Samfunnsøkonomisk nytteverdi av villaksressursene i nasjonale laksevassdrag - Oppfølgingsstudie

Ståle Navrud

Sluttrapport
17. juni 2001

Innhold

	side
1 Bakgrunn	2
2. Formål	2
3. Metoder	3
3.1. Verdsettingsmetoder	3
3.1.1. Transportkostnads (TK) –metoden	7
3.1.2. Betinget Verdsetting (Contingent Valuation(CV) –metoden)	9
3.2 Metoder for overføring av nytteverdier (Benefit Transfer)	12
4. Modell for beregning av samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV	15
4.1. Skadefunksjonsmetoden	15
4.2. Alternative Benefit Transfer-modeller	17
5. Eksisterende verdsettingsstudier og resultater fra Benefit Transfer modellen	19
5.1. Beregning av årlig nytteverdi av NLV	19
5.2. Nåverdiberegninger	27
6. Konklusjon og anbefalte verdier	29
Referanser	30

Vedlegg 1: Verdsettingsstudier og Nytte-kostnadsanalyser av vassdragskalking
2: Norske verdsettingsstudier (t.o.m. 1992) av rekreasjonsverdien av fritidsfiske i ferskvann og saltvann.

Forord

Formålet med denne studien er å beregne den samfunnsøkonomiske nytteverdien av verneplanen for villakseressursene i de 50 nasjonale laksevassdrag og tilhørende ni fjorder og kystområder, foreslått i NOU 1999:9 "Til laks åt alle kan ingen gjera". Rapporten er skrevet på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN). DNs kontaktperson har vært Raoul Bierach som takkes for å ha bidratt med konstruktive svar på spørsmål og nyttige tilleggsopplysninger.

Ståle Navrud
Drøbak 17. juni 2001

1. Bakgrunn

Bakgrunnen for denne studien er ønsket om å dokumentere nytteverdien av å bevare villaksressursene gjennom opplegget for Nasjonale Laksevassdrag (NLV), presentert i. NOU 1999:9 *Til laks åt alle kan ingen gjera*. Mørkved & Krokan (2000) *Økonomiske analyser av villakseressursene i nasjonale laksevassdrag* var et første forsøk på dette, men studien har en del svakheter, først og fremst knyttet til manglende oversikt over relevant litteratur innen verdsettingsstudier av villaks og ferskvannsfisk generelt, og metodikk for verdsetting og overføring/generalisering (såkalt "benefit transfer) av resultatene av disse studiene til å verdsette samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV. I denne studien vil vi derfor søke å bruke alle tilgjengelige norske studier av økonomisk verdsetting av ferskvannsfiskeressurser og all eksisterende kunnskap om verdsettingsmetoder og "benefit transfer" (BT) - metoder for å beregne samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV.

2. Formål

Formålet med denne studien er å beregne den samfunnsøkonomiske nytteverdien av villakseressursene i Nasjonale Laksevassdrag (NLV[1]).

Dette vil bli gjort ved å utføre en detaljert og kvalifisert overføringsstudie (såkalt "benefit transfer" - studie) basert på en omfattende gjennomgang og vurdering av eksisterende verdsettingsstudier og bruk av oppdatert kunnskap om både verdsettingsmetoder og overføringsteknikker. Studien tar utgangspunkt i Mørkved & Krokan (2000).

Lokaløkonomiske effekter (direkte virkninger og ringvirkninger) berøres ikke i denne rapporten, da det er rimelig å anta at netto samfunnsøkonomisk verdiskapning av disse lokaløkonomiske effektene er null, jfr. også Mørkved & Krokan (2000; s. 11)[2].

[1] For enkelthets skyld vil jeg i det videre referere til NLV, og med dette mene både de 50 nasjonale laksevassdrag (NLV) og de nasjonale laksefjorder (NLF) som er foreslått vernet for å sikre laksebestandene i NLV. NLF omfatter 9 fjorder og kystområdene: Øst for Kinnarodden, Porsangerfjorden, Altafjorden, Namsosfjorden, Trondheimsfjorden, Nordfjorden, Sognefjorden, Jærkysten og Øst for Jomfruland. Se også NOU 1999:9, figur 9.1

[2] I lokaløkonomiske analyser, f.eks på kommunenivå (i mostsetning til samfunnsøkonomiske analyser, som ser på nytte og kostnader av tiltak/prosjekter på nasjonalt nivå) , vil imidlertid dette være nytteeffekter som skal med i analysen

3. Metoder

3.1. Verdsettingsmetoder

Metoder for verdsetting av miljøgoder er i økende grad tatt i bruk i beslutningsstøtte-verktøy som Nytte-kostnadsanalyser (NKA) generelt (NOU 1997:27 og NOU 1998:16). Innen forvaltning av ferskvannsfiskeressurser er NKA spesielt brukt for å vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet av vassdragskalking; se for eksempel Navrud (2001 b) for et sammendrag av disse studiene og deres bruk i beslutningssammenheng, samt vedlegg 1 for en oversikt over studiene foretatt i spesifikke vassdrag.

Tabell 1.
Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøