder med få menneskelige inngrep er kanskje særlig knyttet til vern av biologisk mangfold, landskapsestetikk, rekreasjon og turisme, men også en del andre økosystemtjenester (se kapittel 2.4).

Boks 2.1 Total samfunnsøkonomisk verdi («Total Economic Value, TEV») av en endring i et naturgode kan deles i bruks- og ikke-bruksverdi

- **Bruksverdi:** Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet. Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte-, indirekte- og opsjonsverdi*³
 - *Direkte bruksverdier* vi får fra naturområder og økosystemer er for eksempel verdien rekreasjonstjenester.
 - *Indirekte bruksverdi* referer seg til nytte som er relatert til tjenester vi får fra funksjonen av økosystemer, som fotografering, det å se inngrepsfrie landskaper osv.
 - *Opsjonsverdi* betyr at personer som ikke bruker et naturområde i dag, kan verdsette *muligheten* (opsjonen) for å bruke området i fremtiden.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet/økosystemtjenesten uten tanke på egen bruk, men ved 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 og naturområder er vernet uten å bli brukt. Bevaringsverdier referer til nytten som oppstår for et individ ut fra kunnskapen om at fremtidige generasjoner kan ha glede av eksistensen av økosystemene.

Kilde: Se for eksempel Førsund og Strøm (2007)

Tekniske inngrep av ulike slag i områder med naturpreg reduserer både den fysiske strømmen av mange tjenester og den økonomiske verdien av denne nyttestrømmen. Dette er godt dokumentert i litteraturen (se Lindhjem m.fl. 2015a).

Naturinngrepene medfører ofte eksternaliteter som ikke i tilstrekkelig grad tas hensyn til i dagens private og (mange vil si) offentlige beslutninger om arealbruk. Det betyr at det blir flere inngrep enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt hvis ikke en offentlig regulator gir insentiver slik at den fulle kostnaden ved arealinngrep

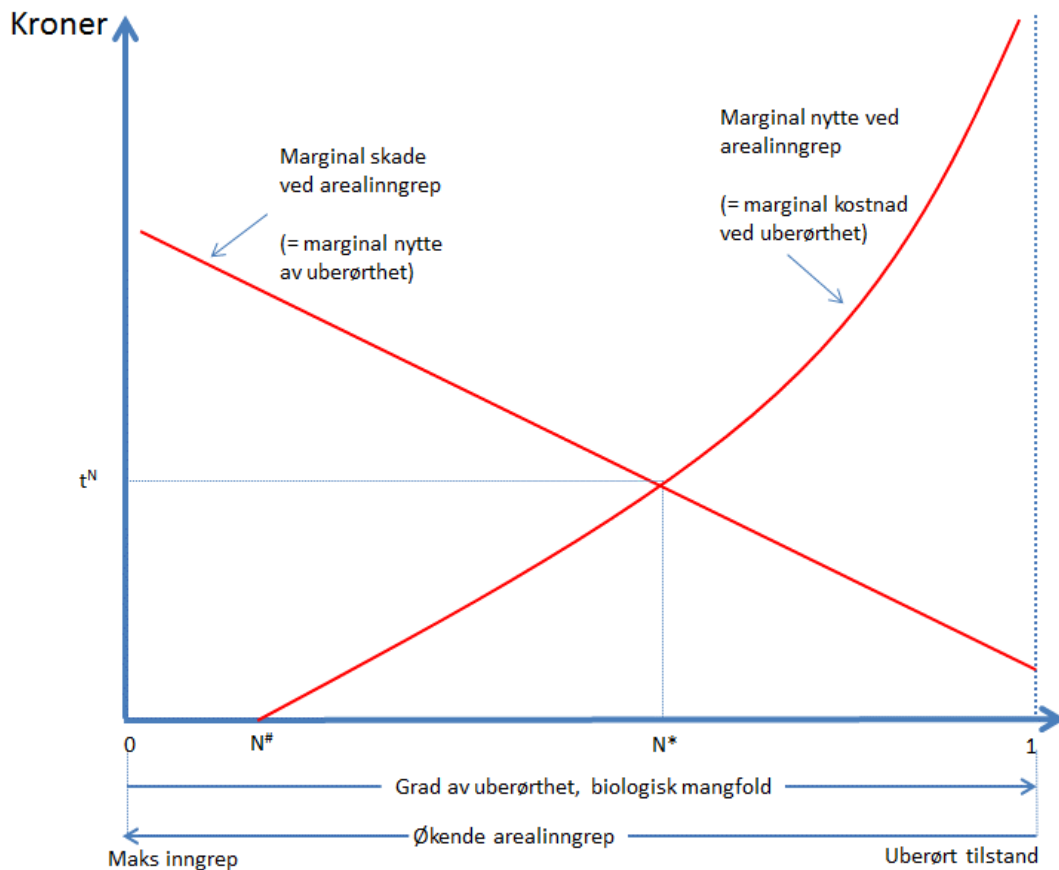
³ En del litteratur definerer begrepet opsjonsverdi (option value). Det debatteres imidlertid hvorvidt opsjonsverdi eksisterer som en separat komponent i TEV, og i en del litteratur benyttes heller betegnelsen opsjonspris (option price) som betegnelse på et individs betalingsvillighet når det er usikkerhet ved fremtidig tilbud (en vet ikke hvor mye av et gode som vil være tilgjengelig i fremtiden) eller fremtidig etterspørsel (individet vet ikke hvor mye av en økosystemtjeneste det vil etterspørre selv) (Hanley og Barbier 2009). I noen inndelinger oppgis ikke opsjonsverdien som en egen kategori, men antas inkludert i øvrige bruksverdier. Vi har inkludert opsjonsverdi her for å fremheve at muligheter for fremtidig bruk er viktig. I praktisk verdsetting må man være varsom slik at man ikke dobbeltteller fremtidige bruksmuligheter. Kvasi-opsjonsverdi er et annet begrep som 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 økt fremtidig informasjon. Dette kan være relevant for naturinngrep.

reflekteres i beslutninger som gir arealinngrep. Det er vanskelig å si om kartene i forrige avsnitt illustrerer en utvikling som er resultat av en «underprising» av naturinngrep over tid, men tapet av villmark og inngrepsfrie områder har i hvert fall vært stor.

Det kan være nyttig å forklare kort hva som ville være optimalt nivå på et inngrep i et bestemt areal. Vi bruker et standard miljøøkonomi-diagram for et typisk forurensingsproblem, jf. figur 2.3. Merk at vi måler grad av inngrep mot venstre på førsteaksen i figuren (i motsetning til i et standard utslippsdiagram der restutslipp ofte måles mot høyre).

Anta for enkelhets skyld at vi primært er opptatt av å vurdere effekten på biologisk mangfold (ikke andre økosystemtjenester) av et bestemt arealinngrep, for eksempel bygging av en ny kraftlinje. Figuren angir naturarealets tilstand fra 1 (uberørt) til 0 (fullstendig utnyttet/degradert), der vi antar at arealinngrepet reduserer det biologiske mangfoldet, for eksempel målt ved en indeks.

Anta videre at arealinngrepene kan reverseres (og at det biologiske mangfoldet kan komme tilbake, for eksempel fra andre områder som ikke er berørt av et inngrep). Det betyr bare at det i dette tilfellet ikke er snakk om irreversible endringer. I praksis kan grad av irreversibilitet variere, men de fleste tekniske installasjoner kan fjernes og naturen restaureres innenfor rimelig tidshorisont. Anta også at det kun er totale inngrep på arealet som betyr noe for skaden, ikke akkurat hvor inngrepet skjer på arealet (i forurensingslitteraturen omtales påvirkningen da som *uniformly mixing* i resipienten). Til slutt skal vi anta at den marginale skaden gjør seg gjeldende over et år og er tilbake til utgangsnivå ved årets slutt, på samme måte som nytten av arealinngrepet. Dette er urealistiske forutsetninger i praksis, som vi skal komme tilbake til, men som er nyttige når vi nå diskuterer det enkleste tilfellet.



Figur 2.3 Optimalt nivå på naturinngrep for et bestemt areal

Kilde: Blant annet basert på Innes og Frisvold (2009)

Det er rimelig å tro at i mange tilfeller vil marginalsikaden ved ytterligere arealinngrep være større når arealinngrepet allerede er stort enn når det er lite⁴, dvs. at marginalsikaden er stigende med grad av naturinngrep.⁵ Bak marginalsikadekurven ligger summen av betalingsvilligheten for dem som blir berørt for å unngå mindre inngrep som påvirker det biologiske mangfoldet negativt.

Tilsvarende kan vi anta at verdien av naturarealet til annen bruk (dvs. med inngrep) vil være større hvis det er lite arealinngrep fra før. Med andre ord er alternativkostnaden ved bevaring større for den første kraftlinjen enn hvis det var mange kraftlinjer der fra før. Det gir en avtagende marginal nyttekurve som funksjon av økende arealinngrep.

⁴ I hvert fall hvis en antar at ikke arealet er så preget av tekniske inngrep at ytterligere påvirkning ikke har noen betydning.

⁵ Det kan være at marginal skade vurderes annerledes for enkelte naturarealer enn for eksempel et utslipp til luft med lokale effekter. For eksempel kan noen vurdere et naturområde som «ødelagt» ved at det er blitt påvirket av det første tekniske inngrepet.

Hvis en antar at det er én aktør som gjennomfører aktiviteter som gir arealinngrep, for eksempel utbygging av kraftlinjer, og det ikke er andre miljøreguleringer, så vil denne aktøren tilpasse seg slik at marginal nytte av ytterligere arealinngrep er lik null, dvs. i punkt $N^{\#}$. Det er fordi de negative effektene ved arealbruk ikke påvirker utbyggeren. Han har i dette punktet ingenting å hente på videre arealpåvirkning. Dette tilsvarer for utslipp til luft en situasjon der for eksempel en industribedrift ikke står overfor kostnaden ved sine utslipp.

Med de forenklingene vi har gjort, vil en optimal utnyttelse av arealet være gitt i N^* , der marginal nytte er lik marginal kostnad. Et teknisk inngrep til i dette naturområdet fra en slik situasjon vil generere mindre nytte for samfunnet i form av for eksempel overført elektrisitet sammenlignet med verdien på marginen av den skaden kraftlinjen gjør på biologisk mangfoldet. Det samfunnsøkonomisk optimale nivået på naturinngrepet ligger dermed lavere enn i et marked uten regulering.

Merk til slutt at hvis en kun tok hensyn til folks reduserte nytte i lokalområdet rundt kraftlinjen, så ville marginalskaidekurven skifte nedover i diagrammet og en ville få økt inngrep sammenlignet med en situasjon der nyttetapet til en større (og samfunnsøkonomisk korrekt) befolkning hensyntas (se for eksempel diskusjon i Innes og Frisvold 2009).⁶ Det er fordi det for større inngrep ofte også vil være ikke-bruksverdier som påvirkes.

Det kan også være slik at et samfunnsøkonomisk lønnsomt prosjekt i hovedsak gir gevinster for storsamfunnet, mens lokalsamfunnet bærer mesteparten av miljøkostnaden. Det kan være et argument for at lokalsamfunnet får en (større) del av avgiftsinntektene for å bidra til lokal oppslutning, særlig hvis kommunen(e) er ansvarlige for arealreguleringen. Det er relevant å vurdere ulike innspill om kompensasjon til lokale myndigheter ved inngrep i kapittel 4 i lys av dette.

2.2.2 Regulering av det optimale nivået: Rasjonale for avgift

Hvis aktøren ble stilt ovenfor en pris, en avgift t^N , på naturinngrepet i figuren, som tilsvarer der nivået på marginal skade er lik marginal nytte vil den optimale arealbruken bli realisert. Figuren gir et stilisert eksempel på hva den optimale naturavgiften ville være. På samme måte som for utslipp til luft eller vann, er det avgjørende for avgiftsnivået hva forløpet til de to kurvene er og hvordan dette evt. varierer mellom ulike naturområder. Mens avgift på utslipp til luft for eksempel ofte legges per tonn utsluppet enhet, er det her ikke åpenbart hva slags enhet avgiften i dette tilfellet skulle legges på. Fra teorien vet vi at den bør legges på den enheten som er sterkest korrelert med naturskaden, for eksempel type eller evt. størrelse på inngrep per areal påvirket.

⁶ Det er godt dokumentert at hvis lokale myndigheter har rådighet over forvaltning av naturgoder som er av regional eller nasjonal betydning, så vil i hovedsak nytte og kostnader lokalt tas hensyn til. Dette fører ofte til overbruk av den aktuelle ressursen.

En måte å klassifisere naturpregede arealer på er såkalte «inngrepsfrie arealer» (INON), som vi var inne på ovenfor. INON-arealer er definert som områder beliggende en kilometer eller mer (i luftlinje) unna tyngre tekniske inngrep. Områdene er inndelt i tre soner basert på avstand til nærmeste inngrep⁷.

Anta nå at det er det totale antall dekar INON-områder en er opptatt av å regulere og at det kun er det totale arealet berørt av inngrep som betyr noe for marginalskaaden, ikke hvor INON-områder bli redusert. På samme måte som ovenfor antar vi en skade (og nytte) som varer et år. Anta videre at vi ser på regulering av kun en inngrepstype, for eksempel bygging av skogsbilvei.

Hvis det i denne situasjonen var flere grunneiere som skulle gjøre en beslutning om inngrepsnivå for sitt areal, ville de hvis de sto ovenfor samme avgift på inngrepet, tilpasse seg slik at marginalnyttens ved inngrepet ble lik prisen på inngrepet. For eksempel kunne avgiften legges per dekar redusert INON-areal for veibyggingsinngrep. Da ville de grunneierne som hadde stor nytte på marginen av å bygge mer vei (høy alternativkostnad av å verne) prioritere å bygge mer vei og betale avgift helt til marginalnyttens ble lik avgiften. På tilsvarende måte ville de som hadde mindre nytte av å bygge vei enn avgiften, ikke bygge (mer) eller restaurere.

Hvis det kun er det totale inngrepet målt i påvirket areal som betyr noe for skaden eller hvis de marginale skadepkurvene er like mellom ulike arealer, vil avgiften gi en kostnadseffektiv tilpasning av skogsbilveier hos grunneierne. Det er dette som er «lærebok»-rasjonale for en avgift. Man får for det første redusert totalt antall kilometer med skogsbilveier sammenlignet med en uregulert situasjon.⁸ Videre får man fordelt reduksjonen av inngrepene mellom arealer avhengig av hvor nytten av inngrepet er høyest, og dermed alternativkostnaden ved å verne arealet inngrepsfritt er lavest.

Utjevning av alternativkostnader gir kostnadseffektivitet, og likhet med marginal skade av totale inngrep, hvis man kjenner denne, gir videre optimalt nivå på miljøskaden (effisiens). Hvis man ønsker en mer finkornet innretning på avgiften, for eksempel fordi det betyr noe for skaden hvilke INON-områder som påvirkes, så kompliseres bildet. Vi kommer inn på dette i 2.4 og videre i rapporten.

2.2.3 Konesjon (direkte regulering) og naturavgift⁹

Problemet med asymmetrisk informasjon

En annen situasjon som kan komplisere den enkle «Pigou-løsningen» er når avgiftsbetalingen gjør at enkelte samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak ikke blir gjennomført fordi noen bedrifter kan gå med underskudd. Grunnen til det er at samlet

⁷ Se <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Inngrepsfrie-naturomrader-i-Norge/Hva-er-INON/>

⁸ Det gis i dag subsidier til bygging av skogsbilveier av skogbrukshensyn, noe som er svært kontroversielt i mange kretser.

⁹ Takk til utvalget, og særlig til Knut Einar Rosendahl, for å påpeke poengene som er diskutert her.

skade alltid vil være mindre enn avgiftsbetalingen, for det forløpet kurven har i figuren. Sammenlignet med en uregulert situasjon vil bedriften både måtte betale $t^N \times N^*$ og gi avkall på inntekten (nytten) ved å gå fra $N^\#$ til N^* . Det betyr at vi kan få situasjoner der bedriften samfunnsøkonomisk bør drives, mens den privatøkonomisk vil bli lagt ned (se diskusjon i Førsund og Strøm 2007, side 93).

En mulighet for å løse dette problemet er å kombinere avgift med konsesjonsbehandling (regulering av kvantum N). Hvis en bare har konsesjonsbehandling og myndighetene bestemmer at det totale inngrepet skal være N^* , vil bedriftene ha incentiver til å overvurdere den bedriftsøkonomiske gevinsten ved tiltaket. Med en optimal avgift, som i figuren ovenfor, kan konsesjonsbehandlingen avvikles, bedriften vil søke om konsesjon for et inngrep som går fra $N=0$ til $N=N^*$ dersom prosjektet fortsatt er bedriftsøkonomisk lønnsomt. Hvis det ikke er bedriftsøkonomisk lønnsomt, vil det ikke komme en konsesjonssøknad. Som nevnt, kan prosjekter være samfunnsøkonomisk lønnsomme selv om de de ikke lenger er bedriftsøkonomisk lønnsomme. Det blir da vanskelig eller umulig å sette optimal avgift.

I en slik situasjon kunne naturavgift kombineres med konsesjonsbehandling, dvs. at søker som for innvilget konsesjon, må betale avgift. Fordelen med dette er følgende:

- (1) Skatteinntekter
- (2) Reduserte kostnader ved å behandle samfunnsøkonomisk ulønnsomme konsesjonssøknader, og
- (3) Incentivene til å overvurdere den bedriftsøkonomiske gevinsten reduseres/forsvinner.

Men hvis avgiften settes lavere enn t^N vil det komme konsesjonssøknader fra samfunnsøkonomisk ulønnsomme prosjekter, og motsatt med høyere enn optimal avgift, vil enkelte samfunnsøkonomisk lønnsomme prosjekter ikke søke om konsesjon. Trolig vil det være best å sette avgiften litt lavere enn optimalt for å unngå at de siste prosjektene ikke søker, og så la konsesjonsbehandlingen avgjøre. I dagens situasjon der det i mange tilfeller i hovedsak brukes konsesjonsbehandling, har bedriften store incentiver til å overvurdere nytten (og dermed undervurdere miljøkostnadene) av et naturinngrep fordi den i liten grad må betale for kostnaden ved inngrepet. Dersom den må betale en naturavgift som reflekterer miljøkostnaden, blir dette incentivet redusert.

Med naturavgift som et supplement til konsesjonsprosessen kan problemet med asymmetrisk informasjon, dvs. at regulator har mindre informasjon enn søker/bedrift, reduseres.

Usikkerhet og direkte regulering vs. avgift

Siden kurvene i figur 2.3 begge er usikre for myndighetene, er det også en viktig diskusjon i litteraturen om regulering av inngrepsstørrelse direkte er mer effektivt enn å bruke prissignal gjennom en naturavgift. Poenget er at en ved direkte regulering kan sette nivået på et naturinngrep og oppnå full styringseffektivitet, men er usikker både på hvilken total skade en får og kostnadene for bedriftene. Ved å bruke avgift,

derimot, får man utjevnet marginalkostnader mellom bedrifter, men er usikker på hvilket totalnivå på inngrep og skade en vil få. Weitzman (1974) viste i en berømt artikkel at under usikkerhet, så må man se på stigningen på de marginale skade- og nyttekurvene relativt til hverandre for å finne ut hvilket virkemiddel som er best. For eksempel i tilfelle med forurensing, så viste Weitzman at hvis den marginale renseskostnadskurven er brattest, så er avgift bedre enn direkte regulering. Tilsvarende, hvis den marginale skadekurven er brattest, så er direkte regulering, for eksempel ved bruk av konsesjon, best. Usikkerhet og mangel på informasjon er viktig å vurdere nærmere ved evt. videre utredning av naturavgift. I slike tilfeller, kan også kombinasjoner av virkemidler være fornuftig, som vi var inne på ovenfor.

2.2.4 Beholdning (opphopning) og strøm av inngrep

Mange naturinngrep gir ikke bare skade umiddelbart, men for flere år framover. Skaden er ikke bare avhengig av løpende inngrep, men av beholdningen av inngrep fra før (i forurensingsøkonomien kalles dette *stock pollutant*).¹⁰

Det er også slik at nytten av naturinngrepene, for eksempel en kraftlinje, vil vare over flere tiår. Dette kompliserer «den optimale løsningen» betraktelig. En analyse av akkumulering av naturinngrep krever dynamisk modellering. Hovedpoenget er imidlertid å summere neddiskonterte nytte- og kostnadsstrømmer over tid i analyseperioden. Da får det betydning blant annet hva man antar om diskonteringsrenten og hvordan folks velstand og preferanser endres over tid. For eksempel kan økende inngrep bidra til å gjøre inngrepsfri natur knappere og dermed mer verdifull. Men det blir også et spørsmål om hvordan nyttestrømmen av de tekniske installasjonene er framover relativt til skaden ved inngrep. Hvis nytten av inngrepet kun var avhengig av løpende inngrep og skaden varte over flere år, så er det sikkert at naturavgiften må være (mye) høyere enn i figur 2.3 for å ta hensyn til akkumuleringen av skade.

2.3 Rettighetsspørsmålet – avgift eller subsidium?

Prinsippet om forurenser betaler (polluter pays principle – PPP) tilsier at den som påfører miljøet og allmennheten skade, er ansvarlig for å betale kostnadene ved rensing eller å tilbakeføre et område til en situasjon uten /med mindre inngrep. Dette prinsippet ligger til grunn for mye av miljøpolitikken i Norge og internasjonalt og er basis for miljøavgifter, inkludert evt. naturavgift. Prinsippet skal også legges til grunn for arbeidet i Grønn skattekommissjon.

Men en del atferd blant bedrifter og folk flest fører også til miljøforbedringer. I slike tilfeller er det formulert et annet prinsipp om «provider gets» (PGP), som ofte er basis for subsidier som stimulerer til slik atferd. Hvilket prinsipp som legges til grunn er avhengig av hvem som har rettighet til å bedrive ulike aktiviteter på et areal. Mesteparten av arealet i Norge er privateid, og private grunneiere har i

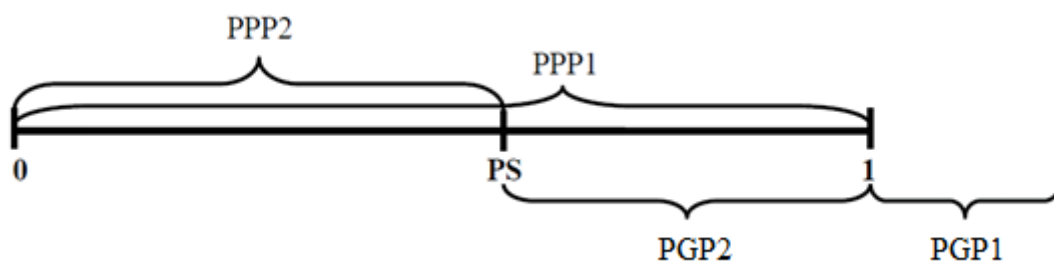
¹⁰ Dette er til en viss grad også tilfelle for klimagassutslipp, der utslipp akkumuleres i atmosfæren.

utgangspunktet lov til å gjøre ganske mye på egen grunn. Skogeiere, for eksempel, har opparbeidet seg rett til å bedrive moderne skogbruk (inkludert bygging av skogsbilveier) innenfor visse reguleringer som også tar hensyn til miljø, selv om det kan påvirke verdien av skogområdene for alternativ bruk. Noen vil for eksempel mene at hugst i stor skala er et større naturinngrep i seg selv. I dette tilfellet er ikke skogbruk innenfor dagens reguleringer regnet som en miljøskadelig aktivitet som bør skattlegges med grunnlag i prinsippet om at forurensere skal betale. Kraftutbygging eller annen type arealinngrep er mer naturlig å regne som en miljøskadelig aktivitet sammenlignet med nåsituasjonen (uten inngrep), og er i utgangspunktet mer naturlig å skattlegge.

Figur 2.4 kan illustrere forskjellen. På samme måte som i figur 2.3, så indikerer 0 en situasjon der et naturareal er fullstendig degradert, mens 1 er en situasjon uten inngrep (uberørt naturområde). Dagens situasjon representeres ved punktet PS, som indikerer noe redusert miljøkvalitet sammenlignet med en tenkt naturtilstand. Endringen fra PS til 0 er regnet som positiv for de ressursbrukerne som drar nytte av inngrepene, men vi antar at eksternalitetene for andre ikke er hensyntatt. Hvilket prinsipp kunne legges til grunn her?

En løsning er å regne dem som opprinnelig reduserte miljøkvalitetene som ansvarlige for alle skader, fra 1 til PS. Dette betyr at ingen arealinngrep i utgangspunktet godtas, unntatt mot en betaling (avgift) som tilsvarer skaden som er forårsaket. Dette er illustrert med PPP1 i figuren, der forurensere er ansvarlig for hele intervallet fra 0-1. En annen regel er at forurensere har rett til dagens situasjon, men hvis miljøet skades ytterligere til 0, må hun betale (dvs. PPP2).

Hvis hun bidrar til en forbedring fra dagens situasjon til naturtilstanden (1), vil hun bli kompensert med en subsidie (dvs. PGP2). En kunne i prinsippet også tenke seg en forbedring utover naturtilstanden (PGP1, for eksempel et skapt kulturlandskap som gir mer nytte enn et upåvirket naturområde).



Figur 2.4 Rettigheter og prinsipper for miljøregulering

Kilde: Vatn m.fl. (2011)

Det er ikke alltid åpenbart hvordan rettighetssituasjonen mellom ulike typer inngrep/arealbruk er, og dette kan endre seg over tid. Etter hvert som kravene til miljøkvalitet øker blant befolkningen, i hvert fall på en del områder som for eksempel luft- og vannkvalitet, er det mindre naturlig for dem å «godta» at eksisterende aktiviteter med miljøeksternaliteter har «rett» til dagens situasjon og fortsette som før. Det er naturlig at miljøpolitikken strammes til over tid. Men da er det et spørsmål

om det er PPP- eller PGP-prinsippet som skal gjelde for å oppnå økende miljøforbedringer.¹¹

Utforming av miljøavgift for å stimulere til redusert skade har lignende trekk med utforming av en subsidie for å stimulere til miljøforbedringer. Det kan derfor være nyttig å se på erfaringer med såkalte payment for ecosystem services (PES), som er et mye brukt virkemiddel internasjonalt. Vi kommer noe inn på erfaringene med PES i kapittel 4.1.

2.4 Fra lærebok til praksis – noen innledende betraktninger

2.4.1 Regulering av naturinngrep - noe mer komplisert enn luftforurensing

Figur 2.3 gir en veldig stilisert framstilling av en optimal naturavgift, som følger klassiske diagrammer i miljøøkonomi der utslipp til luft er eksemplet for utforming av Pigou-avgift. Hvis en er opptatt av å sette en optimal naturavgift, må en helst vite både marginal kostnad- og nyttekurve, og i hvert fall helst rundt punktet N^* (som typisk kan være et stykke unna dagens situasjon, PS i figur 2.4). Det er dette litteratur om verdsetting av areal, biodiversitet og økosystemtjenester i kapittel 3 vil brukes til å belyse.

Men naturlige økosystemer og arealbruk er i utgangspunktet mer komplisert å regulere med avgift enn for eksempel luftkvalitet, som vi også var inne på ovenfor. Det er flere grunner til det. For det første har vi mindre kunnskap om påvirkningen på et økosystem av ulike arealinngrep, og sammenhengen er i utgangspunktet komplisert. For eksempel diskuterer Sterner (2003) blant annet økosystemer preget av terskeeffekter og såkalte «system flips», som kan gi miljøskadepkurven uvanlige forløp. Det er også typisk relativt stor variasjon i skade og nytte av arealinngrep både i tid og rom, som vi var inne på ovenfor. Dette er også til en viss grad tilfelle for andre miljøproblemer (for eksempel lokal luftkvalitet), men kanskje ikke helt i samme grad.

Det blir derfor et viktig spørsmål å definere hva slags type arealbruk/inngrep som er best egnet som objekt for avgiftsbelegging og hvorvidt en skal differensiere denne mellom ulike naturtyper. Skal man redusere mengde og skade av naturinngrep på best mulig måte, som er hensikten med en naturavgift, så må en trolig differensiere på en eller annen måte etter skadestørrelsen og i tillegg ta hensyn til at skaden for mange inngrep vedvarer over tid.

Hvis marginalska den varierer mellom typer inngrep eller naturområder, er det ikke lenger optimalt at «alternativkostnaden» ved å unngå enda et inngrep jevnes ut mellom alle aktører som har behov for areal. Da vil summen av skadene fratrukket nytten ved inngrep trolig være høyere enn den kunne vært ved en annen fordeling av inngrep over arealene.

¹¹ Vurdering av miljøavgifter over tid er nevnt i mandatet til utvalget. Vi går ikke nærmere inn på dette her.

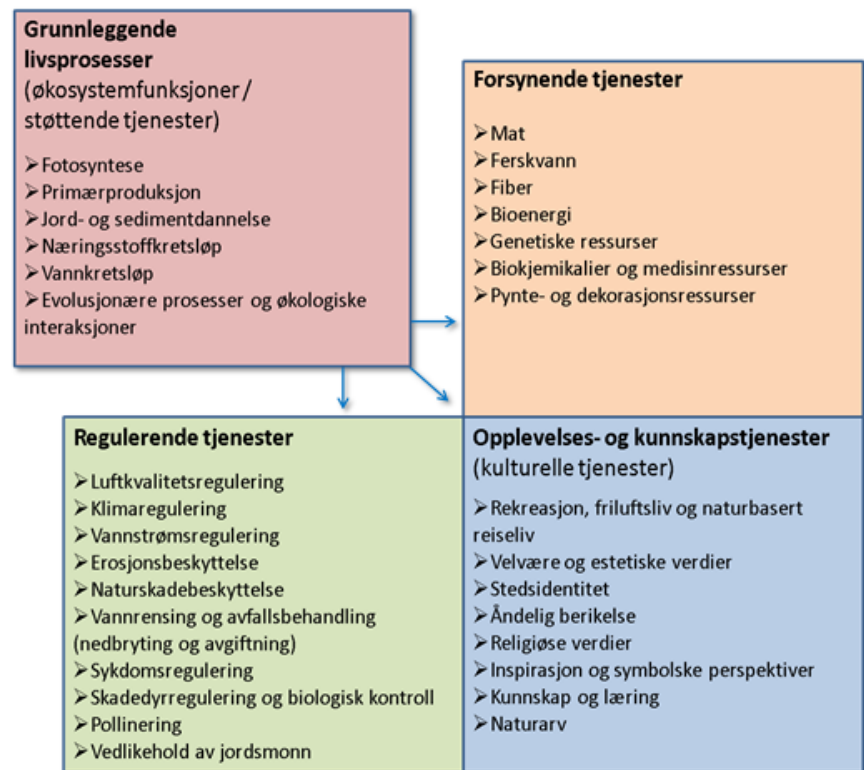
Om naturavgift skal være et egnet virkemiddel fra kostnadseffektivitetshensyn, så må man derfor identifisere typer inngrep og naturområder der summen av inngrepene på disse arealene har betydning for miljøskaden, samtidig som nytten av å gjøre inngrep varierer en del mellom aktører. Med en uniform avgift vil en da kunne få utjevning av marginalnyttene mellom aktører, dvs. de som har størst nytte av inngrepene gjennomfører flere inngrep og betaler avgift, mens andre unnlater å gjøre inngrep eller restaurerer, og sparer avgiften. De mest verdifulle inngrepene for samfunnet gjennomføres, mens de som ikke er så viktige unngås. Videre blir marginalsgraden av inngrep i ulike områder noenlunde lik. En oppnår dermed kostnadseffektivitetsgevinst uten å tape på at marginalsgraden varierer mellom arealene.

En kunne videre differensiere avgiften mellom ulike typer inngrep/naturtyper som gir lignende miljøskader, slik at de største skadene straffes hardere. Da ville man kunne få kombinasjoner av inngrep av høy nytte i mindre verdifulle arealer. I de mer verdifulle arealene blir det så i mange tilfeller for dyrt å gjøre inngrep på grunn av høy avgift, med mindre det er inngrep som gir svært høy nytte for samfunnet. Ved å gjøre det dyrere å forbruke inngrepsfri natur vil man stimulere til redusert antall inngrep og en bedre prioritering av arealbruk i forhold til samfunnsnytte, sammenlignet med en situasjon uten avgift.

2.4.2 Mer om de marginale skade- og nyttekurvene

Arealinngrep påvirker en rekke potensielle økosystemtjenester, som vi var inne på ovenfor. I prinsippet er det summen av den påvirkede befolkningens (dendiskonterte) betalingsvillighet for å bevare disse tjenestene sammenlignet med ulike arealinngrep som reduserer dem, som utgjør marginalsgradkurven.

Figur 2.5 gir en full klassifisering av økosystemtjenester basert på økosystemtjenesteutvalget (NOU 2013). De fleste større arealinngrep eller arealbruksendringer vil påvirke en rekke av økosystemtjenestene. Tekniske installasjoner som vi typisk snakker om her vil kanskje særlig påvirke negativt verdien av «Opplevelses- kunnskapstjenestene» eller «kulturelle økosystemtjenester» (ringet ut i figuren nedenfor). Biologisk mangfold regnes noen ganger både som en egen tjeneste i denne kategorien (kan være viktig både for bruks- og ikkebruksverdier) og som del av de grunnleggende livsprosessene (en forutsetning for de andre tjenestene).



Figur 2.5 Økosystemtjenester

Kilde: NOU (2013).

Noen av de viktigste tjenestene (så som rekreasjon og friluftsliv) kan mest sannsynlig verdsettes økonomisk med relativt god presisjon (se kapittel 3), mens andre, som «religiøse verdier», er vanskelig å anslå på en meningsfull måte.

Summerer man nytten av biologisk mangfold og noen av tjenestene knyttet til bruk og estetiske opplevelser, vil skadekurven kunne få ulike forløp avhengig både av type areal og inngrep, lokalisering for eksempel i forhold til brukere og befolkning ellers, knapphet og tilgjengelige substitutter i bruk osv. For eksempel er det grunn til å tro at ikke-bruksverdier for bevaring av biologisk mangfold er relativt sett (mer) uavhengig av hvor arealet og inngrepet er lokalisert. Tilsvarende vil en kraftlinje gjennom Nordmarka rett utenfor Oslo ha langt større negativ betydning for rekreasjon totalt sett pga. mange berørte brukere, enn en tilsvarende kraftlinje i et område der det bor færre mennesker. Men samfunnsnyttene av en slik linje i Nordmarka vil også være mye høyere siden det er mange som drar nytte av elektrisiteten. Typisk vil marginalverdien av miljøskaden være avhengig av størrelsen på berørt areal sammenlignet med størrelsen på totalarealet dette er en del av. Betalingsvilligheten per arealenhet for et naturinngrep er ikke konstant, noe som er viktig å ta hensyn til når en skalerer opp verdier basert på lokale studier til større område.

Det kan også være slik enkelte steder at det første tekniske inngrepet i et område ødelegger dets opplevde «jomfruelighet», slik at marginalskaen av ytterligere inngrep

er synkende (motsatt av i figur 2.3). En litt komplisert sammenheng mellom påvirkning og miljøskade, kan gi såkalte «ikke-konveksiteter» (se for eksempel Hanley m.fl. 2007), og dermed flere inngrepsnivåer som kan gi marginalskaade lik marginal nytte. Det er klart at marginalskaaden av inngrep er avhengig av en rekke faktorer. Vi kommer nærmere inn på hvordan verdsettingslitteraturen har forsøkt å differensiere arealverdier og skalere opp til større enheter, der det har vært behov for det.

På samme måte som med marginalskaadekurven, vil nytten på marginen (alternativkostnaden ved vern) også variere mellom typer inngrep/arealbruk og lokalisering. Dette har betydning for nivået på en eventuell naturavgift. Nyttien på marginen for en del typer inngrep vil være større hvis befolkningstettheten er høy, men enkelte aktiviteter, som for eksempel havbruk, kan ha høy verdi, selv om de ligger i områder med lav befolkningstetthet. Metodene for å beregne nytten er imidlertid enklere enn for miljøskaden, for eksempel kan markedspriser ofte benyttes.

2.4.3 Fra «first best» til praktisk virkelighet

For de aller fleste avgifter og andre virkemidler vil det være nærmest umulig å finne samfunnsøkonomisk optimal innretning i praksis. Mange avgifter (de fleste?) fastsettes uten presis kunnskap om marginal skade. Mangel på fullstendig kunnskap om marginal skade (og marginal nytte) bør ikke forhindre at en går videre for å vurdere om nytten av en innretning på et virkemiddel som en vet ikke er «optimal» likevel vil gi større nytte i forhold til å regulere et miljøproblem enn ikke å gjøre noe (eller evt. bruke alternative virkemidler). All praktisk avgifts- og miljøpolitikk bærer preg av slike nest- og tredjebestløsninger. For eksempel, er veibruksavgiften på diesel/bensin lik på tvers av sted og tid, selv om marginal skade av bilkjøring varierer mye (for eksempel når det gjelder kø, luftforurensing og støy).

3. Metoder for økonomisk verdsetting av miljøskader ved arealinngrep: Status, utfordringer og utvikling

3.1 Hva er vi ute etter å verdsette?

Dette kapitlet gir en oversikt over metoder for verdsetting av miljøskader ved arealinngrep som del av grunnlaget for å fastsette en naturavgift. Vi beskriver hva som har vært noen av de tradisjonelle utfordringene ved metodene og peker på noen utviklingstrekk de siste 15-20 årene. Dette utgjør punkt 2 fra innledningen.

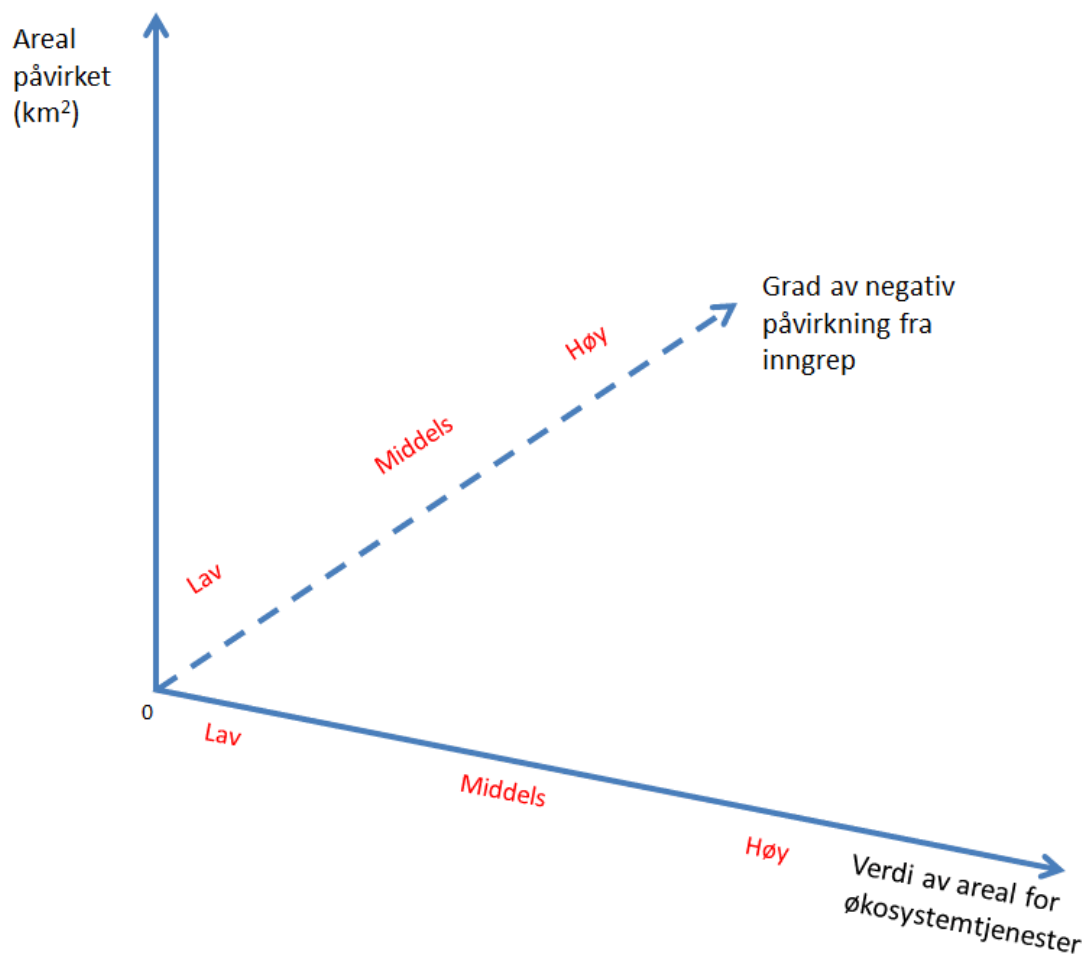
Vi gir også en oversikt over verdioverføringsmetoder («benefit transfer/value transfer») og retningslinjer som er aktuelle som del av grunnlaget for å fastsette størrelsen på en naturavgift. Siden verdioverføringsmetoder basert på verdsettingsanslag i litteraturen ofte regnes som en av metodene, behandles disse sammen med de primære verdsettingsmetodene her. Dette utgjør punkt 4 fra innledningen.

Som vi diskuterte i kapittel 2, er det særlig effekten av tekniske inngrep på landarealer med naturpreg vi er interessert i å verdsette i kroner. En mulig definisjon på slike arealer er INON-arealene, som vi var inne på i kapittel 2.1. Naturpregede arealer med få eller ingen inngrep kan ha ulik verdi for folk avhengig av verdien av strømmen av rekreasjonstjenester, landskapsestetikk og ikke-bruksverdier. Videre vil opplagt type inngrep, størrelsen på arealet og andelen av totalt areal som påvirkes være avgjørende.

Som vi var inne på i kapittel 2 vil det uansett være for ambisiøst og heller ikke nødvendig å ta sikte på å kartlegge marginal skade- og nyttekurver for alle typer inngrep og areal typer og lokalisering for å bestemme en naturavgift. Et mer forenklet tankeskjema er å se på kombinasjoner av arealer med ulik nytteverdi for rekreasjon- og andre tjenester, grader av påvirkning av ulike typer inngrep og hvor stor selve arealpåvirkningen er (se figur 3.1). Et vindkraftanlegg, for eksempel, er trolig visuelt og på andre måter et langt mer negativt inngrep enn et havbruksanlegg, for den samme arealstørrelsen.

Hvis en tar utgangspunkt i figur 3.1, kunne en tenke seg at kombinasjoner av høy påvirkning i et stort og verdifullt areal skulle gi en høy naturavgift. Motsatt ville gi en lav naturavgift. Andre kombinasjoner ville gi avgifter mellom disse ytterpunktene (evt. ytterligere differensiert). Vi kunne evt. også slå sammen aksene med arealstørrelse med grad av inngreppåvirkning og kalle dette omfang av skade. Dette ville ligne på konsekvensviften som brukes i Vegvesenets nytte-kostnadsanalyser, der verdien av et areal (liten, middels, stor) kombinert med omfang av påvirkning (fra stort positivt til stort negativt) bestemmer en overordnet konsekvens av en ikke-prissatt effekt (fra meget stor positiv, +++++, til meget stor negativ, -----) (Statens Vegvesen 2014).

Med dette skjemaet som startpunkt, går vi så inn på primære verdsettingsmetoder og nytteoverføringsmetoder som kan si noe om verdien av de ulike delkubene (kvadrantene) av figuren.



Figur 3.1 Kombinasjoner av grad av negativ påvirkning av ulike typer inngrep, arealverdi for økosystemtjenester og totalt areal påvirket

3.2 Primære verdsettingsmetoder

3.2.1 Kort om verdsettingsmetodene

Tabell 3.1 gir en oversikt over metoder som kan brukes for å verdsette miljøkvalitet og økosystemtjenester generelt, dvs. grunnlaget bak den marginale skadekurven for et inngrep. Disse metodene er basert på at individuelle preferanser/nytte skal telle (konsumentsoverenitet), og måles ved folks betalingsvillighet for å unngå et

naturinngrep (eller for å oppnå en forbedring¹²), som også er det teoretiske grunnlaget for økonomisk velferdsteori.

Tabell 3.1. Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser (Revealed Preferences - RP)	Transportkostnadsmetoden (Travel Cost Method - TCM) Eiendomsprismetoden (Hedonic Price Method - HPM) Kostnader ved forebyggende tiltak (Avoidance Costs - AC)	Markedspriser Kostnader ved å erstatte tapte tjenester (Replacement Costs -RC)
Oppgitte preferanser (Stated Preferences - SP)	Valgekspesimerter (Choice Experiments - CE)	Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV; også kalt «Betalingsvillighetsundersøkelser»)

Metodene inndeles etter om de bygger på avslørte preferanser (Revealed Preferences; RP) eller oppgitte preferanser (Stated Preferences; SP). RP-metodene utleder befolkningens verdsetting 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 å reise til et rekreasjonsområde (f.eks. et naturområde som er populært for turgåere), som i Transportkostnadsmetoden. Det kan også være markedet for omsetning av boligeiendommer eller fritidsboliger, som i Eiendomsprismetoden. Her ligger miljøgodet «innebygget», da markedsprisene for boliger (og hytter) uttrykker husstandenes nytte samlet sett over tid av alle karakteristika ved boligen, inklusive det å ha et inngrepsfritt naturområde i nærheten.

Fordelen med disse metodene er at de bygger på faktisk adferd i eksisterende markeder. Samtidigmarked. De bygger imidlertid på et sett av strenge forutsetninger (for eksempel at folk har perfekt informasjon om alle aspekter ved boligen når de legger inn bud på den, at det eneste motivet for å dra til et naturområde er å drive rekreasjonsaktiviteten en er ute etter å verdsette, og forutsetninger i de statistiske

¹² Vilje til å motta kompensasjon («Willingness to accept») for å godta et naturinngrep med negative konsekvenser er det teoretiske motstykket til betalingsvillighet. Av ulike grunner, brukes ikke dette mye i praksis.

regresjonsanalysene som brukes i beregningene). Disse forutsetningene er ofte ikke oppfylte, iallfall ikke helt ut, og det vil introdusere økt usikkerhet når befolkningens betalingsvillighet for å unngå naturinngrep beregnes ved hjelp av statistisk regresjonsanalyse. For friluftsturisme og annen næringsaktivitet som påvirkes kan en selvfølgelig bruke markedspriser og beregne reduksjonen i nettoinntekt for disse næringsaktivitetene som følge av naturinngrep. (Usikkerheten her ligger nok mer i effekten av naturinngrepet på næringsvirksomheten enn i den økonomiske verdsettingen av effekten).

I motsetning til RP-metodene, er SP-metodene basert på hypotetisk adferd ved at en konstruerer et hypotetisk marked for miljøgodet, og spør befolkningen om deres betalingsvillighet (BV) for en nøye spesifisert endring i miljøgodet, for eksempel å unngå et naturinngrep fra en planlagt kraftlinje, der effektene er godt presentert og visualisert. Fordelen med disse metodene er at en kan spørre om BV for den eksakte miljøendringen en er ute etter å verdsette (og også en framtidig endring), og husstanders BV vil da omfatte både bruks- og ikke-bruksverdien (dersom en spør et representativt utvalg av hele den berørte befolkningen, både brukere og ikke-brukere av miljøgodet). Siden flere typer naturinngrep kan tenkes å påvirke kulturelle økosystemtjenester og ikke-bruksverdier av disse, blir SP-metodene viktige for å fange opp den totale verdien. Det er ingen andre metoder som kan inkludere ikke-bruksverdier, siden disse per definisjon ikke legger igjen «atferdsmessige spor» som kan gjenfinnes i omsetning av avledete goder i markeder.

RP metoder som Transportkostnadsmetoden i standard anvendelse beregner kun bruksverdi i form av opplevelsesverdi/rekreasjonsverdi av fritidsaktiviteter, og verdien av dagens aktivitet (og ikke endringer i rekreasjonsaktiviteten på grunn av for eksempel unngått naturinngrep – til det må en ha informasjon om hvor mye mindre befolkningen ville bruke et naturområde til ulike rekreasjonsaktiviteter som følge av naturinngrepet). Enkelte nyere anvendelser av denne metoden kombinerer kartlegging av faktiske reisekostnader med hypotetiske scenarier som inkluderer endringer i for eksempel et rekreasjonsområde (såkalt «contingent behaviour»). En slik framgangsmåte kunne for eksempel involvere scenarier der ulike størrelser og typer naturinngrep påvirker rekreasjonsområdet negativt og gjennom det utlede folks reduserte rekreasjonsverdier.

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 Valgekspesimenter (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. Et valgekspesiment anvendt for naturinngrep kunne inkludere varierende grad av inngrep (for eksempel størrelse på arealet og type) med ulike kostnader ved å unngå disse (for eksempel ved å legge veitraseen i et annet område osv.). Da ville en kunne finne de marginale avveiningene mellom kostnad for befolkningen og størrelse på inngrep av ulike typer.

Kostnader ved forebyggende tiltak og kostnader ved å erstatte tapte tjenester (sortert under direkte og indirekte tilnærminger under RP-metodene i tabellen) er metoder som ikke har til hensikt å beregne folks betalingsvillighet (direkte eller indirekte), men å tilnærme seg nytten ved å se på kostnadssiden. Kostnaden ved å erstatte de tapte tjenestene er relevante for virkemidler som «biodiversity offsets», der hensikten nettopp er å gjøre erstatningstiltak i andre områder for å kompensere for «residualeffektene» av inngrep når alle kompenserende tiltak på stedet er gjennomført. For eksempel kunne det bety å betale for vern av et annet areal av lignende type. Denne tankegangen og praksisen er utbredt i andre land, for eksempel i USA og Storbritannia.¹³ Det kan også være aktuelt å se på slike kostnader som del av grunnlaget for utforming av en naturavgift, hvis en ikke har beregninger av nyttetap fra et arealinngrep.

3.2.2 Verdsetting av arealer og naturinngrep: utfordringer og metodeutvikling

Flere verdsettingsstudier på naturområdet internasjonalt, få i Norge

Metodene for verdsetting av miljøgoder, og spesielt metoder for overføring/generalisering av disse verdiene («benefit transfer/value transfer», se kapittel 3.3) (Brouwer & Navrud 2015; Lindhjem & Navrud 2008, Navrud & Ready 2007) har utviklet seg mye de senere årene.

I tillegg har antall empiriske studier, som kan gi viktig informasjon for fastsetting av størrelsen på en eventuell naturavgift, økt kraftig både nasjonalt og internasjonalt. Dette kan best illustreres ved at antallet verdsettingsstudier i den mest omfattende databasen for slike studier – EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory; www.evri.ca) har firedoblet seg fra 2001 til i dag og inneholder nå ca. 4000 studier.

Mens miljøøkonomifaget, og verdsettingsanvendelsene, de første årene i stor grad var opptatt av luft- og vannforurensing, 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 fra 2005 og etter det prosjekter som «Cost of policy inaction» (Braat og ten Brink 2008) og den internasjonale dugnaden «The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services» (TEEB), som etter hvert er blitt fulgt opp i mange land.¹⁴ TEEB samlet litteratur og gjennomgikk det metodiske grunnlaget for både monetær og ikke-monetær verdsetting av biologisk mangfold og økosystemtjenester (se for eksempel Kumar 2010). I kjølvannet av TEEB har det vært både nasjonale og internasjonale prosesser for å kartlegge og verdsette økosystemtjenester for enkeltland og for EU (se for eksempel Maes m.fl. 2012, Schägner m.fl. 2013). Et banebrytende arbeid som også har fått mye å si for utviklingene av feltet er UK National Ecosystem Assessment (UK NEA)¹⁵ (se for eksempel spesialnummeret i

¹³ Det er også en viss praksis i Norge, for eksempel flytting av matjord hvis dyrket mark bygges ned.

¹⁴ <http://www.teebweb.org/>

¹⁵ <http://uknea.unep-wcmc.org/>

Environmental and Resource Economics 57(2):2014 som summerer opp verdsettingsarbeidet som ligger bak).

Det er også pågående prosesser i regi av FN, Verdensbanken og andre som jobber med å utvide BNP med verdianslag på degraderte naturområder og – ressurser (se for eksempel WAVES - Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services i regi av Verdensbanken¹⁶ og arbeidet med grønt BNP og «ecosystem accounting» i regi av FN¹⁷). Norges foreløpige oppfølging av TEEB er NOU (2013) framlagt av 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 både gitt raffinering av eksisterende metoder og en større base av studier som kan brukes som grunnlag for verdioverføring.

Lindhjem m.fl. (2015a) gir en oversikt over nordiske (og noen internasjonale) studier som ser spesielt på folks preferanser for landskapsverdier. Selv om det i de senere år har kommet enkeltstudier i Norge som verdsetter økosystemtjenester og biologisk mangfold (se for eksempel Lindhjem m.fl. 2015b, Lindhjem og Navrud 2009; 2011), er det likevel relativt få norske studier. Dette er også noe økosystemtjenesteutvalget understreker som en viktig mangel.

Når det gjelder verdien av å unngå naturinngrep, er det kun en håndfull norske studier. To eksempler er Navrud m.fl. (2008) (negative effekter av kraftlinjer) og Alsvik (2013) (masteroppgave, negative effekter av veibygging). Slik situasjonen er i dag, er dermed det empiriske grunnlaget for å vurdere verdien av naturinngrep for å utforme en naturavgift svært tynt. Men det betyr ikke at man ikke kunne fremskaffe et slikt empirisk grunnlag ved bruk av «best practice»-metoder for å beregne slike verdier, som man for eksempel har gjort for i Norge tidsverdier, trafikkstøy og verdien av statistisk liv (VSL) (Samstad m.fl. 2010).

I andre nordiske land, som Danmark for eksempel, 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, Olsen 2009; Olsen m.fl. 2005 for veibygging) og RP-metoder (eiendomsprismetoden) (Termansen m.fl. 2012; Jensen m.fl. 2014, begge vindkraft). Felles for disse studiene er at de viser betydelige negative samfunnsøkonomiske effekter av naturinngrep.

Utfordringer og metodeutvikling generelt

At det er mange verdsettingsstudier internasjonalt på naturområdet og internasjonale prosesser som trekker mer av arbeidet inn i praktisk politikk, betyr ikke at det ikke

¹⁶ <https://www.wavespartnership.org/en>

¹⁷ <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/> og den relativt nypubliserte: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf

fortsatt er metodeutfordringer. Utviklingen indikerer uansett at mange av studiene har interesse for både forskning og praktiske analyser (som nytte-kostnadsanalyser, utforming av virkemidler osv.). Hvilket presisjonsnivå en krever i verdsettingsanslagene er også avhengig av hva de skal brukes til, som vi kommer nærmere inn på under diskusjonen av verdioverføringsmetoder i 3.3. Som vi har argumentert for i denne rapporten, er metodisk forsvarlig og presis verdsetting av velferdstap ved naturinngrep nyttig for utforming av en eventuell naturavgift, men ikke avgjørende for om en slik avgift kan og bør realiseres. Vi vil trekke fram eksempler fra de siste 15-20 år som tyder på at mange av verdsettingsmetodene er blitt bedre og mer presise.

Metodeutvikling for avslørte preferanser

RP-metodene kan ikke sies å ha undergått noen revolusjon de siste 15-20 årene, men vi har fått 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 aktiviteter både ved bruk av reisekostnadsmetoden og oppgitte preferansestudier (se for eksempel en ganske komplett database som vedlikeholdes av Randal Rosenberger ved Oregon State University)¹⁸. Det betyr at man ved naturinngrep av ulike slag kan beregne tap av rekreasjonsverdier, enten basert på denne basen eller ved å gjøre nye studier for formålet. US Dep. of Agriculture, Forest Service, for eksempel, bruker slike verdianslag i sine analyser. I Norge finnes knapt en eneste studie av verdien av rekreasjon, med unntak av noen eldre studier av fritidsfiske og enkelte andre aktiviteter.

Innenfor hedonisk prising (eiendomsprismetoden) har litteraturen også utviklet seg. Som vi så ovenfor, er det flere danske studier for vindkraftanlegg. For Norge har vi kun en nyere studie som ser på verdien av blant annet grøntarealer for boligpriser i Oslo (Vågnes 2014). De nyere hedoniske studiene internasjonalt er blitt bedre til å utnytte geografiske data (GIS) og er blitt mer raffinerte 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. Slik vi leser litteraturen, har fortsatt og økende anvendelser av RP-metodene på naturområdet bidratt til at verdsettingsanslag fra slike studier godt kan brukes i virkemiddelutforming. Det er også viktig å bemerke at verdianslagene fra RP-metodene 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 (jf. debattene av både kraftlinjene i Hardanger og oljeutvinning i Lofoten som eksempler på at ikke-bruksverdier er viktige).

Metodeutvikling for oppgitte preferanser¹⁹

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

¹⁸ <http://recvaluation.forestry.oregonstate.edu/>

¹⁹ Denne delen bygger mye på Lindhjem m.fl. (2014).

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 betalingsvillighetsstudier. Men metoden har også utfordringer knyttet både til kognitiv overlesning og kompleksitet for respondentene (særlig når både antall valg og ulike karakteristika ved miljøgodet øker) og økonometrisk/statistisk sensitivitet i resultatene. Det er heller ikke alltid åpenbart at ethvert miljøgode kan stykkes opp i et sett av attributter som kan vektes mot hverandre.

Det er derfor man i mange tilfeller heller velger å verdsette endringene som følger av et naturinngrep samlet, ikke som et sett av enkeltattributter, ved bruk av den betingete verdsettingsmetoden (CV). Siden John Krutilla's berømte artikkel i *American Economic Review* (Krutilla 1967), har det ikke vært uenighet om at ikke-bruksverdier representerer reelle økonomiske verdier. Det store metodiske spørsmålet, som fikk voldsom, fornyet oppmerksomhet som del av skadeoppgjøret etter oljeutslippet fra Exxon Valdez-ulykken i Alaska, har heller vært om tapet av ikke-bruksverdiene kan anslås med stor nok grad av sikkerhet ved bruk av den betingete verdsettingsmetoden. Et ekspertpanel (NOAA-panelet) ledet av de nobelprisvinnende økonomene Robert Solow og Kenneth Arrow ble nedsatt i 1992 for å vurdere om metoden kunne gi troverdige anslag for bruk i naturskadeerstatninger.²⁰ Deres anbefaling var et kvalifisert «ja» forutsatt at metoden følger noen kriterier for «best practice» (Arrow m.fl. 1993).

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 kollektive goder er blitt raffinert og styrket (blant annet med hjelp fra adferdsøkonomi), at metoden 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 CV-metoden.²¹

Her hjemme har skepsisen mot bruk av CV i samfunnsøkonomiske analyser stort sett vedvart til tross for metodiske fremskritt de siste 20 år. Det er to typer kritikk som ofte brukes mot anvendelsen av betinget verdsetting som vi mener, blant annet 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). Vi begrunner dette nedenfor.

For det første; det at folk tenderer til ikke å gjøre det de sier innenfor betinget verdsetting i likhet med i en lang rekke andre sammenhenger der en benytter data fra

²⁰ 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).

²¹ 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).

spørreundersøkelser (for eksempel valgmålinger), betyr ikke automatisk at betalingsvilligheten de oppgir er høyere enn det de faktisk ville betalt. Dette er det populære og tradisjonell synet på metoden. Som Carson (2012) påpeker, med henvisning til Paul Samuelson²², så kan det også være incentiver til å oppgi lavere enn faktisk betalingsvillighet for kollektive goder. 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. 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 inkluderer 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).

Den andre typen kritikk innebærer at hvis det så 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 samtidig; som påpekt av Hoehn og Randall (1989). Imidlertid er dette argumentet etter vår oppfatning 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.

Selv om den betingete verdsettingsmetoden er velprøvd, gjennomdiskutert og har relativt stor legitimitet, er det også diskusjon om metoden kan brukes til å verdsette «alt». Hvor går grensen for hva som er så vitenskapelig usikkert og så vanskelig for folk å forstå at monetær verdsetting ved bruk av oppgitte preferanser blir meningsløst? Naturinngrep kan potensielt gi ganske kompliserte økologiske effekter som det både kan være stor usikkerhet om og vanskelig for folk å forstå. I litteraturen er det ulike syn. Selv om TEEB-prosjektet har vært opptatt av og promotert økonomisk verdsetting av økosystemtjenester monetært, har de også lagt vekt på såkalte ikke-monetære verdsettingsmetoder til bruk for tjenester som de mener kan være vanskelig å verdsette, inkludert biologisk mangfold. Bartkowski m.fl. (2015) vurderer kritisk den økonomiske verdsettingslitteraturen på biologisk mangfoldområdet og anbefaler heller bruk av valgekspesimerer enn betinget verdsetting. Grunnen til det er blant annet fordi de mener den iboende kompleksiteten i biomangfoldbegrepet bedre fanges opp ved bruk av flere attributter.

Det er ingen fasit på spørsmålet om når metodene strekkes for langt og det er også avhengig av bruken av resultatene hvor høyt presisjonsnivå som kreves. Uansett, vil

²² "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).

man kunne verdsette med ganske god troverdighet og presisjon mange av effektene ved naturinngrep. En utfordring, hvis det er snakk om mange typer økosystemtjenester som påvirkes negativt ved et naturinngrep, er ikke å dobbelttelle ved for eksempel slå sammen verdsettingsanslag ved bruk av ulike metoder osv. Dette problemet er en del diskutert i litteraturen. En mulig løsning på dette problemet er å fokusere på de viktigste tjenestene og verdsette disse konservativt (evt. ved å bruke en metode), slik at man sikrer seg at man ikke dobbeltteller.

Alt i alt, er det etter vår oppfatning ikke svakheter ved metodene som først og fremst bør være utfordringen for en evt. videre utredning av naturavgift. Et problem er heller at det en svært liten base av relevante verdsettingsstudier i Norge som kunne inngå som grunnlag. Dette er det imidlertid mulig å gjøre noe med på relativt kort sikt. Mangel på studier i dag gjør det også vanskelig å benytte verdioverføringsmetoder, som vi diskuterer i neste avsnitt.

3.3 Utvikling i verdioverføringsmetoder og – retningslinjer

Vi gir i dette kapitlet en oversikt over verdioverføringsmetoder («benefit transfer/value transfer») og retningslinjer som kan være aktuelle som del av grunnlaget for å fastsette størrelsen på en naturavgift. Som vi har vært inne på ovenfor er det fortsatt for få norske studier av velferdstap ved naturinngrep å trekke på. Imidlertid kunne en tenke seg enten at retningslinjer vi går inn på her kunne benytte slike studier når de evt. foreligger eller at man kunne benytte internasjonale studier av velferdstap ved naturinngrep (selv om det er trolig at presisjonen i internasjonal overføring er for liten). Det vil blant annet avhenge av grad av presisjonsnivå en krever for denne delen av grunnlaget for en evt. naturavgift.

3.3.1 Kort om 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 («beslutningsstedet»). En slik overføring kalles «Benefit transfer» (nytte-overføring). Metoden gjelder imidlertid både for overføring av nytte (benefit) og skade (damage), 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 verdsettingsstudier (oftest benevnt som originalstudier eller primærstudier). En annen, og ofte like viktig faktor, er at gjennomføring av nye studier er tidkrevende, og overføring av verdsettestimater fra eksisterende studier kan dermed være en langt raskere metode.

Svakheten med verdioverføring er at usikkerheten i verdianslagene øker, særlig hvis man må trekke på internasjonale studier (se for eksempel Lindhjem og Navrud 2008; 2015). 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 beslutningssammenheng 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 usikkerhetene som allerede ligger i de originale verdsettingsmetodene, og metoder for å anslå den fysiske effekten av et prosjekt/inngrep. Økningen av usikkerhet i estimatene ved verdioverføringen må vurderes opp mot nytte ved redusert tid og kostnad i forhold til en original verdsettingsstudie, samt en vurdering av akseptabelt usikkerhetsnivå i den aktuelle beslutningssituasjonen (Navrud 2004).

For å gjennomføre verdioverføring trengs:

- (1) Database over originale verdsettingsstudier, som en kan overføre verdier fra, for å kunne identifisere aktuelle studier av endringen i mengden og/eller kvaliteten av miljøgodet (her: redusert strøm av rekreasjons- og andre tjenester ved ulike typer naturinngrep).
- (2) Kriterier for å vurdere kvaliteten av identifiserte originale verdsettingsstudier.
- (3) Verdioverføringsteknikker (se avsnitt 3.3.2)
- (4) Retningslinjer for verdioverføring (se avsnitt 3.3.3 og Appendiks 1)

Ad pkt. (1) er den mest omfattende og oppdaterte databasen for verdsettingsstudier, som nevnt, Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) www.evri.ca. 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 datasøk. En annen database av spesiell relevans for å vurdere rekreasjonsverdier, er basen til Randall Rosenberger for Nord-Amerika, som vi nevnte ovenfor.

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 inkludert i meta-analysen. Dette gjøres for å øke antall observasjoner i meta-analysen når det er få studier av miljøgodet som vurderes; men vil kunne øke usikkerheten i verdsettingsanslaget fra meta-analysen. Noen meta-analyser finnes også i EVRI-databasen.

Lindhjem (2007) laget for eksempel et regneark med detaljerte data (mer detaljert enn i EVRI) om alle studier av miljøgoder i skog 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; noe som kan skyldes at arealet på området 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 så som betalingsvillighet pr. arealenhet for komplekse miljøgoder som

økosystemer og fellesgoder som bevaring av urørte naturområder og andre landskapstyper for å finne samlet betalingsvillighet for et større (eller mindre) område på beslutningsstedet, enn det som er vurdert på studiestedet.

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.

Databaser med verdsettingsstudier inneholder sjelden all informasjon man trenger om studien for å gjennomgå egenskaper ved studiestedet med sikte på finne en studie som er så lik beslutningsstedet som mulig. EVRI bør derfor enten utvikles til å gi mer detaljerte data om studien (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 og gjennomgå selve primærstudiene som det er aktuelt å overføre fra.

Ad pkt. (2) bør en bruke «best practice» - kriterier for de ulike verdsettingsmetoder for å evaluere kvaliteten av primærstudier det er aktuelt å overføre verdier fra med sikte på å velge ut de studier som best tilfredsstillere kriteriene for en god studie som så kan brukes til verdioverføring. Soutukorva og Söderqvist (2005) gir en kriterieliste for vurdering av kvaliteten av studier av miljøgoder generelt, basert på ulike RP- og SP-metoder. For miljøgoder knyttet til skog spesielt gir Riera et al (2012) retningslinjer for «best practice» både for RP- og SP-metoder så vel som verdioverføring.

Ad. pkt. (3) finnes det kun de tre hovedtypene av verdioverførings-teknikker som vi har vært inne på, jf. Navrud (2004) og Navrud & Ready (2007): i) Enhetsoverføring, ii) Overføring av en verdsettings-/ betalingsvillighets-funksjon og iii) Meta-analyse. Disse er beskrevet i kapittel 3.3.2 nedenfor.

Retningslinjer for verdioverføring (jfr. pkt. 4 ovenfor) gjennomgås i underavsnitt 3.3.3.

3.3.2 Teknikker for verdioverføring

Tre typer verdioverføringsteknikker forklares nedenfor.

Enhetsverdioverføring

Enhetsverdioverføring, dvs. overføring av estimerer for gjennomsnittlig betalingsvillighet for en spesifisert endring i mengden og eller kvaliteten av et miljøgode; fra det opprinnelige studiestedet til beslutningsstedet, 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 verdistigning, inntektsnivå eller ekspertanslag av ulikheter mellom studiested og beslutningssted. Det tilstrebes å finne verdsettingsanslag fra én studie som i størst mulig grad ligner beslutningsstedet både m.h.t endringen i miljøgodet som verdsettes og sammensetningen av befolkningen (jfr. sosio-økonomiske variable som alder, kjønn, utdanning, og inntekt; samt rekreasjonsmønster og miljøinteresse), men overføringen kan også baseres på anslag fra flere originale verdsettingsstudier.

Overføring av verdsettingsfunksjon/betalingsvillighetsfunksjon

Denne teknikken innebærer at en istedenfor å overføre et enhetsanslag for betalingsvillighet per husstand pr år 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 (for naturinngrep for eksempel alternative rekreasjonsaktiviteter eller -områder), respondentens inntekt, utdanning, alder, rekreasjonsbruk og kjennskap til miljøgodet.

Estimering av betalingsvillighet på beslutningsstedet skjer da ved å bruke koeffisientene for disse forklaringsvariablene i betalingsvillighetsfunksjonen fra studiestedet og sette inn middelveidene for forklaringsvariablene fra beslutningsstedet. Dette betinger at miljøendringene og forklaringsvariablene er sammenlignbare, og at respondentenes preferanser er like på studiested og beslutningssted. Det tilstrebes også her å finne et studiested som i størst mulig grad ligner beslutningsstedet, og at det finnes data for forklaringsvariablene (som inngår i betalingsvillighetsfunksjonen fra studiestedet) tilgjengelig på beslutningsstedet. 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 beslutningsstedet.

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 et fåtall 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 brukt som forklarer størsteparten av variasjonen i verdsetting (se for eksempel Navrud & Ready 2007), mens det som er viktigst for bruk av meta-regresjonen for verdioverføring er hvordan betalingsvilligheten varierer med karakteristika ved miljøgodet og den berørte befolkningen.

3.3.3 Retningslinjer for verdioverføring

Det finnes nå detaljerte retningslinjer for overføringer av verdier fra tidligere verdsettingsstudier (Navrud 2007, Eftec 2009, Riera m.fl. 2012). Navrud (2007) foreslår åtte steg, se appendiks for detaljert informasjon om disse. Retningslinjer for overføring av verdier av økosystemtjenester, som i stor grad bygger på disse tidligere retningslinjene, finnes hos UNEP (2013). Verdioverføring er mye brukt i nytte-kostnadsanalyser (NKA). Verdioverføring brukes også til å øke oppmerksomheten omkring at naturen har en samfunnsøkonomisk verdi, og både dette og NKA er

anvendelsesområder med relativt lave formelle presisjonskrav. Krav til utmåling av erstatningsansvar etter forurensningsulykker (såkalte Natural Resource Damage Assessments i USA, og tilsvarende i Europa under Environmental Liability Act) ligger i den andre enden av skalaen og krever høy presisjon siden det vil være en person eller selskap som faktisk vil måtte betale erstatningskravet. Og dette kravet må kunne dokumenteres og forsvares i rettssystemet. Så vidt vi vet brukes ikke verdsettingsestimater direkte til fastsettelse av nivået på avgifter, da størrelsen på avgiftene oftest er basert på vurdering av en rekke forhold.

I verdioverføring får man, som nevnt, usikkerhet knyttet både til de opprinnelige verdsettingsmetodene (som kan være akseptabel) og selve overføringen som føyer ytterligere usikkerhet til estimatet. En utfordring man ofte opplever i verdioverføring er at verdianslagene ofte kommer fra studier av marginale/mindre endringer i et miljøgode helt lokalt, mens man kan være interessert i å ha verdianslag på en større skala. Det kan for eksempel være at en ønsker verdier per dekar på regionalt eller nasjonalt nivå, for å bruke i en annen sammenheng (for eksempel som del av et utvidet, grønt nasjonalregnskap). Som vi var inne på ovenfor, er slike verdier typisk ikke konstante per arealenhet. Verdien per arealenhet er trolig mindre for å verne et større areal enn et lite, siden verdien av ekstra vern per arealenhet er avtagende på marginen. Oppskalering med en konstant, marginal arealverdi kan derfor føre galt av sted, som diskutert for eksempel i Brander m.fl. (2012).

Et relativt nytt eksempel fra Norge på hvordan rekreasjonsverdien per arealenhet er avhengig av størrelsen på totalarealet, og befolkningstettheten, er gitt i tabell 3.2. Barton m.fl. (2015) anslår rekreasjonsverdi av parkarealer i Oslo basert på en meta-analyse av Brander og Koetse (2011) av verdien av «open space» i forbindelse med byer. Tabellen viser hvordan verdien per hektar øker med befolkningstettheten fra 54 millioner for et lite areal med få mennesker rundt til opp mot en milliard for det samme arealet med høy befolkningstetthet. Tilsvarende går verdiene raskt ned per hektar for økende størrelse på det totale parkarealet.

Tabell 3.2 Marginal betalingsvillighet (NOK/hektar/år) for rekreasjon i parker av ulik størrelse og omkringliggende befolkningstetthet.

Population density (per km)	Area (hectare)							
	0.2	2	10	100	1000	5000	10000	50000
20	54,782,249	8,682,401	2,355,873	379,720	60,182	16,607	9,538	2,632
200	169,293,334	26,831,185	7,403,956	1,173,448	185,979	51,320	29,476	8,134
500	265,234,773	42,036,879	11,599,906	1,838,461	291,376	80,404	46,180	12,743
1500	454,380,699	72,014,488	19,872,105	3,149,516	499,165	137,742	79,112	21,831
2500	583,614,083	92,496,599	25,524,060	4,045,291	641,135	176,919	101,613	28,040
6500	932,100,420	147,727,961	40,764,930	6,460,806	1,023,969	282,560	162,288	44,783

Values in table: WTP (NOK/ha yr.)

Kilde: Barton m.fl. (2015), basert på Brander og Koetse (2013).

Hvis en skulle basere deler av beslutningsgrunnlaget for utformingen av en naturavgift på verdier fra internasjonale studier, måtte en vurdere grundig hvordan en evt. skulle

justere verdier per påvirket areal for ulike inngrep. Som vi har vært inne på i kapittel 2, er det sannsynlig at skaden per dekar ved et inngrep er større hvis det er del av et lite areal som påvirkes enn et stort (gitt samme befolkningstetthet). En kunne tenke seg en gradering av avgiften som ikke var konstant per arealenhet og inngrepstype. Graderingen kunne nok trolig dra nytte av resultater fra bl.a. internasjonale meta-analyser som analyserer hvilke dimensjoner som betyr mest for per-dekar-verdier.

Selv om miljøavgifter i praksis ikke er fastsatt på basis av marginale skadekostnader, vil bruk av retningslinjene for verdioverføring likevel kunne gi relevant og nyttig informasjon for å fastsette størrelsen på naturavgifter.

4. Eksempler på praktiske erfaringer og forslag til utforming av naturavgift og lignende avgifter

I dette kapittelet går vi nærmere inn på internasjonale og norske eksempler på praktiske erfaringer og forslag til utforming av naturavgift og lignende avgifter, inkludert anvendelser av verdsetting av arealbruk, biodiversitet og økosystemtjenester til utforming av naturavgifter.

Vi ser også kort på erfaringer med payment for ecosystem services (PES) og studier av støtteordninger innen landbruket. Spørsmålet er om slike subsidieordninger har benyttet seg av verdsetting for å sette nivået på subsidien eller ikke. Dette kapittelet belyser dermed punkt 3 fra kapittel 1.

4.1 Internasjonale eksempler

Gjennom kontaktpersoner blant annet i OECD og Storbritannia og søk i litteratur og databaser (blant annet OECDs database med oversikt over avgifter i alle OECD-land) har vi funnet fram til en del relevant internasjonal litteratur og erfaringer, uten at det er foretatt en uttømmende litteratur- og erfaringsgjennomgang. Gjennomgangen viser at det knapt finnes internasjonale erfaringer med denne typen avgifter, eller erfaringer med bruk av verdsettingsstudier til utforming av slike avgifter. Det finnes imidlertid en del litteratur som diskuterer denne typen avgifter, samt innføring og/eller endringer i skatter og avgifter på eiendom og areal («land») som bedre kan ivareta miljøhensyn og «urban sprawl». Denne litteraturen vil bli omtalt i 4.1.1.

4.1.1 Internasjonal litteratur og forslag til former for naturavgift

Vi har funnet få praktiske eksempler på innføring av en naturavgift med utgangspunkt i verdien av de eksterne effektene som et inngrep medfører, men det er en problemstilling som finnes igjen i litt ulike tilnærminger.

Den første tilnærmingen er tar utgangspunkt i skattlegging av eiendom (areal og/eller bygninger) generelt. Denne litteraturen synes særlig å være opptatt av arealbruk i urbane områder og det å forhindre «urban sprawl» («urban spredning») og beholde «open space» (åpne områder) i urbane områder. Denne urbane problematikken er ikke så relevant i diskusjonen om naturavgift, men noen av skattleggingsforslagene (særlig fra Tyskland) er interessante og omtales nedenfor.

Den andre tilnærmingen finner man igjen i litteratur om økonomiske virkemidler for å ivareta biodiversitet (naturmangfold). Denne litteraturen har ofte en bred gjennomgang av ulike økonomiske (og andre) virkemidler, og vi vil her referere den del av litteraturen som omhandler avgifter for bedre ivaretagelse av biodiversitet.

Brandt (2014) tar utgangspunkt i eiendomsskatten og diskuterer hvordan den kan gjøres «grønnere». I gjennomgangen vurderes også andre virkemidler som diskuteres i OECD for å begrense urban «spredning» og internalisere eksterne effekter ved «for høyt» arealforbruk.

I Tyskland ble det foreslått en eiendomsskattereform som inkluderer en arealbruksavgift, som ville differensiere eiendomsskatten avhengig av arealbruken. I et slikt opplegg var det meningen at avgiftssatsen skulle være høyere for bruk som påvirket miljøet negativt. For eksempel ville avgiften på åpent areal være lavere enn for areal som var gjort ugjennomtrengelige (impermeable) gjennom bygninger og veier og andre tette flater, og intensivt drevet jordbruksareal ville få høyere skatt/avgift enn jordbruksareal med økologisk drift. Forslaget innebar å kategorisere arealet og anvende avgiftssatser som var differensiert avhengig av arealbrukens miljøpåvirkning. Dette ville også gi et incentiv til å restaurere/tilbakestille tidligere tiltak med negative miljøkonsekvenser (som vi også var inne på i den prinsipielle skissen i kapittel 2). Det har vært reist ulik kritikk mot forslaget, og det har blant annet vært foreslått å kombinere arealbruksavgiften med en skatt/avgift på eiendomsverdien, kombinert med ulike rater avhengig av miljøpåvirkningen av ulike arealbrukskategorier (Brandt 2014). Forslaget er imidlertid ikke gjennomført, og vi vet ikke hvilken status dette forslaget har når det gjelder utredning/offentlig vurdering.

Forslaget ivaretar ett aspekt som ville være vesentlig ved en naturavgift slik vi ser det, nemlig inngrepets miljøpåvirkning. Det sies imidlertid ikke noe om hvordan man ville ivareta at også arealets beskaffenhet i utgangspunktet ville ha betydning for eksterne miljøkostnader ved inngrep (se også figur 3.1)

En avgift på velferdstapet ved tap av åpent areal («open space») på grunn av utbygging har vært diskutert i Nederland og USA (Brandt 2014). I begge land er dette en pågående diskusjon, men arealknappheten er selvfølgelig ekstrem i Nederland, noe som krever streng prioritering av arealer. En slik avgift ville være målrettet for å internalisere eksterne effekter av ny utbygging. En vanskelighet ville være å estimere den samfunnsøkonomiske verdien av (tapt) åpent areal, men f.eks. Brander og Koetse (2011) har i en metaanalyse kommet fram til verdien av «urban open space» i europeiske land (som tabell 3.2 også refererer til). Brandt (2014) fremhever imidlertid at de estimatene som finnes av (reduert) åpent areal er noe upresise, og stiller spørsmål ved om verdianslagene reflekterer alle samfunnsøkonomiske kostnader ved tap av åpent areal. Hun foreslår som et alternativ til å bruke estimer fra slike metoder direkte, heller å gjøre antagelser («best guesses») basert på de studiene som finnes for verdien av velferdstapet og kalibrere en avgift på ny utbygging som er i tråd med ønsket effekt på endringer i arealbruk.

I vår sammenheng er det ikke «open space» i seg selv som er det viktigste, men velferdstapet forbundet med endret arealbruk. Muligheter for å måle og anslå dette avhengig av hvilke samfunnsøkonomiske kostnader som oppstår, er likevel relevant. Heller ikke dette forslaget er gjennomført, ifølge Brandt (2014), uvisst av hvilken grunn.

Det er også en del litteratur som diskuterer f.eks. konsekvenser av ulike utforminger av eiendomsskatten, om den bør legges på areal og/eller bygninger, om den bør utformes som en avgift på verdi eller areal, osv., og hvilke konsekvenser ulike utforminger eventuelt har for arealbruk. Vi går imidlertid ikke inn på denne litteraturen, fordi dette blir litt på siden i denne sammenhengen.

Brandt (2014) viser til flere forslag til reformer og idéer for bedre å internalisere eksternaliteter av arealbruk gjennom eiendomsskatter. Men få av disse har faktisk blitt implementert, så det er få empiriske erfaringer å vise til. I følge Brandt har det for eksempel ikke vært testet noe forslag til et klassifisert avgiftssystem som skattlegger arealbruk ut fra miljømessige negative konsekvenser (som det tyske forslaget).

Litteraturen om skattlegging av areal trekker ofte fram at avgifter på arealbruk har visse utfordringer fordi areal langt fra er et homogent økonomisk gode. Ulike arealer varierer mye med hensyn til geografi, miljømessige og andre karakteristika. Derfor er ikke markedet et klassisk marked med «areal» som ett gode, og det krever en god forståelse for hvordan arealmarkedet fungerer for å iverksette de «riktige» økonomiske virkemidlene (EEA 2010). Dette diskuterte vi også i kapittel 2.

Også EEA (2010) nevner eksemplene fra Nederland og Tyskland som virkemidler, men rapporterer at ingen av landene har innført forslagene fordi den praktiske gjennomføringen har vist seg vanskelig. Fra Storbritannia har vi også informasjon om at en skattlegging basert på arealbruk har vært vurdert, men forkastet, og man benytter i stedet mer tradisjonelle planleggingsverktøy for å styre denne delen av arealbruken (G. Duke, pers.medd. april 2015). Både i Tyskland og Nederland sies det at utredningene har vist at økonomiske virkemidler kan være egnet til å supplere, men ikke erstatte mer tradisjonelle planleggingsverktøy for arealbruk. Dette er også tilfelle i England, som for eksempel har tatt i bruk «biodiversity offsets» som en supplement til andre virkemidler.

EEA (2010) peker på flere utfordringer og videre forskningsbehov, blant annet nevnes som et viktig spørsmål som må undersøkes nærmere om det å etablere betaling for tjenester fra miljøet (betaling for økosystemtjenester – PES, se neste avsnitt) kan knyttes til priser for arealbruk. Betaling for å beskytte habitater og økosystemer kan også påvirke prisene på areal. Vi ser nærmere på PES nedenfor.

Det finnes også eksempler på at man har gitt unntak for eiendomsskatt for landeiere som setter av areal til nærmere bestemte verneformål (Ministry of Natural Resources, Ontario, udatert).

En annen innfallsvinkel til lærdom om naturavgifter, er litteratur om virkemidler for å bevare biodiversitet (naturmangfold). En rapport fra Eco logic (2006) gjennomgikk litteratur og databaser og ga en oversikt over EU-land med flere som benyttet økonomiske virkemidler for å fremme biodiversitet og presenterte noen av dem som ble ansett som de mest lovende. I vår sammenheng er det mest relevant å se på oversikten over skatter og avgifter som var utformet for å ivareta økosystemer (habitater) generelt. Rapporten lister opp nesten 60 eksempler på skatter og avgifter for ivaretagelse av biodiversitet/habitater i ulike land. Eksemplene inkluderer avgifter for å besøke nasjonalparker (som finnes i flere land), gebyr for arealbruksendring (i bruk av skogareal eller generelle arealbruksendringer) i Polen og Tsjekkia, osv. Se tabell 4.1, der vi har tatt ut dem som er relevante for naturarealer (leveområder/habitater).

Denne rapporten sier imidlertid ikke mye om hvordan man har fastsatt avgiftene og deres størrelse, den fokuserer mer på hvilke avgifter som finnes og hvilke effekter de har/kan ha.

Tabell 4.1 Liste over virkemidler brukt i piloter eller foreslått i litteraturen, gjeldende for naturområder (leveområder / habitater).

A3 habitat	
Fees to visit national parks	AU
Raw materials tax	BE
Pesticide and fertiliser taxes	BE
Charge for materials extracted from watercourses	BA
Forestry charge	BA
Charge for overcutting	CA
Logging tax	CA
Charge to entrance to wildlife reserves	CA
Charge for entrance to parks	CA
Taxes for watershed protection	CR
Land conversion charges to discourage conversion of agricultural or forestry land	CEEC
Water effluent charge	CEEC
Natural resources charges /taxes	CEEC
Charge for multiple non-wood forestry functions	HR
Charge for transfer of rights on forestry	HR
Forest contribution charge	HR
Natural parks entrance fee	HR
Sand and gravel extraction charge	HR
Land use change charge	CZ
Raw materials tax	DK
Pesticide and fertiliser taxes	DK
Charge on entrance to national parks and monuments	GR
Charge to acquire grazing rights on public lands	GR
Tax deduction	HU
Fee for forest maintenance	HU
Raw materials tax	IT
Regional tax on national concessions for public goods and heritage located in the region	IT
Environmental improvement charge	KR
Fee on natural park entrance	KR
Reforestation charge	KR
Forest felling charges	LT
Nature protection non-compliance Fee	LT
Annapura Conservation Area Project (ACAP)	NP
Mountaineering Royalty for Mount Everest	NP
Gift and inheritance tax exemptions / reductions for nature areas	NL
Transfer tax exemptions for nature areas	NL
Property tax deduction for forest and nature	NL
Tax deduction for forest and nature	NL
National system of raising money for conservation	NZ
Batangas Scuba Divers Charge, Philippines	PH
Watershed protection fee for the Makiling Forest reserve	PH
Charge for landuse changes (in usage of forested land, or general landuse changes)	PL
Natural parks entrance fee	RO
Nature protection non-compliance fee	RO

(tabell 4.1 fortsatt)

Extraction of minerals from watercourses charge	CS
Fees to visit national parks	CS
Fishing permits	CS
Forest charges	CS
Ecotourism within Kwazulu-Natal Nature Conservation Service	ZA
Pesticide and fertiliser taxes	CH
Licence fee for exploitation of peat	CH
Raw materials tax	CH
Raw materials tax	GB
Landfill tax credit scheme	GB
Fertiliser and pesticide tax	US
Severance tax	US (Alaska)
Charge on grazing on public lands	US

Kilde: Ecol logic (2010), utdrag av Tabell 6.

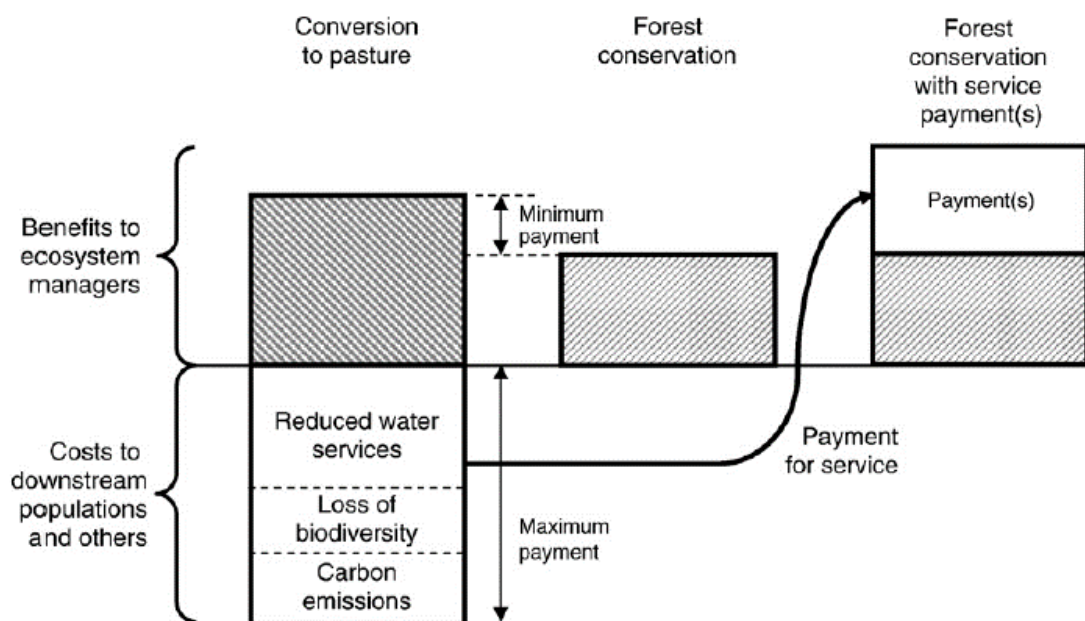
Shine (2005) kommer også med anbefalinger om bruk av avgifter for å bevare og øke biodiversiteten i Europa. Hun går gjennom en rekke muligheter, men har få konkrete eksempler på praktisk erfaring vi kan lære av, og konkluderer med at det er svært lite som skjer på skatteområdet for å ta vare på natur i Europa. Hun kommer med en rekke anbefalinger om å ta i bruk skatter og avgifter (både å ilegge nye og gi skatte- eller avgiftslette) for å bevare og øke biodiversiteten. Flesteparten av forslagene er rettet mer mot å bevare spesielle naturtyper og i stor grad dreid mot å gi unntak for skatter og avgifter dersom man avsetter areal til bevaring, inngår i spesielle nettverk for økologisk drift, for å fremme kjøp av land til verneområder osv. Hovedanbefalingene er at skattesystemet bør støtte bevaring som en mulig arealbruksopsjon for grunneiere, og at skattesystemet bør legge til rette for og styrke arbeidet i vernesektoren («conservation sector»). Et pan-europeisk samarbeid bør føre til en felles visjon og større effektivitet av skattepolitikk for bevaring av biodiversitet. Ingen av disse anbefalingene er imidlertid særlig matnyttige for utforming av en naturavgift, men viser at det er flere land og studier som tenker i samme baner.

4.1.2 Payment for ecosystem services (PES)

Som vi diskuterte i kapittel 2.3 er det rettigheten til ulike typer arealbruk som avgjør om det er naturlig å avgiftsbelegge for å unngå videre inngrep eller subsidiere for å stimulere til reduserte inngrep (evt. bevaring av natur eller andre aktiviteter som øker strømmen av økosystemtjenester). Mens det er få erfaringer med avgifter på arealbruk og reduksjon i økosystemtjenester, er det derimot etter hvert ganske mange erfaringer med payment for ecosystem services (PES). Dette gjelder særlig i en del middelinntektsland der slike ordninger er ganske utbredt både på nasjonalt og lokalt nivå. Lignende ordninger er imidlertid også i bruk i Europa, ikke minst innenfor landbruk (for eksempel i form av subsidier til økologisk skånsom landbruksproduksjon, såkalte «agri-environmental» subsidies). I følge OECD (2013) er det flere enn 300 PES-ordninger i bruk totalt på verdensbasis. Det er en del forskjeller mellom avgifter og subsidier, men på samme måte som for avgifter er kunnskap om både nytten og

kostnaden av de tiltakene som støttes relevant for å bestemme subsidiesatsen. Spørsmålet er så om det er erfaringer med verdsetting til dette formålet. Det kan også være at andre erfaringer er relevante for vurdering av naturavgift.

Vi går ikke inn i dybden på denne litteraturen, men summerer opp noen korte erfaringer. Figur 4.1 forklarer logikken ved PES. Et skogareal har større nytte for grunneier ved konvertering til beitemark enn som skog, men ved hogst skapes en rekke negative eksternaliteter nedstrøms (som indikert under den horisontale linjen). Ved å betale grunneier «mellomlegget» pluss litt til for å dekke det han taper ved videre skogbevaring, kan man oppnå en bedre samfunnsøkonomisk løsning (så lenge verdien av de eksterne effektene er større). Som oftest er det myndighetene (men i noen tilfeller organisasjoner eller privat sektor) som betaler.



Figur 4.1 Logikken i payment for ecosystem services for bevaring av skog (vs alternativ bruk til beitemark)

Kilde: Engel m.fl. (2008)

De aller fleste PES-systemer (særlig de som er myndighetsfinansiert) er basert på landeieres alternativkostnader ved bevaring av natur, og tilbyr uniforme betalinger til alle grunneiere som ønsker å delta i ordningen (se for eksempel Hanley m.fl. 2012 og Wunder m.fl. 2008). Faste betalinger gir store «rents» for landeiere med lave alternativkostnader, og kan fort bli betaling for ikke å gjøre noe de uansett ikke ville gjort (evt. for noe de uansett ville gjort).

Litteraturen om PES er generelt ganske opptatt av klassiske utfordringer ved regulering og incentivordninger, for eksempel at informasjon om alternativkostnader og økoystemtjenester og biologisk mangfold er asymmetrisk mellom regulator og grunneier (se for eksempel Hanley m.fl. 2012). Dette er også relevant for en naturavgift, som vi var inne på i kapittel 2.

Som nevnt er betalingene typisk basert på informasjon om alternativkostnader hos grunneiere. Verdien av miljøforbedringen er ofte målt mer indirekte, for eksempel ved ulike indekser som sier noe om den biologiske verdien av ulike områder (Alix-Garcia og Wolff 2014). I det amerikanske «Conservation Reserve Program» (CRP), for eksempel, prioriteres kontrakter etter score på en «Environmental Benefit Index» (EBI) som så blir veiet mot kostnader ved å delta.²³ Litteraturen tyder på at miljøforbedringene som oftest ikke er verdsatt direkte i kroner som grunnlag for subsidiebetaling, men at verdsettingsstudier for enkelte PES-programmer har vært en del av beslutningsgrunnlaget. For CRP rapporterer OECD (2012), for eksempel, at en studie av verdien av rekreasjon per dekar (fishing, fugle- og dyretitting og jakt) ble gjennomført spesielt for å kalibrere indeksen EBI for bedre målretting av kontrakter med grunneiere.

Det er mye diskusjon om hvordan man kan bedre målrette («target») PES-ordninger slik at man får mer miljøforbedring for subsidiene. Hanley m.fl. diskuterer en studie som undersøker effektivitetsgevinster ved å gå fra et helt enkelt, uniformt støtteprogram for landbruket til et mer differensiert system basert på nivå på både kostnader og nytte (Armsworth m.fl. 2012). For 7 ulike indikatorer for biologisk mangfold finner de at myndighetene kunne akseptert ca. 70% høyere administrasjonskostnader ved et mer differensiert system og kommet like godt ut målt ved biomangfoldindikatorene (og ellers like kostnader). Det er med andre ord mye å spare i miljøgevinst per krone ved å differensiere satsene over areal og aktiviteter som stimuleres.

For en eventuell naturavgift, er det trolig på samme måte en del å hente samfunnsøkonomisk. En kan både oppnå lavere alternativkostnader ved vern og lavere miljøskader av inngrep ved å differensiere avgiften. På den andre siden, vil en slik ordning være mer komplisert å organisere og dermed medføre mer administrasjon og høyere transaksjonskostnader. På samme måte som for mange PES-ordninger, er det også relevant å se på verdsettingsstudier og verdsettingsinformasjon som del av beslutningsgrunnlaget for å bestemme og differensiere avgiften. Selv om få PES-ordninger ser ut til å benytte slik informasjon direkte i fastsettelsen av subsidiebeløp, har ikke dette forhindret at virkemidlet er utprøvd og rullet ut i mange land (riktignok med noe blandede resultater, ser det ut til).

4.2 Kort om norske forslag til arealavgift og naturressursskatt

Ulike norske aktører har lansert forslag om former for naturavgift på utnyttelse av naturressurser i form av arealavgifter og naturressursskatt for henholdsvis fiskeoppdrettsanlegg, vindkraftanlegg og mineralnæring. Disse forslagene er på ulike stadier i utredning og behandling. Arealavgift for fiskeoppdrett, for eksempel, har nylig

²³ En norsk analogi til dette er den frivillige verneordningen, der kompensasjon blir beregnet uti fra verdien av det tapte tømmeret (alternativkostnaden ved vern) (se Mitani og Lindhjem 2015).

vært diskutert.²⁴ Flere av forslagene ble spilt inn på det åpne møtet organisert av utvalget, som nevnt i kapittel 1. Forslagene er beskrevet mer i detalj i Appendiks 2.

Alle forslagene tar utgangspunkt i det regelverket og de prinsippene som er lagt til grunn for beskatning og fordeling av skatteinntektene mellom kommune og stat ved vannkraftutbygging.

Motivasjonen for forslagene er først og fremst at det anses «rimelig» at lokalmiljøet kompenseres for de negative miljøvirkningene som inngrepet (vindkraftanlegget, havbruksanlegget, mineralnæringen) medfører. Det argumenteres også med at en slik lokal kompensasjon vil føre til økt tilrettelegging for de respektive næringene fordi kommunene får mer igjen for å tillate slik virksomhet.

I hovedsak ønsker forslagsstillerne derfor ikke at skattebyrden for utbygger skal øke som følge av arealavgift/naturressursskatt, men at skatteinntektene skal fordeles annerledes, med mindre til staten («storsamfunnet») og mer til kommunene («lokalsamfunnet»). Det er også uttrykt ønske om at eventuelle skatter og avgifter skal holdes på utsiden av systemet for inntektsutjevning mellom kommuner, for å tjene som incentiver for kommunene for tilrettelegging for den aktuelle virksomheten. Det er klart at motivasjonen bak forslagene er å øke naturbasert aktivitetsnivå for å bedre inntektsgrunnlaget til kommunene. Motivasjonen er dermed ikke å gjøre det dyrere å forbruke areal eller gjøre tekniske inngrep, som jo er rasjonale bak en mulig naturavgift som vi er interessert i her.

Fordelingen av skatteinntekter er ikke tema for vår utredning²⁵, så den siden vil vi la ligge, men forslag om arealavgifter og naturressursskatt for spesielle næringer kan være relevante for vårt formål – selv om motivasjonen bak forslagene ikke er redusert arealforbruk. Vi vurderer nærmere i neste kapittel evt. betydning for muligheter for innføring av en naturavgift mer i tråd med formålet med en slik avgift.

²⁴ Se for eksempel: <http://www.dn.no/nyheter/politikkSamfunn/2015/05/13/1756/arealavgift-venstre-vil-tvinge-aspaker-p-plass>

²⁵ Fra et «læreboksynspunkt» vet vi at øremerking av skatteinntekter ikke er samfunnsøkonomisk fornuftig. I mange tilfeller kan det likevel være relevant i praksis for å lette støtten og implementeringen av en ny skatt at skatteinntektene øremerkes eller fordeles til bestemte formål. Vi går imidlertid ikke nærmere inn på dette her.

5. Vurdering av grunnlag for utforming av naturavgift: Metodiske, empiriske og praktiske sider

Dette kapittelet gir en kort, oppsummerende vurdering av det metodiske og empiriske grunnlaget for generaliserte enhetsverdier som basis for naturavgift og eventuell differensiering av denne. Deretter gis en foreløpig vurdering av hvilke områder naturavgift kan synes å være et hensiktsmessig virkemiddel. Skal dette temaet belyses i sin fulle bredde må forholdet til andre typer reguleringer og krav til arealbruk avklares (konsesjonsprosesser, plan- og bygningsloven, naturmangfoldloven, konsekvensutredninger, og spesielle krav innenfor ulike sektorer, utover dem vi har gått inn på i kapittel 4) som det vil føre for langt å gå inn på i denne utredningen. Vi vil imidlertid peke på områder hvor naturavgift kan være aktuelt å vurdere nærmere. Med dette belyser vi punktene 4 og 5 i innledningen.

5.1 Metodisk og empirisk grunnlag for utforming av naturavgift

Basert på gjennomgangen i kapittel 3.2 av de primære verdsettingsmetodene og utvikling de siste 15-20 år, er vår vurdering at det teoretiske og metodiske grunnlaget for utforming av en naturavgift er tilfredsstillende. Dette er demonstrert gjennom en rekke høy-profil prosjekter, prosesser og studier de senere årene som anslår velferdstap ved ulike naturinngrep og degradert natur. Med andre ord er ikke dette grunnlaget en begrensning for å kunne gå videre med å vurdere enhetsverdier, og eventuelt grovmasket differensiering (som er det mest realistiske) av slike verdier over inngreps- og areal typer og totalt arealbeslag. Videre kunne man justere for befolkningstetthet og andre variable man vet påvirker velferdstapet ved naturinngrep.

I norsk sammenheng er det mangel på empiriske verdsettingsstudier som er problemet. Utforming av en naturavgift bør aller helst baseres på nye verdsettingsstudier som er designet med det spesielle formålet å gi informasjon om velferdstap ved naturinngrep. I tillegg bør man gjøre tilsvarende (men metodisk enklere) studier av alternativkostnader ved ikke å tillate inngrep for ulike arealer og lokaliteter (aller helst så stedlig spesifikt som mulig). Hvis ikke det er mulig å gjennomføre slike studier, ville det nest beste være å basere seg på tidligere norske studier og gjøre bruk av verdioverføring, som forklart i kapittel 3.3. Hvis man hadde en base med gode, norske studier, kunne presisjonsnivået ved en slik overføring være tilstrekkelig for å gi relevant informasjon til en generell og differensiert avgift. Imidlertid er antallet slike studier så lavt at dette ikke er en farbar vei for de aller fleste typer inngrep og naturtyper. Det er etter vår oppfatning også for usikkert å basere seg kun på overføring fra utenlandske studier med den høyere grad av usikkerhet det medfører sammenlignet med verdioverføring innenlands.

I en overgangsperiode fram til man får på plass et bedre empirisk grunnlag for norske forhold, kunne man vurdere nærmere om det er grunnlag for å utforme foreløpige sjablongverdier for ulike areal- og inngrepstyper. Disse kunne baseres på verdioverføring (se appendiks 1) av de få mest relevante norske og nordiske studiene av kostnader ved naturinngrep kombinert med andre data og informasjon (for

eksempel om rekreasjonsbruk) for å se om det er grunnlag for å utforme sjablongverdier for utvalgte typer inngrep og arealer hvor det empiriske grunnlaget er best. Selv om slike overførte verdier er mer usikre enn å forbedre det empiriske grunnlaget gjennom nye verdsettingsstudier, vil slike sjablongverdier i en første fase kunne utgjøre en av flere typer beslutningsinformasjon for praktisk utforming av en naturavgift., som vi ser nærmere på i neste avsnitt.

5.2 Praktiske sider ved utforming av naturavgift

I praksis er presis verdsetting av nytte / skade ikke strengt nødvendig

Vi mener at det teoretiske og metodiske grunnlaget generelt er godt nok for å inngå i fastsettelsen av en naturavgift, men det empiriske grunnlaget for norske forhold er for tynt. Selv om det empiriske grunnlaget var tilstrekkelig, mener vi også at svært presis og sikker kunnskap om nytten ved å unngå naturinngrep ikke er en nødvendig betingelse i praksis for å kunne gå videre med å vurdere naturavgift som et virkemiddel. Som vi har diskutert, vil det for de aller fleste avgifter og andre virkemidler nærmest være umulig å finne samfunnsøkonomisk optimal innretning i praksis. Mange avgifter (de fleste?) fastsettes uten presis kunnskap om marginal skade. Dette bør ikke forhindre at en går videre i å vurdere et nytt virkemiddel i forhold til eksisterende reguleringer.

I kapittel 4 beskrev vi eksempler på mer pragmatiske tilnærminger til fastsettelse av naturavgifter. Vår gjennomgang av internasjonale studier (kapittel 4.1.1) viste at det finnes få praktiske eksempler på avgifter (eller skatter) som benytter verdsetting av naturverdien av arealer og miljøpåvirkning av inngrep til å fastsette størrelsen på avgifter. Derimot finnes det eksempler på avgifter/gebyrer for eksempel for inngang til nasjonalparker som kan sies å være betaling for bruk av natur, uten at avgiften er satt direkte ut fra den marginale skaden av å bruke verneområdet. Det er altså lite å hente i form av praktiske eksempler som har benyttet verdsetting av marginale skader for å fastsette naturavgifter eller tilsvarende, men en del eksempler på avgifter som er satt for å styre bruken i antatt «riktig retning», uten at størrelsen på den marginale skaden (og dermed det optimale avgiftsnivået) er kjent.

Fra litteraturen om betaling for økosystemtjenester (PES) (omtalt i kapittel 4.1.2) vet vi også at subsidienivåene i disse ordningene kun unntaksvis er basert direkte på studier av verdien av de økosystemtjenestene de forsøker å øke tilbudet av, selv om det åpenbart hadde vært nyttig. I noen tilfeller har man brukt bestilte verdsettingsstudier som del av grunnlaget for å kalibrere (internvekter) miljøkvalitetene som ofte måles ved ulike biologiske/fysiske indekser (for eksempel for biologisk mangfold). Betalingene er så i hovedsak basert på alternativkostnader ved å unngå miljøskadelige aktiviteter, og i en del tilfeller differensiert basert på hvilken score ulike områder og aktiviteter får i forhold til den miljøindeksen som brukes. Mangel på verdsettingsanslag har imidlertid likevel ikke forhindre at flere enn 300 PES-ordninger har blitt rullet ut på verdensbasis. Om PES i et slikt omfang er fornuftig eller ikke blir så et annet spørsmål enn om det teoretiske, metodiske og empiriske grunnlaget for verdsetting av nytten er godt nok eller ikke for bruk av et slikt virkemiddel.

De norske forslagene på naturavgift/naturressursavgift på henholdsvis vindkraft, gruvedrift og fiskeoppdrett som vi omtaler i kapittel 4.2 (og mer i detalj i Appendiks 2) er litt i samme kategori som de spede eksemplene/forslagene på avgifter internasjonalt; de gir en pris på ulike typer arealforbruk, selv om forslagsstillerne i norsk sammenheng først og fremst ønsker en omfordeling om gir mer til kommunene. Med dette har de åpenbare motiver for å blidgjøre folk lokalt slik at det skal bli lettere å få gjennomført de naturbaserte aktivitetene som er opphavet til naturinngrepene.

Selv om motivet er forskjellig fra det rasjonale for en naturavgift vi har diskutert i denne rapporten, kan de norske forslagene likevel være relevante for å se videre på hvordan en naturavgift kunne utformes. Vi går litt nærmere inn på disse forslagene nedenfor, for å se om en slik pragmatisk tilnærming kan være aktuell, og for å vurdere hvordan forslagene som foreligger eventuelt kan utvikles til å kunne fungere mer som en naturavgift er tenkt å virke.

Mer om de norske forslagene

Som beskrevet i kapittel 4 foreligger forslag om lokal beskatning av lokale naturressurser som fiskeoppdrett, vindkraft og mineralnæringen. Hovedpoenget i forslagene er at kommunene lokalt bør kompenseres blant annet for bruk av lokale ressurser. Det ønskes i hovedtrekk å stimulere til mer av den aktuelle næring og bruk av «de beste lokalitetene». Motivet er en endret fordeling av dagens beskatning, og ikke økt beskatning.

For alle næringene trekkes det fram at den aktuelle næringen påvirker lokal natur, men det er relativt lite beskrivelse av hva disse påvirkningene består i.

Det vises i stor grad til forholdene, inkludert skatteregime, for vannkraft – både som begrunnelse og som «mal» for avgiftene.

For fiskeoppdrett er hovedforslaget en arealavgift – altså en viss avgift på det arealet et fiskeoppdrettsanlegg beslaglegger (det kan være arealet til selve merdene, inkludert forankringsareal, eller totalt beslaglagt areal). Alternative forslag knyttes til slaktevolum (verdiskaping, førstehåndsverdi).

For vindkraft foreslås i hovedsak en naturressursskatt etter mønster av naturressursskatt på vannkraft.

For mineralnæringen foreslås en naturressursskatt på verdien av det som utvinnes.

Arealavgiften for fiskeoppdrett er foreslått «flat» for alle arealer; altså ikke avhengig av de naturverdier eller økosystemtjenester som påvirkes på den enkelte lokalitet. Både en avgift på areal og til produksjon har noe for seg i miljøsammenheng. Arealavgiften kan sees som en kompensasjon for bruk av areal som gjør at andre brukere fortrenses (for eksempel rekreasjonstjenester). En avgift på produksjon vil antagelig i større grad kunne reflektere kostnader ved rømt fisk og fiskesykdommer, som i større grad avhenger av hvor mye fisk som produseres.

For vindkraft er det foreslått en avgift per produsert kWh. Det vil være en sammenheng mellom arealbruk og produksjon, men ikke en til en. En slik avgift per

kWh vil ikke reflektere forskjeller i naturverdier som følger av inngrepet, men store anlegg som beslaglegger mye areal vil normalt få høyere beskatning på grunn av større kraftproduksjon.

For mineraler foreslås også en generell avgift på produksjonsverdi, ikke til ulike typer arealer eller naturverdier som påvirkes av virksomheten.

Det har vært foreslått og versert forslag til naturavgifter på enkelte næringer, dvs. fiskeoppdrett, vindkraft og mineralutvinning gjennom flere år. Alle disse foreslås som «flate» avgifter, ikke direkte på verdien av det areal og den natur som påvirkes. Det ligger også som premiss i alle forslagene som er fremmet at skattetrykket for utøverne ikke skal bli sterkere, det er fordelingen av skatter og avgifter – med mer til vertskommunene – som er formålet.

Uten å ta stilling til fordeling mellom stat og kommune og total skattebyrde for virksomhetene, viser forslagene at det er aktuelt med skatter på disse inngrepene. Av forslagene kan det synes som om en «flat avgift» er det man har tenkt seg.

Nivået på foreslåtte avgifter er i liten grad vurdert. Det er i hovedsak laget regneeksempler ut fra hva satsen er i lignende regimer i Norge eller utlandet. Denne tilnærmingen tar utgangspunkt i inngrepet eller virksomheten/næringen, og ikke arealet i og for seg. Disse utredningene/forslagene gir derfor i liten grad informasjon som kan brukes til å basere avgiftsstørrelsen på graden av naturpåvirkning.

Vi tror det kan være fornuftig å vurdere forslagene mer i detalj i en videre utredning, men at en må se spesielt på hvordan de bedre kan innrettes for å internalisere den reelle miljøpåvirkningen. Det er også grunn til å nevne at en skattemodell som er valgt for ett formål (vannkraft) ikke nødvendigvis eller uten videre bør innføres for andre ressursbaserte næringer. En grundig vurdering av overførbarhet er nødvendig.

5.3 Konklusjon og områder der (videre utredning av) naturavgift kan være hensiktsmessig

Teoretisk optimal løsning ikke realistisk, men potensiale ved pragmatisk tilnærming

Det synes foreløpig vanskelig å utforme en naturavgift som på en fullstendig måte reflekterer marginale skadekostnader ved ulike inngrep. Dette skyldes, som nevnt, ikke at verdsettingsmetodene ikke er gode nok, men at det mangler norske verdsettingsstudier av aktuelle arealinngrep og de mange kombinasjoner av naturverdier og arealinngrep som vil gi ulike marginale skadekostnader.

Internasjonalt finnes få, om noen, konkrete eksempler på at natur – eller arealavgifter er utformet for å reflektere marginale skadekostnader, men det finnes eksempler på at man har ilagt avgifter/gebyrer/inngangsbilletter som kan oppfattes som et forsøk på en mer sjablongmessig tilnærming til slike skadekostnader. En slik tilnærming kunne undersøkes nærmere. Det er også endel erfaringer innenfor payment for ecosystem services (PES)-litteraturen, dvs. at subsidiesatsene er forsøkt satt med tanke på forskjeller i miljøforbedringen som skapes på ulike arealer. En grundigere gjennomgang av disse PES-erfaringene kan være et neste steg. Det er også flere som

sysler med å gjøre for eksempel eiendomsskatt på areal «grønnere», men det virker ikke som det er mange praktiske erfaringer å trekke på på dette området.

Hvis man ønsker naturavgifter, og er litt pragmatisk, synes det interessant å forfølge den tilnærmingen med beskatning for bruk av (lokale) naturressurser som er foreslått for henholdsvis vindkraft, gruvedrift og fiskeoppdrett. Hvis man med utgangspunkt i de forslagene som foreligger, ønsker en skattlegging nærmere noe som er mer samfunnsøkonomisk optimal, må man:

- For det ene definere hvilke flere næringer/virksomheter/inngrep som bør skattlegges etter samme lest. Man kan ta utgangspunkt i hvor viktige disse næringene/virksomhetene er for visse naturverdier. Det finnes oversikter over hvilke inngrep som medfører størst bortfall av inngrepsfrie naturområder i Norge (INON), så det vil være en mulig inngang, som det finnes god statistikk over hos Miljødirektoratet. Det vil imidlertid ikke fange opp alle aktuelle inngrep, f.eks. inngrep som har størst påvirkning på landskap eller friluftsområder, eller områder som ikke er definert som INON. Man må da vurdere om det «holder» å benytte påvirkninger på inngrepsfrie områder, eller om man vil ha flere kategorier.
- For det andre må man vurdere om en flat avgift er akseptabel, eller om det bør være differensiert avgift etter hvor verdifullt området er, og/eller hvor stor skade inngrepet medfører. Vi har her kun konstatert at marginalska den ved inngrep trolig varierer en del mellom områder og typer inngrep. Evt. differensiering av avgiften bør baseres på avveiningen mellom de effektivitetsgevinstene en kan oppnå i forhold til administrativ kompleksitet og fordelingshensyn. Innenfor PES, for eksempel, er det demonstrert relativt store effektivitetsgevinster ved differensiering av subsidiesatsene.
- For det tredje må man vurdere om det skal være samme type avgift, f.eks. arealavgift (på arealinngrep) eller naturressursavgift (på verdien av kWh produsert energi, kg slaktet/omsatt oppdrettsfisk, tonn utvunnet mineral osv.) på alle definerte inngrep/sektorer; eller om det kan være ulike avgiftstyper eller kombinasjoner av avgiftstypene.

Andre områder for videre vurdering

Selv om det kan være nyttig å starte med en pragmatisk tilnærming, dvs. se på forslag som allerede er på bordet, er det grunn til å minne om at en også bør gå nærmere inn på de mer teoretiske og prinsipielle sidene ved en slik avgift, som vi diskuterte i kapittel 2. En bør ikke tape av syne de faktorene som gjør ulike virkemidler mer eller mindre egnet i ulike sammenhenger. Er det mye usikkerhet eller stor variasjon i marginale miljøskader mellom områder og inngrep, er det ikke sikkert naturavgift er det beste virkemidlet (i hvert fall ikke alene). Det kan også være at naturavgift kan fungere bedre i samspill eller som supplement til andre, direkte reguleringer (for eksempel konsesjonsprosesser). Uansett, har ingen avgifter (eller andre reguleringer) blitt innført med full kunnskap/perfekt informasjon om marginal skade og nytte. En må i praksis prøve seg fram, og justere avgiften/virkemidlet over tid.

Det er viktig å vurdere hvordan en naturavgift ville virke sammen med eksisterende reguleringer som allerede er på plass, og som forsøker å oppnå ulike målsettinger (arealplanlegging, konsesjonsprosesser, beskatning av grunnrente osv.), og som delvis internaliserer deler av skaden ved naturinngrep. I tillegg må man sørge for å unngå «dobbelreguleringer» og virkemidler som «slår hverandre i hjel».

Det er etter vår oppfatning også interessant å vurdere naturavgift sammenlignet med andre økonomiske virkemidler som er vanligere internasjonalt, som for eksempel betaling for økosystemtjenester (PES), verneauksjoner, omsettbare utviklingsrettigheter («Tradeable development rights»), såkalt «habitat banking with biodiversity offsets», subsidiereform og «ecological fiscal transfers» (overføringer fra stat til kommuner basert på resultater på miljøområdet). Flere av disse virkemidlene er vanligere i praksis og også mer studert.

Ved vurdering av naturavgift, er det også interessant å se på muligheter for å resirkulere /øremerke deler av avgiftsinntektene til de som skaper inngrepet. I dag har man i Norge et NOx-fond, der næringslivsaktører betaler inn og senere kan søke om støtte til utslippsreducerende tiltak støttet av fondet (riktignok i stedet for en offentlig avgift). Dette kan være en vei å gå. En kunne for eksempel tenke seg refundering av hele eller deler av naturavgiften ved restaurering av arealer etter bruk. OECD (2015) åpner i en fersk rapport både for en type arealavgift og tilbakeføring/investering av avgiftsinntektene ved å si: «Various types of development exactions and taxes could also be levied on developments that impact the environment. The revenues raised could be invested in offset and mitigation programmes for improved built and natural environment».

Det er i dag relativt liten kunnskap om den samfunnsøkonomiske verdien av skadene ved naturinngrep. Flere nye, norske verdsettingsstudier av aktuelle naturinngrep, og som følger nyere retningslinjer for beste praksis, ville være nyttig for utforming av en mulig naturavgift. I tillegg vil de kunne være en viktig del av grunnlaget for utforming av alle typer virkemidler som har som mål å redusere slike inngrep. Økosystemtjenesteutvalget (NOU 2013) var også tydelig i sin konklusjon på dette punktet. De framhevet behovet for nye verdsettingsstudier av økosystemtjenestene til bruk i beslutningssammenheng. Slike verdsettingsstudier, av for eksempel bortfall av rekreasjons- og landskapsestetiske verdier, kunne være til hjelp for å fastsette en tentativ inndeling/gradering av en naturavgift for ulike arealer og omfang av inngrep. Etter hvert som en bygger opp et empirisk grunnlag, kan en også benytte verdioverføringsmetoder til kalibrering og oppdatering av avgiftene over tid.

Nye verdsettingsstudier vil gi relevant informasjon for å bestemme nivået på en naturavgift, og en eventuell differensiering av denne. Hvis en ikke har god informasjon om miljøskaden er det også tradisjon i Norge for å ta utgangspunkt i miljøpolitiske målsetninger, og så bruke avgift for å oppnå disse. Det er vanlig å utlede skyggepriser fra for eksempel miljøpolitiske mål på klimaområdet, som så brukes i nytte-kostnadsanalyser (NOU 2012). Det er ikke noe prinsipielt i veien for å si at så lenge Norge er tilsluttet internasjonale avtaler også på naturområdet, for eksempel landskaps- og biomangfoldkonvensjonene, så ville kvantitative mål avledet fra disse kunne gi tilsvarende skyggepriser på naturarealer (se også argumentasjonen for dette

hos Vennemo m.fl. (2013)) I så fall kunne skyggepriser avledet fra disse miljøpolitiske målene, hvis de konkretiseres og tas på alvor i miljøpolitikken, danne grunnlaget for en naturavgift som ville bidra til å oppnå målene. INON (Inngrepsfrie Naturområder i Norge) er en mulig indikator en kunne ha målsetninger for, men som kanskje ikke er så godt egnet til å fange opp tap av biologisk mangfold. Tap av habitater, andel av areal som er vernet osv. er i så måte trolig bedre egnet. Uansett, bør en supplere og kombinere indikatorer for å fange opp alle relevante skader ved naturinngrep.

I en overgangsperiode fram til man får på plass nye norske verdsettingsstudier, kunne man vurdere nærmere om det er grunnlag for å utforme foreløpige sjablongverdier for utvalgte areal- og inngrepstyper hvor det empiriske grunnlaget i Norge og Norden er best.

Appendiks 1: Steg i nytteoverføring²⁶

Steg 1 – Identifiser miljøendringen som ønskes verdsatt på beslutningsstedet

I. Type miljøgode

Den totale samfunnsøkonomiske verdien av et miljøgode kan grovt sett deles inn i tre grupper:

- a) Direkte bruksverdier (for eksempel rekreasjonsaktiviteter på et naturareal)
- b) Indirekte bruksverdier (for eksempel opprettholdelse av biodiversitet, og kapasitet til å lagre klimagasser osv.)
- c) Ikke-bruksverdier (eksistens- og bevaringsverdier; som inkluderer historiske/kulturelle verdier og truede dyrearter)

II. Beskrive (forventet) miljøendring /endring i kvalitet og kvantitet av fellesgodet

- a) Utgangspunkt / referansepunkt
- b) Omfang av endringen, samt retning på endringen (dvs. nytte vs. kostnad, og bevaring²⁷ vs. restaurering)

Steg 2 – Identifisere den berørte populasjonen på beslutningsstedet

Desvousges m.fl. (1998) bruker dette som siste steg i deres retningslinjer for gjennomføring av benefit transfer. Det er imidlertid viktig å identifisere den berørte befolkningen på beslutningsstedet allerede før vi gjennomgår litteratur og vurderer relevansen av de utvalgte studier. Verdiene som overføres fra tidligere studier bør stamme fra et utvalg med relativt like demografiske egenskaper og verdier som ved beslutningsstedet.

Dersom vi kun ønsker å komme fram til verdier av en friluftslivsaktivitet, vil for eksempel den berørte befolkningen være de som benytter dette området til rekreasjon. Dersom vi ønsker å verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier, og beslutningsstedet kun har lokal verdi (og det dermed er mange substitutter regionalt), bør utvalget komme fra den aktuelle kommunen (eller området som benytter godet). Dersom det kun er noen få substitutter regionalt bør utvalget komme fra flere kommuner eller eventuelt fra hele fylket. Dersom miljøgodet er av nasjonalt viktig karakter, for eksempel en nasjonalpark, bør utvalget representere hele landet. Inngrep i nasjonalparker er imidlertid strengt regulert, men det kan likevel være inngrep i

²⁶ Basert på Navrud (2007).

²⁷ Det bør skilles mellom bevaring (som bevarer original/uberørt miljø) og restaurering. Det har vist seg at befolkningen setter en høyere verdi på å beholde et uberørt miljø (dvs. bevare) i forhold til restaurering på et senere tidspunkt.

naturområder som regnes som av regional eller nasjonal betydning (selv om arealet ikke i dag kvalifiserer som nasjonalpark).

For bruksverdier bør antall personer som bruker området til rekreasjonsformål estimeres (før og etter miljøendringen), mens for ikke-bruksverdier (eller bruks- og ikke-bruksverdier sammenlagt) bør antall berørte husstander bli aggregert på det relevante geografiske nivået (kommune/fylke/region/nasjonen).

Steg 3 – Utfør en litteraturgjennomgang for å identifisere relevante primære verdsettingsstudier

Neste steg er å gjennomføre et søk i databasen EVRI, www.evri.ca for å identifisere liknende studier fra samme land eller naboland (eller andre land som er relevante å sammenligne seg med). Denne anbefalingen er basert på validitetstester av benefit transfer, som viser at overføringer mellom land og områder som har liknende demografiske, kulturelle og institusjonelle karakteristika generelt sett har mindre overføringsfeil (se f.eks. Lindhjem & Navrud 2008). Av samme årsak bør man velge de nyeste studiene (da befolkningens preferanser for fellesgoder kan ha endret seg over tid); samt at verdsettingsmetodene er blitt bedre over tid. Uansatt bør man være oppmerksom på at validitetstestene ikke innebærer at dette vil være tilfellet for alle overføringer.

Dersom det ikke eksisterer noen, 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 datasøk. Meta-analyser (inkludert nordamerikanske studier) 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 inkludert i meta-analysen. Dette gjøres for å øke antall observasjoner i meta-analysen når det er få studier av miljøgodet som vurderes; men vil kunne øke usikkerheten i verdsettingsanslaget fra metaanalysen. Noen meta-analyser finnes også i EVRI-databasen. Et eksempel: Lindhjem (2007) laget et regneark med detaljerte data (mer detaljert enn i EVRI) for alle studier av miljøgoder i skog 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 (dvs. folk var villige til å betale like mye for å bevare små som store skogsområder; noe som kan skyldes at arealet på området ikke var oppgitt i selve betalingsvillighetsspørsmålet samt at fokus for studien var f.eks. bevaring av biodiversitet heller enn areal). Dette skaper selvsagt tvil om bruk av forenklete mål så som betalingsvillighet per arealenhet for komplekse miljøgoder (som f.eks. marine økosystemer) for å finne samlet betalingsvillighet for et større (eller mindre) område på beslutningsstedet, enn det som er vurdert på studiestedet. 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. Nordamerikanske meta-analyser kan også brukes (siden de fleste studier av denne

typen har blitt utført der); for eksempel Rosenberger & Loomis (2000) og Shresta & Loomis (2003).

Databaser med verdsettingsstudier inneholder sjelden all informasjon man trenger om studien for å gjennomgå egenskaper ved studiestedet med sikte på finne en studie som er så lik beslutningsstedet som mulig. EVRI bør derfor enten utvikles til å gi mer detaljerte data om studien (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 også en stor fordel å ha tilgang på og gjennomgå selve primærstudiene som det er aktuelt å overføre fra.

Steg 4 – Gjennomgå relevansen og kvaliteten i verdsettingsestimatene fra primærstudien med sikte på benefit transfer

I denne delen bør kvaliteten på den aktuelle verdsettingsstudien gjennomgås i forhold til vitenskaplige kriterier og omfang av informasjon. Desvousges m.fl. (1998) bruker følgende kriterier for å bedømme om en studie er aktuell for benefit transfer:

- I) Vitenskaplig nivå – benefit transfer-estimatene er bare så gode som metodikken og forutsetningene i originalstudien tilsier
 - a) Vitenskaplig forsvarlig datainnsamling (for studier basert på oppgitte preferanser menes med dette personlige intervju og/eller post/internett undersøkelser med høy responsrate (> 50 %), og utarbeidelse av spørreskjema basert på fokusgrupper og pre-tester av skjemaets ordlyd og betalingsvillighetsscenarioer)
 - b) Vitenskaplig forsvarlig metodikk (for eksempel personlig intervju med tilstrekkelig utvalgsstørrelse (se for eksempel Bateman m.fl. (2002) for retningslinjer ved studier av oppgitte preferanser, og Söderquist og Soutokorva (2006) for retningslinjer for vurdering av kvalitet av studier innen både avslørte og oppgitte preferanser)
 - c) Konsistens med vitenskaplig (økonomisk) teori (for eksempel at det eksisterer en sammenheng mellom endepunktet i dose-respons funksjoner og verdsettingsestimatet, gjennomførte statistiske analyser og at verdsettingsfunksjonen inneholder variabler som man bør forvente ut i fra økonomisk teori (for eksempel inntekt, utdanning, alder etc.).

- II) Relevans – Primærstudien fra studiestedet bør samsvare med forholdene på beslutningsstedet (dvs. være «så lik som mulig») for å kunne brukes i denne nye konteksten /sammenhengen
 - a) Omfanget av miljøendringen bør samsvare
 - b) Utgangspunktet for miljøendringen bør samsvare
 - c) Berørt økosystem /miljøgode bør samsvare
 - d) Det berørte området bør samsvare (f.eks. størrelse på området, tilgang på substitutter etc.) når dette er relevant for studien (for eksempel ved verdsetting av rekreasjonsverdier)
 - e) Varighet og sammenhengen miljøendringen skjer under bør samsvare

- f) Sosioøkonomiske karakteristika for den berørte befolkningen bør samsvare
- g) Eiendomsrett samt kulturelle og institusjonelle forhold bør samsvare.

III. Detaljgrad – Originalstudien bør inneholde et detaljert datasett med tilhørende informasjon

- a) Original verdsettingsfunksjon; inkludert full informasjon og definisjoner av underliggende variabler og estimater, og gjennomsnittverdier for disse
- b) Forklaring på hvordan eventuelle substitutter (eller komplementære goder) har blitt håndtert
- c) Data for svarprosent, andel nullsvar (og andel protest nullsvar) og andel positive svar
- d) Standardavvik og andre statistiske mål på resultatenes spredning

Alle disse tre kriteriene, med underliggende komponenter er like viktige for å vurdere relevans og kvalitet i studien.

Steg 5 – Velg ut og oppsummer tilgjengelig data fra studiestedet

Flere mulige fremgangsmåter kan bli brukt for dette og resultatene bør presentere et sett av verdier.

Tidligere studier gjennomgås for å komme fram til laveste og høyeste estimat, som kan definere øvre og nedre grense for den overførte verdien. Undersøk gjennomsnittsverdier, standardavvik og overføringsfeil (dersom ikke dette finnes, benyttes intervall på $\pm 25 - 40$ % basert på tidligere testing av validiteten for benefit transfer (Navrud 2004). Undersøk om det finnes relevante meta-analyser som har et omfang som er spesifikt nok til å gi relevant informasjon for benefit transfer. Meta-analyser kan være svært brede i sine anslag, da de ofte inkluderer ulike studier med varierende metodikk og av ulike miljøgoder.

Vurdér verdiene fremkommet fra meta-analyse i lys av om parameterne i meta-funksjonen har fremkommet i henhold til beste metodikk og en kontekst som samsvarer med beslutningsstedet, det vil si at godene som verdsettes bør være så like som mulig med hensyn til omfang og retning på miljøendringen (og opprinnelig nivå på miljøgodet), forekomst av substitutter (alternativer), karakteristika for befolkningen i utvalget, samt en troverdig og fornuftig betalingsmåte (ikke frivillig bidrag eller betalingsmåte som kan skape en stor andel protestsvar).

Steg 6 – Overfør verdier fra studie- til beslutningssted

- i) Fastslå hvilke verdier som skal overføres. Anbefalte verdier for overføring av bruks- og ikke-bruksverdier er:

a) Bruksverdier

For rekreasjon: Konsumentoverskudd per aktivitetsdag²⁸

For økosystemer: Betalingsvillighet / husholdning / år

For rekreasjon kan konsumentoverskudd per besøkende per år (eller per besøk) også benyttes, men da bør gjennomsnittlig antall aktivitetsdager per år (eller per besøk) være tilsvarende på studie- og beslutningssted.

For økosystemer kan det alternativt benyttes en enhetspris; for eksempel kroner per tonn CO₂ dersom dette er basert på renskostnader eller kvotepris for utslippstillatelse for CO₂; eller kroner per hektar våtmarksområde dersom dette er basert på kostnaden av å bygge et renseanlegg med kapasitet til å erstatte en våtmarks rensefunksjon («erstatningskostnader»; Replacement Costs).

b) Ikke-bruksverdier

Bruk av total betalingsvillighet per hektar økosystem eller landskapstype forutsetter både at størrelsen på berørt populasjon og verdien per hektar er konstant. Empiriske studier viser imidlertid at betalingsvilligheten faktisk ikke øker proporsjonalt med antall hektar av økosystemet eller landskapstypen (se for eksempel Lindhjem 2007). Studier har vist at betalingsvillighet per enhet varierer mye, og det bør dermed vises stor forsiktighet med å konvertere oppgitt gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand til kontinuerlige variabler som betalingsvillighet per km eller per hektar per husholdning. En slik verdi vil likevel være bedre enn en total betalingsvillighet (summert over alle berørte husholdninger på studiestedet) per km eller hektar, fordi man i det siste tilfellet også må forutsette en tilsvarende berørt populasjon på beslutningsstedet som på studiestedet.

II) Fastslå metode for å korrigere for ulikheter mellom studie- og beslutningssted

Dersom beslutningsstedet har liknende egenskaper som studiestedet, kan enhetsoverføring benyttes med stor grad av sikkerhet. Dersom det finnes flere passende studier å overføre verdier fra, bør samtlige vurderes og verdier beregnes som et intervall.

Dersom det benyttes enhetsoverføring mellom ulike land, med ulik valuta, kan inntekt og prisnivå mellom land korrigeres for ved å bruke kjøpekraftsparitets (PPP- Purchasing Power Parities) - justerte valutakurser.²⁹

²⁸ En aktivitetsdag er definert som *ett* individ som bedriver *en* spesifisert rekreasjonsaktivitet for en kortere eller lengre periode i løpet av *én* dag, for eksempel en fiskedag eller en jakt dag.

²⁹ Se http://www.oecd.org/topicstatsportal/0,2647,en_2825_495691_1_1_1_1_1,00.html#500300 eksempel

Også innen et land kan det være aktuelt å justere for ulikheter i inntektsnivå og inntektselastisitet i forhold til betalingsvillighet for undersøkt miljøgode.

Overføring av betalingsvillighetsfunksjon kan benyttes dersom denne har tilstrekkelig forklaringsgrad³⁰ og inneholder forklaringsvariabler som det også er mulig å finne informasjon om på beslutningsstedet. Imidlertid vil det svært ofte være slik at funksjonen inneholder variabler som gjør at nye undersøkelser må gjennomføres på beslutningsstedet for å skaffe informasjon om disse (for eksempel variabler som sier noe om utvalgets holdninger med hensyn til fellesgodet en ser på). Dersom modellen kun er basert på variabler som det er mulig å fremskaffe informasjon om på beslutningsstedet (som inntekt, alder, utdanning etc; som er tilgjengelig i offentlige databaser) vil man ofte oppleve at modellen har lav forklaringsgrad. Generelt oppleves det ofte at betalingsvillighetsfunksjoner basert på oppgitte preferanser (dvs. betinget verdsetting og valgekspesimenter) har lavere forklaringsgrad enn modeller basert på reisekostnads- eller eiendomsprismetoden³¹.

Dersom det eksisterer relevante meta-analyser av miljøendringen (se forrige steg) kan også estimater med utgangspunkt i disse bli benyttet for å sammenligne ulike metoder for benefit transfer. Det kan gjennomføres følsomhetsanalyser for å belyse hvor mye estimatene kan variere, og øvre og nedre verdier kan benyttes som intervall for den overførte verdien.

Som en oppsummering kan vi si at enhetsoverføring må sies å være den enkleste og mest transparente måten å overføre verdier mellom studie- og beslutningssted. Metoden har vist seg å være like pålitelig som de mer kompliserte metodene som overføring av betalingsvillighetsfunksjoner og meta-analyser. Dette skyldes hovedsakelig den lave forklaringsgraden som betalingsvillighetsfunksjoner fra verdsettingsundersøkelser basert på oppgitte preferanser har, samt det faktum at valg av metodikk, mer enn karakteristika ved beslutningsstedet og berørt populasjon, har den største forklaringsgraden i meta-analyser. Generelt sett bør et usikkerhetsintervall på ± 25 og 50 % legges til betalingsvillighetsestimatet, dersom studie- og beslutningsstedet har henholdsvis meget stor og stor grad av likhet (se Navrud 2004). Dersom det er store ulikheter mellom studie- og beslutningssted, bør det benyttes et intervall på ± 100 %; se også tabell A.1.

III) Fastslå metode for midlertidig overføringer av verdsettingsestimater

Verdsettingsestimatet bør justeres for tid fra dataene ble innsamlet til dagens prisnivå, ved bruk av konsumprisindekser (KPI) hentet fra området hvor beslutningsstedet

³⁰ Som en tommelfingerregel bør dette være en justert R^2 -verdi høyere enn 0,5, noe som innebærer at mer enn 50 % av variasjonen i betalingsvillighetsestimatet er forklart ved endring i forklaringsvariablene.

³¹ Dette innebærer imidlertid ikke at vi bør fokusere på studier basert på avslørte preferanser når nye studier planlegges, da kun metoder basert på oppgitte preferanser har kapasitet til å måle ikke-bruksverdier for miljøgoder.

ligger. Dersom studiestedet ligger i et annet land enn beslutningsstedet, må det først konverteres til lokal valuta i det året dataene ble innsamlet, ved å bruke kjøpekraftsparitet-justerte valutakurser fra dette året. Deretter benyttes KPI ved beslutningsstedet (oftest landet dette ligger i for å oppdatere verdiene til det tidspunktet da ny verdsetting ønskes gjennomført).

Da miljøgoder ikke inkluderes i KPI, kan det imidlertid være verdt å merke seg at miljøendringen kan ha steget mer eller mindre enn denne indeksen. Det eksisterer imidlertid pr i dag ingen optimal metode for å justere for endringer i preferanser for miljøgoder over tid; fra tidspunktet den originale studien ble gjort til den skal brukes på et beslutningssted.

Steg 7 – Kalkulere total nytte eller kostnader

For overføring av ikke-bruksverdier blir gjennomsnittlig betalingsvillighet/husstand/år multiplisert med totalt antall berørte husstater, for å komme fram til årlig nytte eller kostnader. Dersom betalingsvilligheten for studien er anslått som årlige verdier i et gitt tidsintervall, for eksempel 5 eller 10 år, skal den totale nytte eller kostnad beregnes som en nåverdi av den samme perioden. Dersom verdien derimot er oppgitt som et engangsbeløp, skal dette betraktes som en nåverdi av miljøendringen.

Den generelle formelen for å kalkulere en nåverdi av nytte av et miljøgode, $NV(B)$ kan uttrykkes som:

$$NV(B) = \sum_{t=0}^T B_t / (1 + r)^t$$

hvor B_t er den total nytte av miljøgodet i år t , T er tidshorisonten (for den oppgitte betalingsvilligheten) og r er samfunnets diskonteringsrente. Nytt og diskonteringsrenten er oppgitt i realverdier, dvs. at 2011-kr, og diskonteringsrenten er oppgitt som realrente (dvs. justert for inflasjon; og ikke som en nominell rente).

Dersom det ikke er oppgitt en tidshorisont i betalingsvillighetsundersøkelsen (f.eks. årlig betaling over 10 år) bør det antas at dette er en årlig innbetaling over en uendelig tidshorisont, dvs. at $t \rightarrow \infty$. I dette tilfellet vil den årlige nytten B_t være den samme hvert år og ovenstående funksjon kan forenkles til:

$$PV(B) = B_t / r$$

Årlig nytte B_t tilsvarer aggregert betalingsvillighet for den berørte populasjonen (WTP_{tot}) og kan beregnes som:

$$WTP_{tot} = n \times WTP_i$$

Hvor n = antall berørte husstater og WTP_i = gjennomsnittlig betalingsvillighet for husstand i . Siden betalingsvillighet pr husstand varierer mellom ulike deler av den berørte populasjonen (for eksempel i forhold til avstand mellom studie- og beslutningssted, i forhold til om husstanden er brukere eller ikke-brukere av

fellesgodet etc.) bør estimatet baseres på den samme type berørt populasjon som ved beslutningsstedet. Dersom dette ikke er mulig, bør reduksjon i betalingsvillighet som følge av avstand fra miljøgodet (såkalt «distance decay», for eksempel prosentvis reduksjon i betalingsvillighet per km økt avstand fra miljøgodet) anslås, basert på empirisk erfaring fra studiestedet (dersom det eksisterer og tilsier dette).

Dersom det skal beregnes bruksverdier for rekreasjon, bør husstander erstattes med individer i ovennevnte likning, og konsumentoverskudd pr aktivitetsdag multipliseres med økt eller redusert antall dager aktivitet for å beregne prosjektets totale verdi. For verdier utover rekreasjon, benyttes oftest verdi pr husstand, og samme metoder som for ikke-bruksverdier kan benyttes.

Når nytte eller kostnader av et miljøgode skal aggregeres, må det også vurderes om disse godene er uavhengige (som innebærer at de summeres direkte), eller om de bør betraktes som substitutter eller komplementære goder. I det første tilfellet vil aggregert nytte eller kostnad bli overestimert, mens de i det siste tilfellet vil kunne underestimeres.

Steg 8 – Usikkerhet og akseptabel overføringsfeil

Gjennomførte validitetstester av enhetsoverføring har vist at overførte økonomiske estimater bør presenteres med et usikkerhetsintervall på $\pm 50\%$. Dersom studie- og beslutningssted er meget like, eller dersom primærstudien ble laget med tanke på overføringer til områder som tilsvarer beslutningsstedet, kan det imidlertid benyttes feilmarginer på $\pm 25\%$. Dersom det er store forskjeller mellom studie- og beslutningssted, kan det fremdeles benyttes enhetsoverføring, men muligheter for over- eller underestimering i overføringer i verdier bør bli oppsummert og presentert med et usikkerhetsintervall på $\pm 100\%$; som baseres på observert variasjon i verdsettelsesestimater i validitetstester (Navrud 2004; Navrud & Ready 2007).

Tabell A.1.1 Anbefalte usikkerhetsintervaller for enhetsverdi-overføring ved ulike grader av likhet mellom studiested og beslutningssted.

Kategori	Grad av likhet mellom studiested for original verdsettelsesstudie og beslutningsstedet verdsettelsesestimater skal brukes	Prosentvis overføringsfeil (%)
1	Meget stor grad av likhet	± 25
2	Stor grad av likhet	± 50
3	Liten grad av likhet	± 100
4	Meget liten grad av likhet	Ikke overfør estimatet fra studiestedet. Eneste mulighet for

		verdioverføring er da overføring basert på meta-analyse
--	--	---

Dersom det skal gjennomføres en nyttekostnadsanalyse av et nytt prosjekt eller en politikk, skal nåverdien av estimert kostnad sammenlignes med nåverdi av tilsvarende nytte. Effekten av en feilmargin i overføringen på 25 – 50 % bør uansett kalkuleres for å vurdere om dette reduserer nåverdien av nytten (øker kostnadene) til et kritisk nivå, dvs. at det medfører at den totale nåverdien endres fra positiv til negativ. Hvis dette er tilfellet vil eventuelle overføringsfeil i estimatet være så store at de vil kunne forandre konklusjonen i nytte-kostnadsanalysen, og en bør da forsøke å forbedre presisjonsnivået i overføringen. Dette kan gjøres ved å gjennomføre en ny fullstendig verdsettingsundersøkelse, eller ved å korrigere overførte verdier ved å gjennomføre en ny små-skala verdsettingsundersøkelse (dvs. tilsvarende en pilottest av et mindre utvalg husstander).

Før en gjør dette bør en imidlertid gjennomføre en forenklet nytte-kostnadsanalyse for å sikre at kostnadene av disse nye undersøkelsene er lavere enn nytten i form av mindre sannsynlighet for å ta en feilaktig beslutning ved å bruke de overførte verdiene. Dersom dette ikke er tilfellet, bør det være tilfredsstillende å basere seg på de overførte verdiene som fremkommer ved bruk av retningslinjene for verdioverføring som er beskrevet her.

Appendiks 2: Mer om norske forslag til former for naturavgift

Ulike norske aktører har lansert forslag om typer naturavgift på utnyttelse av naturressurser i form av arealavgifter og naturressursskatt for henholdsvis fiskeoppdrettsanlegg, vindkraftanlegg og mineralnæringen. Forslagsstillerne tar i stor grad utgangspunkt i det skatte- og avgiftsregimet som finnes for vannkraft og sammenligner med det. Vi kommer derfor tilbake til en oppsummering av hvilke skatter og avgifter som er spesielle for vindkraftanlegg mot slutten av dette appendikset. Først beskrives dagens skatter og avgifter og foreliggende forslag til arealavgift og/eller naturressursskatt for henholdsvis fiskeoppdrett, vindkraft og mineralnæring. Merk at forslagene ikke er motivert for å redusere arealbruk/naturinngrep. Vi gjengir forslagene her, uten å gi våre vurderinger av dem.

Fiskeoppdrett

Gjeldende skatter og avgifter

Det er allerede flere avgifts- og gebyrordninger ved etablering og drift av oppdrettsanlegg. De viktigste er gjengitt nedenfor, delvis med tall for hvor mye de innbringer fra sektoren.

- Ved søknad etter akvakulturloven betales saksbehandlingsgebyr på kr 12 000 (i 2013)
- Det betales saksbehandlingsgebyr til staten ved søknad om utslippstillatelse etter forurensningsloven. Laveste sats er kl. 19 9000 (per 2013)
- Det kan påløpe saksbehandlingsgebyr ved kommunal planbehandling etter plan- og bygningsloven (PBL)

Søknadsgebyrene skal dekke det offentlige kostnader ved saksbehandlingen etter gjeldende regelverk.

- Ved innvilgelse av ny konsesjon betales en avgift på 8 millioner kroner i alle deler av landet unntatt Finnmark, der det betales 3 millioner kroner (i henhold til akvakulturloven og forskrift om tildeling av løyve til havbruk med matfisk av laks, aure og regnbogeaures i sjøvatn i 2009).
- I Troms og Finnmark kan man søke om å øke maksimalt tillatt biomasse i anlegget per konsesjon med 5 prosent. Vederlaget for slike søknader er henholdsvis 500 000 kroner og 150 000 kroner. Denne konsesjonsavgiften tilfaller staten.
- I driftsfasen betaler oppdrettsanlegget tilsyns- og kontrollavgift til Fiskeridirektoratet, normalt kr 9 000, men satsene varierer (forskrift om gebyr og avgift i forbindelse med akvakulturvirksomhet). Dette skal dekke deler av kostnadene for offentlige myndigheters arbeid med tilsyn og kontroll.

- Oppdrettsvirksomheten må også besørge sertifisering (i henhold til Forskrift om krav til teknisk standard for flytende akvakulturanlegg, NYTEK-forskriften), der formålet er å bidra til å forebygge rømming ved at NYTEK-regelverket skal sikre at tekniske krav som er nedfelt i NS 9415:2009 blir kontrollert og fulgt opp. Kostnadene ved dette kan variere betydelig.

Tidligere måtte næringen betale en matproduksjonsavgift for mattilsynet for oppdrettsfisk på 14,60 kroner per mottatt tonn fisk til slakting. Ordningen ble opphevet 1.januar 2012. I følge NOFIMA (2012) ble det anslått at avgiften representerte en kostnad på ca. 1,5 øre per kg slaktet. For 2011 ble det solgt 1 142 892 tonn slaktet matfisk, og avgiften utgjorde minst 17 millioner kroner for 2011 (Lund 2013).

Etter lov om avgift til forskning og utvikling i fiskeri- og havbruksnæringen er det hjemmel for å kreve inn en avgift på eksportverdien av fisk, fiskeprodukter og industrielt bearbejdede produkter som har basis i marine råvarer.

Eksportavgiften omfatter markedsavgift, jf. forskrift om regulering av fisk og fiskevarer, og FOU-avgiften om avgift til forskning og utvikling i fiskeri- og havbruksnæringen.

En del anlegg betaler i tillegg eiendomsskatt til kommunen (eiendomsskatt på verker og bruk). Det er ifølge Nofima (2012) relativt få kommuner som har innført eiendomsskatt for fiskeoppdrettsanlegg. Nofima (2012) har anslått at eiendomsskatten utgjør totalt sett 10-23 millioner kroner per år, noe som tilsvarer mellom 0,96 og 2,3 øre per kg laks hvis man fordeler totalsummen på mengden oppdrettslaks.

I Sundvoldenplattformen (plattformen for dagens regjering) heter det at: «Kommuner som stiller arealer til disposisjon for næringen bør oppleve større positive ringvirkninger fra aktiviteten. Regjeringen vil derfor la store deler av vederlaget for tildeling av nye konsesjoner tilfalle berørte kommuner».

Dette ble fulgt opp i regjeringen Solbergs budsjettforslag: (prop.1S Tillegg 1 (2013-2014), s. 146) der det heter at kommuner med oppdrettsanlegg vil få en andel (40 % av konsesjonsavgiften ved tildeling av nye konsesjoner):

- Av 45 nye oppdrettstillatelser i 2013 fikk kommunene:
 - o 4 millioner for hver av de 30 fastpris-konsesjonene
 - o 40 % av inntektene fra den lukkede budrunden (15 konsesjoner).

Inntektene fordeles med et likt beløp til de kommunene der de nye tillatelsene lokaliseres.

Internasjonal praksis

Lund & co (2013) og Kontali Analyse (2011) viser til internasjonal praksis i andre viktige fiskeoppdrettsland som Chile, Canada og Skottland, der aktørene må betale en form for avgift eller gebyr for bruk av sjøarealer.

I Chile betales ifølge Lund & Co (2013) en årlig «lisensavgift» basert på tildelt konsesjonsareal. I tillegg betales en avgift til lokale myndigheter som årlig skal tilsvare

0,5 % av skattbar egenkapital. Kontali Analyse (2011) har beregnet at en slik avgift ville gitt 38 mill. kr. per år hvis tilsvarende avgift var innført her i landet.

I Canada betales en årlig leie for bruk av lokaliteter, der beregningsformel og betaling varierer mellom ulike regioner (Lund & Co 2013).

I Skottland betales årlig leie til «the Crown Estate»³² for lokaliseringstillatelser. I 2011 var den skotske avgiften 17 øre per kg slaktet laks. I Norge ble det slaktet ca. 1 million tonn laksefisk, slik at hvis den skotske avgiften ble innført her i landet, ville det bety ca. 170 millioner kroner i avgifter.

Tidligere forslag til alternative avgiftsformer for arealavgift i havbruksnæringen

Kontali Analyse (2011) gir begrunnelser for arealavgift og kommer med forslag til alternative avgiftsformer. De diskuterer også innkrevingssystem og kontrollmuligheter, som vi ikke skal gå inn på her.

I arbeidet med statsbudsjettet i 2009 ble det besluttet å gi kommunene mulighet for innkreving av eiendomsskatt for oppdrettsanlegg, og spørsmålet om arealavgift mistet dermed noe av sin aktualitet. Næringsorganisasjonene har også vært lunkne til en ny særavgift til næringen, og de argumenterte for at en eventuell ny avgift måtte medføre kutt i andre skatter og avgifter. Næringen har også argumentert for at alle aktører som benytter kystsonen må inkluderes i en eventuell ny avgift. Dette gjelder anlegg som kaianlegg, flytebrygger, vindmøller til havs osv. Et viktig prinsipp for næringsaktørene har også vært at det må være opp til den enkelte kommune å bestemme om en slik avgift skal innføres. En annet viktig spørsmål er hvilket beregningsgrunnlag en slik type avgift skal bestemmes ut fra, og hvordan det er mulig å kreve den inn.

Kontali Analyse (2011) skisserer noen ulike muligheter for en slik avgift:

1. En mulighet er å knytte avgiften til maksimal tillatt biomasse (MTB) på en lokalitet.

Lokalitetsregisteret til Fiskeridirektoratet inkluderer alle lokaliteter som er godkjent for laks og ørret, fordelt på kommune- og fylkesnivå. Det er da mulig å legge en avgift basert på lokaliteter etter hvilken MTB lokaliteten er godkjent for, eller en avgift per standardkonsesjon MTB. Det nevnes som et problem at lokalitetene kan ligge brakk og dermed ikke genererer inntekter store deler av året, og at en rekke lokaliteter er godkjent for skjell og torsk som har liten inntjening. Som fordeler med å ilegge avgift på MTB fremheves at et slikt system vil gjøre at kommunene kan gjøre seg attraktive for selskapene med å legge ut gode lokaliteter med stor bæreevne, samt at det er små problemer ved innkreving av avgifter i et slikt system ettersom kommunen er involvert i saksbehandlingen. Et slikt system vil føre til at avgifter kan kreves inn på areal i kommunen som er båndlagt av selskaper.

³² <http://www.thecrownestate.co.uk/>

2. Et annet alternativ er å knyttet avgiften til faktisk arealbruk

Et fiskeoppdrettsanlegg beslaglegger areal på overflaten, men også fortøyninger på bunnen og båndlegging av areal der det er fiske- og ferdselsforbud. Man kan derfor tenke seg en avgift som settes til faktisk bruk av en av disse arealkategoriene. Dette kan generere stabile inntekter så lenge lokaliteten blir brukt til produksjon. En avgift basert på arealbruk vil være en skattlegging på faktisk areal som blir benyttet til produksjon. Kontali Analyse (2011) vurderer arealavgiften som en betaling for båndlegging av areal i «allmenningen».

3. Et tredje alternativ er avgift på faktisk slaktekvantum

Fordelen med dette alternativet er at data for beregningene allerede finnes, og at selskapene kun blir avgiftsbelagt for fisk som er salgbar vare. En slik avgift vil ikke gi inntekter før et godt stykke ut i produksjonssyklusen. En avgift på slaktekvantum vil være en skattlegging av verdiskaping på lokaliteten, ikke direkte på arealbruk.

Hensikten med en eventuell arealavgift må ifølge Kontali analyses rapport være å kunne tilby akvakulturselskapene de beste lokalitetene. En arealavgift vil gi kommunen et incentiv til å tillate nye lokaliteter, samt å frigi de beste områdene for produksjon av laks og ørret.

Kontali Analyse (2011) vurderte ikke hva som er «riktig» nivå på en slaktekvantumsavgift, ut fra hvilke miljøvirkninger oppdrettsanlegg har. De viser et regneeksempel på hva inntektene fra en avgift på slaktekvantum vil bli hvis avgiften var 0,17 kr/kg fisk. Dette beløpet ble satt ut fra en omregning til hva den ovennevnte skotske avgiften ville tilsvare i norske priser.

4. Andre alternativer

Kontali vurderer også prising av lokaliteter ved tildeling, enten ved engangspris ved tildeling av en lokalitet (som delvis er innført ved at det må betales en konsesjonsavgift ved tildeling av oppdrettskonsesjon), og ved forslag om desentralisert tildeling av konsesjoner/auksjonering av lokaliteter.

Forslag om kommunal særavgift for oppdrettsanlegg i betenkning fra Lund & Co (2013)

Lund & Co har i en betenkning for Nettverk for fjord- og kystkommuner (NFKK) foreslått at NFKK fremmer et krav om kommunal særavgift for oppdrettsanlegg for laks, ørret og regnbueørret, som begrenses til sjøområder (kalt oppdrettsavgift).

De beskriver at avgiften kan beregnes på ulike grunnlag, men at deres foreløpige vurdering er at avgiften bør beregnes på bakgrunn av det faktiske fysiske areal som oppdrettsanlegget beslaglegger, og at avgiften beregnes av selskapet selv. De nevner også de alternative måtene å knytte avgiften til MTB eller basert på slaktekvantum, eller kombinasjoner av disse. De skriver også at de har sett på forhold ved en ren overføring av konsesjonsavgiften, men bemerker at en slik overføring ikke vil sikre kommunen årlige inntekter.

Avgiften foreslås samordnet med inntektsskatten, slik at avgiften ikke betyr økt skatte- og avgiftsnivå for oppdrettsvirksomhetene.

Begrunnelse for arealavgift på fiskeoppdrett

Som begrunnelse for avgiften, trekker Lund & Co fram kommunens arbeid med å tilrettelegge, ved planarbeid og ved tilrettelegging av infrastruktur som vei, vann og avløp osv., samt arealkonflikter. I vår sammenheng er det eventuelle miljøargumenter som er relevante. Det trekkes fram at areal som benyttes til oppdrett kunne vært brukt til en rekke andre aktiviteter, som yrkes-, fritids- og turistfiske, høsting av tang og tare, vern og kulturminner, marint biologisk mangfold, seilingsleder, dykking og annet friluftsliv, kystnær hyttebebyggelse, brygger og havner og andre fysiske inngrep som utfylling/byggevirksomhet, mudring og deponering av masse, skjellsanduttak, forsvarets aktiviteter, utnyttelse av mineralske ressurser, petroleumsvirksomhet, energi-virksomhet (vind-, tidevann- og bølgekraftanlegg), legging av rør og kabler og utslipp fra land.

Det trekkes også fram at kommunene har flere miljøbelastninger som følge av akvakulturvirksomhet. Disse forholdene oppstår både i kystvannet og i tilstøtende vannforekomster, og kan påvirke lokalbefolkningen på ulike måter. Rømming av oppdrettsfisk og medfølgende trussel mot marin villfisk vil kunne føre til både redusert friluftsliv og mindre næringsvirksomhet i tilknytning til eksempelvis fiske av villaks. Dette er et miljøproblem som har vært mye diskutert i Norge de siste årene, og som potensielt kan ha relativt store konsekvenser.

Merdeanlegg er åpne systemer, hvor det blir utslipp som består av en rekke ulike forbindelser, som kan påvirke flora og fauna på sjøbunn og i sjøen. Det gjelder spillfôr, avføring, legemidler, kobber, plantenæringsstoff og andre næringsalter.

Andre ulemper som trekkes fram, er at det skjer skader på sjøbunn ved forankring av anlegg, lys- og lydforurensning, samt utslipp av lus og virus. Særlig sistnevnte utgjør en betydelig miljøbelastning.

Både med tanke på bekjempelse av lus og virus, og tiltak for å bevare villaks, oppstår betydelige kostnader og ulemper, også for kommunene.

Vindkraft

Dagens beskatning av vindkraftanlegg

Det er ikke spesielle skatter eller avgifter for vindkraftanlegg, utover vanlig inntekts- og selskapsskatt osv. Fra 2009 kan kommunene innføre eiendomsskatt på vindkraftverk. Lund & Co fant i en utredning for Landssammenslutningen av norske vindkraftkommuner (LNVK) at eiendomsskatten på vindkraftanlegg gir inntekter til kommunene på ca. 15-20 millioner kroner.

Andre lands lokale skatter og avgifter på vindkraft (i følge Lund & Co 2013):

Tyskland: For vindkraftselskapene er loven endret de senere år slik at 70 % av skatt på vindkraft tilfaller vertskommunen hvor vindkraftanlegget er lokalisert, 30 % til hovedkontorkommunen (Lund & Co 2014a)

Danmark: kjøpsrettsordning: lokalbefolkningen har rett til å kjøpe minst 20 % av vindkraftanlegget til selvkostpris. Grønne fond gir kommunen erstatning for

miljøulemper ved at kommunen kan søke om penger til grønne prosjekter. 3 MW gir adgang til å søke om inntil 264 000 DKK i løpet av verkets levetid.

Forslag om naturressursskatt for vindkraftanlegg

I 2005 ønsket LNVK utredet et nytt skatte- og avgiftsregime for vindkraftkommuner, og Lund & Co laget en betenkning inspirert av vannkraftregimet. KS utredet også saken etter initiativ fra kommuner, og det ble nedsatt en arbeidsgruppe som forslo en naturressursavgift på vindkraft (KS 2006).

Anbefalingen fra Lund & Co (2014) er at kommunene bør konsentrere seg om en ordning med naturressursskatt etter modell fra vannkraften. Naturressursskatten kan forankres i skatteloven og bør samordnes med selskapsskatten til staten. Et slikt forslag innebærer at naturressursskatten ikke vil føre til økt skatt på selskapene.

LNVK mener at skatte- og avgiftsordningene fra vannkraft, med visse tilpasninger, er overførbare til vindkraftproduksjon. Det er viktig for dem å ivareta lønnsomheten i vindkraftprosjektene. Deres mål er utbygging av vindkraft, ikke redusert utbygging.

LNVK ønsker et nytt skatteregime for vindkraft bestående av:

- 1) Naturressursskatt – som for vannkraft
- 2) Konesjonsavgift som er lønnsomhetsavhengig, dvs. en ordning som slår inn når anleggene er lønnsomme (målt opp mot gjennomsnittlig spotmarkedspris).

Når det gjelder naturressursskatt, foreslår LNVK dette som en skattevridning fra stat til kommune:

- Den skal være inntekts-/utgiftsnøytral for utbygger ved at det gis fradrag for utbygger i statlig overskuddsskatt «til evig tid».
- Samordnes med inntektssystemet, noe som ifølge LNVK vil gi begrenset netto gevinst for kommunene
- Viktig lokaldemokratisk prinsipp om lokal beskatningsrett.
- LNVK mener satsen må tilpasses vindkraft, og foreslår ingen andel til fylkeskommunen^{33, 34}.

Begrunnelser for naturressursskatt på vindkraft

Landssammenslutningen av Norske Vindkraftkommuner (LNVK) ønsker «kompensasjon for de naturressurser og arealer lokalsamfunnet stiller til rådighet».

De ønsker at myndighetene skal legge til rette for «de beste» prosjektene ved tilstrekkelige og forutsigbare rammebetingelser og skape lokal aksept (gjennom økt lokal verdiskaping) blant annet ved «større økonomiske gulrøtter til

³³ Fylkeskommunen får en viss andel av naturressursskatten for vannkraft.

³⁴ På åpent møte i grønn skattekomisjon 25.02.2015 hadde organisasjonen av kraftfylker, innlegg om at de burde ha en større del av inntekter fra kraftproduksjon i deres fylke.

utbyggingskommune/lokalsamfunn» (LNVK 2014). De ønsker lovgivning som sikrer økt lokal andel av verdiskapingen, et lønnsomhetsbasert skatteregime.

Mineralnæringen

Dagens skatter og avgifter

Kommunene mottar i dag inntekter fra bergindustrien i form av inntekter fra dem som er ansatt i mineralutvinningsselskapene, samt eventuelle inntekter fra eiendomsskatt (dersom kommunen har innført slik eiendomsskatt på verker og bruk).

Grunneieren eier mineraler som staten ikke eier, som grus, pukk, naturstein, titan mv. Utnyttelse av slike mineraler skjer i hovedsak etter avtale med eier, men det kreves konsesjon for drift.

Konsesjonspliktige inngrep er:

- Samlet uttak av mer enn 10 000 m³ masse krever driftskonsesjon for direktoratet
- Et hvert uttak av naturstein krever konsesjon
- I konsesjonen kan det settes vilkår for drift, og den kan revideres hvert tiende år

Det kan på vanlig måte innkreves eiendomsskatt på verk og bruk. Det betales på vanlig måte inntektsskatt, der en viss andel går til kommunen.

Mineralloven av 2009 avløste blant annet bergverksloven av 1972. Verken bergverksloven av 1972 eller dens forgjenger fra 1842 hadde bestemmelser om lokale avgifter ved mineralutvinning.

I mineralloven av 2009 er det et eget kapittel om gebyrer og avgifter, blant annet finnes en hjemmel til i forskrift å fastsette en årlig avgift på selve utvinningen (uttaket) av statens mineraler (Utmarkskommunenenes sammenslutning, USS 2014). I Ot.prp. nr. 43 (2009-2009) drøfter departementet muligheten for å innføre en årlig avgift til staten på utvinning av statens mineraler.

Forslag om naturressursskatt for mineralnæringen

1. Forslag fra Norsk Bergindustri om innføring av lokal mineralavgift

Norsk Bergindustri har foreslått å innføre en lokal mineralavgift «knyttet til omsetning ved gruvekanten på 3 promille for ny virksomhet knyttet til statens mineraler». Avgiften er ment å være en økonomisk kompensasjon for lokalsamfunnet der virksomheten etableres. Forslaget forutsetter at eiendomsskatten avvikles for de virksomhetene som ilegges denne lokale avgiften. Vi kan også merke oss at avgiften begrenses til å gjelde ny virksomhet og bare for statens mineraler (ikke til grunneiers mineraler) (Norsk Bergindustri 2014).

2. Forslag fra Utmarkskommunenenes sammenslutning, USS

USS foreslår at det etableres en særskatt på mineralutvinning etter modell fra vannkraftsektoren, eventuelt en kommunal mineralavgift (USS 2014). USS mener at dersom det etableres en særskatt vil det være naturlig at ordningen tas inn i

skatteloven (som for vannkraft, jf. skatteloven §18-2). Dersom ordningen etableres som en avgift er det naturlig at den tas inn i mineralloven av 2009, i kapittelet som omhandler gebyrer og avgifter ved bergverksvirksomhet (kapittel 10).

USS mener videre at en mineralavgift må samordnes med utlignet fellesskatt til staten, slik som for naturressursskatten for vannkraft.

USS mener det kan være praktisk å benytte et avgiftsgrunnlag som knytter seg til salgsverdien, presisert som potensiell salgsverdi (gjerne offisielle børspriiser; spotmarkedspriser) av det som utvinnes. Hvor mye som utvinnes vil varierer fra år til år, noe som vil gi en mindre stabil inntektsinngang for kommunene. Imidlertid er en beregning som den skisserte ikke knyttet til virksomhetenes disposisjoner og den gir derfor mindre rom for tilpasninger enn en rent overskuddsbasert avgift. Det legges vekt på at et slikt beregningsgrunnlag kan benyttes for å beregne avgiften ved utvinning av både grunneiers og statens mineraler. Det foreslås at uttak og utvinning både av grunneieres og statens mineraler blir gjenstand for den kommunale avgiften. Videre foreslås at avgiften skal omfatte både igangværende og fremtidig virksomhet.

Størrelsen på avgiften mener USS må vurderes nærmere, og de foreslår at nivået på avgiften tas inn i mineralloven.

Begrunnelser for naturressursskatt for mineralnæringen

Det er i stor grad de samme argumenter som brukes for innføring av naturressursskatt for mineralnæringen. Bransjen ønsker at kommunen skal tilrettelegge «for bruk av de beste lokalitetene». En hovedmotivasjon for initiativtakerne er at skatter og avgifter er en måte for å sikre en verdiandel til kommunene og kompensere lokalsamfunn for naturinngrep.

Naturressursskatt på mineralutvinning kan sies å være i tråd med «natural resources-user principle» (miljøpåvirker/forurensere betaler-prinsippet)

Lund & CO (2013) har følgende argumenter for en lokal avgift/skatt på utnyttelse av mineralressurser:

- 1) Utnyttelse av en lokal naturressurs er et selvstendig grunnlag for å kreve en andel av verdiskapingen tilbakeholdt i det berørte lokalsamfunn, representert ved kommunen eller fylkeskommune («benefit-sharing»)
- 2) Den lokale beskatningsretten er et annet selvstendig grunnlag for en lokal beskatningsordning for all næringsvirksomhet i kommunen (styrker selvstyret)
- 3) Inngrep i naturverdier er et tredje selvstendig grunnlag for å kreve kompensasjon til det lokalsamfunn som avstår sine naturressurser til andre økonomiske utnyttelse (kompensasjon/erstatningssyn)

Skatter og avgifter til kommunene for vannkraft og øvrige naturressurser

Siden mange forslag har konsentrert seg om å få innført en ordning som ligner naturressursskatten man har på vannkraft, vil vi kort beskrive denne.

Naturressursskatten er basert på faktisk produksjon av kraft, med 1,3 øre per kWh (1,1 øre per kWh til kommunen og 0,2 øre per kWh til fylkeskommunen). Skatten er

uavhengig av selskapenes disponering eller inntjening (slik at ordningen er forutsigbar for kommunen).

Innfasing skjer over 7 år, det vil si at første år betales avgift for 1/7 av produksjon, og etter 7 år betales for 7/7. Naturressursskatten er fradragsberettiget i selskapsskatten og ubenyttet fradrag kan fremføres i ubegrenset tid med rente og brukes senere år. Tabell A.2.1 og A.2.2 gir oversikt over vertskommunenes kraftinntekter og inntekter fra andre naturressurser, og hvordan disse er fordelt.

Tabell A.2.1 Vertskommunenes kraftinntekter for vannkraft (174 vertskommuner, 130 TWh)

Skatt/avgift	Inntekter til kommunene, i mill. kr per år
Konsesjonskraft (8,7 TWh)	900
Konsesjonsavgifter	600
Eiendomsskatt	2 300
Naturressursskatt	1 600
Totalt	5 400

Tabell A.2.2 Inntekter for kommuner fra utnyttelse av andre naturressurser

Type naturressurs	Inntektstype og anslag i mill.kr per år
Mineraler	Eiendomsskatt (ukjent beløp)
Vindkraft	Eiendomsskatt, ca. 20-30 mill.kr
Fiskeoppdrett	Eiendomsskatt, ca. 20 mill.kr (10-23 mill.kr) Konsesjonsavgift (engangsavgift)
Petroleum	Eiendomsskatt, ca. 600 mill.kr

Referanser

Alix-Garcia, J. og H. Wolff (2014): Payment for ecosystem services from forests, *The Annual Review of Resource Economics* 6:361-80.

Alsvik, K. (2013): Samfunnsøkonomisk verdi av landskapsinngrep ved veiprosjekter - en Betinget Verdsettingsstudie. Master Thesis. Norwegian University of Life Sciences.

Armsworth, Acs, S., Dallimer, M., Gaston, K. J., Hanley, N. D., og Wilson, P. (2012): The Cost of Policy Simplification in Conservation Incentive Programs, *Ecology Letters*, 15(5): 406–14.

Arrow, K. J., R. Solow, E. Leamer, P. Portney, R. Radner og H. Schuman (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Federal Register 58, 4601-4614.

Bartkowski, B., N. Lienhoop og B. Hansjürgens (2015): Capturing complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecological Economics* 113:1-14

Barton, D. m.fl. (2015): Economic valuation of ecosystem services for policy. A pilot study on green infrastructure in Oslo. NINA report 1114.

Bateman, I. m. fl. (2002): Economic valuation with stated preference techniques. A manual. Edward Elgar

Brander, L. I. Bräuer, H. Gerdes, A. Ghermandi, O. Kuik, A. Markandya, S. Navrud, P. Nunes, M. Schaafsma, H. Vos, and A. Wagtendonk (2012): Using meta-analysis and GIS for value transfer and scaling up: Valuing Climate Induced Losses of European Wetlands. *Environmental and Resource Economics*, 52 (3); 395–413

Brander, L. og M. Koetse (2011): The Value of urban open space: meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. *Journal of Environmental Management* 92: 2763-2773.

Brandt, N. (2014): Greening the Property Tax. OECD Working Papers on Fiscal Federalism, NO. 17, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/5jz5pzw9mwzn-en>

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

Brouwer, R. and S. Navrud (2015): The use of benefit transfer in Europe. Chapter 3 in R. Johnston, R. Rosenberger, R. Brouwer and J. Rolfe (2015): Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Handbook for Researchers and Practitioners. Springer. In press.

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

Desvousges, W.H., F.R. Johnson, and H.S. Banzhaf (1998): *Environmental Policy Analysis With Limited Information: Principles and Applications of the Transfer Method*. Edward Elgar, Northampton, MA.

Eco logic (2006): *The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity*. Final Report. A project under the Framework contract for economic analysis ENV.G.1/FRA/2004/0081. Brauer, I., R. Mussner, K. Marsden, F. Oosterhuis, M. Rayment, C. Miller og A. Dodokova. Eco logic.

EEA (2010): *Land in Europe: prices, taxes and use patterns*. EEA Technical report no. 4/2010. European Environment Agency.

Engel, S., S. Pagiola og S. Wunder (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65: 663-674.

Førsund, F. og S. Strøm (2007): *Miljøøkonomi*. Gyldendal.

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.

Hanley, N. m.fl. (2012): How should we incentivize private landowners to 'produce' more biodiversity? *Oxford Review of Economic Policy* 28(1): 93-113

Hanley, N. og E. B. Barbier (2009): *Pricing Nature: Cost–Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar

Hanley, N., Shogren, J. F., and White, B. (2007): *Environmental economics in theory and practice*. Palgrave Macmillan, 2nd edition

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.

Innes, R. og G. Frisvold (2009): The economics of endangered species. *The Annual Review of Resource Economics*, 1: 485-512

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.

Kalås, J. A. m.fl. (2010): *Norsk Rødliste for Arter 2010*. Artsdatabanken.

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.

Kontali Analyse (2011): Arealavgift for oppdrettslokaliteter. Utredning av grunnlaget for innføring av arealavgift eller ressurskatt i akvakulturnæringen. Utarbeidet for Nettverk for fjor- og kystkommuner.

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

KS (2006): Rammelovgivning for vindkraft. Rapport fra KS' arbeidsgruppe.

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

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

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

Lindhjem, H., R. Reinvang og M. Zandersen (2015b): Landscape experiences as a cultural ecosystem service in a Nordic context: Concepts, values and decision-making. Nordic Council of Ministers.

Lindhjem, H. (2007): 20 Years of Stated Preference Valuation of Non-Timber Benefits from Fennoscandian Forests: A Meta-Analysis. *Journal of Forest Economics* 12: 251-277.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2008): How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2009): Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods? Implication for aggregate welfare measures. *Environmental and Resource Economics* 43(1):11-29.

Lindhjem, H.; K. Magnussen og S. Navrud (2014): Verdsetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip – Fra storm til smulere farvann (?). *Samfunnsøkonomen* 6: 25-39.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2011): Are Internet surveys an alternative to face-to-face interviews in contingent valuation? *Ecological Economics* 70(9): 1628-1637.

Lindhjem, H., K. Grimsrud, S. Navrud and S. O. Kolle (2015a): The Social Benefits and Costs of Preserving Forest Biodiversity and Ecosystem Services. Forthcoming in *Journal of Environmental Economics and Policy*.

Lindhjem, H. and S. Navrud (2015): Reliability of meta-analytic benefit transfers of international value of statistical life estimates: Tests and illustrations. In Johnston, R., J. Rolfe, R. Rosenberger and R. Brouwer (eds) *Benefit Transfer of Environmental and*

Resource Values: A Handbook for Researchers and Practitioners. To be published by Springer. Forthcoming 2015.

LNVK (2014): LNVK som nødvendig samarbeidspartner i en vellykket fornybarsatsing. Foredrag på NVEs vindkraftseminar, mandag 2. juni 2014. Iver Nordseth (leder).

Loomis, J. (2011): What's to know about hypothetical bias in stated preference valuation studies? *Journal of Economic Literature* 25(2): 363-370.

Lund & Co (2013): Betenkning: Forslag om endring i akvakulturloven – innføring av areal/naturavgift for oppdrettsvirksomhet (oppdrettsavgift).Utarbeidet for Nettverk for fjord- og kystkommuner.

Lund & co (2013): Naturressursavgift på mineraler? – kommunenes rettigheter ved naturressursutnyttelse. Foredrag, Gardermoen 6. desember 2013. Stein Erik Stinessen og C. Lund.

Lund & Co (2014): Vindkraftkommuner – stillstand eller fremgang? Gardermoen, 5. mai 2014. S.E. Stinessen.

Maes, J. m.fl. (2012) Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31-39.

Ministry of Natural Resources, Minnesota (Udatert): Conservation Land Tax Incentive Program Policy.

Mitani, Y. og H. Lindhjem (2015): Forest owners' participation in voluntary biodiversity conservation in Norway: What does it take to forego forestry for eternity? *Land Economics* 91(2): 235-251.

Navrud, S and R. Ready (eds.) (2007): Environmental Value Transfer: Issues and Methods. Springer.

Navrud, S. (2007): Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, 2007, Miljøstyrelsen, København. http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2007/978-87-7052-656-2/html/default_eng.htm

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. (In paperback 2005: ISBN 1460 7353).

Navrud, S. og G. 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), 1-26.

Navrud, S., R Ready, K. Magnussen and 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)

Nofima (2014): Hva begrenser tilgangen på sjøareal til havbruksnæringen? Rapport 37/2014. B. Hersoug, O. Andreassen, J.P. Johnsen og R. Robertsen.

Norsk Bergindustri (2014): En offensiv mineralpolitikk med vekt på lokal verdiskaping.

NORWEA (2015): Fakta om vindkraft. Arealbruk. Faktaark nr. 2 (uttrekk 3.04.2015)

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

NOU (2012): Samfunnsøkonomiske analyser. Norges offentlige utredninger 2012:16.

OECD (2012): Evaluation of Agri-Environmental Policies: Selected methodological issues and case studies, OECD Publishing.

OECD (2013): Scaling-up Finance Mechanisms for Biodiversity, OECD Publishing.

OECD (2015): Developing an inventory and typology of land-use planning systems and policy instruments in OECD countries. Working Party on Integrating Environmental and Economic Policies, May 2015.

Olsen, S.B. (2009): Choosing between internet and mail survey modes for choice experiment surveys considering non-market goods. *Environmental and Resource Economics* 44 (4): 591–610.

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

Riera, P.; G. Signorello, M. Thiene; P-A. Mahieu, S. Navrud, P. Kaval, B. Rulleau; R. Mavsar; L. Madureira; J. Meyerhoff; P. Elsasser; S. Notaro; M. De Salvo; M. Giergiczny and S. Dragoi (2012): Non-market valuation of forest goods and services: Good practice guidelines. *Journal of Forest Economics* 18(4): 259-270.

Rockström, J. (2009): A safe operating space for humanity, *Nature* 461, 472-475.

Rosenberger, R. og Loomis, J. (2000): Using Meta-Analysis for Benefit Transfer: In-Sample Convergent Validity Tests of an Outdoor Recreation Database. *Water Resources Research* 36: 1097–1 107.

Shresta, R. og Loomis, J. (2003): Meta-Analytic Benefit Transfer of Outdoor Recreation Economic Values: Testing Out-of-Sample Convergent Validity. *Environmental and Resource Economics* 25: 79–100

Samstad, H., F. Ramjerdi, K. Veisten, S. Navrud, K. Magnussen, S. Flügel, M. Killi, A. H. Halse, R. Elvik og O. San Martin (2010): Den norske verdsettingsstudien - Sammenendragsrapport. TØI rapport 1053/2010.

Samuelson, P. (1954): The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and statistics* 36:387-389.

Schägner, J. P., L. Brander, J. Maes og V. Hartje (2013): Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosystem Services* 4: 33-46.

Shine, C. (2005): Using tax incentives to conserve and enhance biodiversity in Europe, *Nature and the Environment*, No 143, Council of Europe Publishing.

Soutukorva, Å. og T. Söderqvist (2005): Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier. Naturvårdsverket, Stockholm. ISBN 91-620-1247-9.

Statens Vegvesen (2014): Konsekvensanalyser. Håndbok V712.

Sterner, T. (2003): Policy instruments for environmental and natural resource management, RFF Press and the World Bank.

ten Brink, P. (ed.) (2011): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Earthscan

Termansen, M., Smart, J.R.S., Piil-Damm, A., Ladenburg, J., Fonnesbech-Wulf, A., Fuglsang, M., Hasler, B. (2012): Welfare effects of wind turbines in the landscape: a segmented market hedonic approach in Denmark. Paper presented at EAERE 19th Annual Conference, 2012, Prague.

UNEP (2013): Guidance manual on value transfer methods for ecosystem services. United Nations Environment Programme. ISBN 978-92-807-3362-4.

Vatn, A., D. Barton, H. Lindhjem and S. Movik (2011): Can markets protect biodiversity? A review of different financial mechanisms. Noragric Report No. 60. Norwegian University of Life Sciences and NINA. Funded by NORAD, May 2011 as input to the process of the UN Convention of Biological Diversity. Also published as a NORAD report with foreword by department director Bente Herstad.

Vennemo, H., N. Heldal, S. Strøm og H. Lindhjem (2013): Samfunnets støtte: En kommentar til NOU 2012:16 Samfunnsøkonomiske analyser. *Samfunnsøkonomen* 1: 59-66

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

Weitzman, M. (1974): Prices vs. Quantities. *The Review of Economic Studies*, Vol. 41, No. 4 (Oct., 1974), pp. 477-491

Wunder, S., S. Engel og S. Pagiola (2008) Taking stock: A comparative analysis of payment for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65: 834-852

Wünscher, T., S. Engel og S. Wunder (2008): Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65: 822-833.

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgiving. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no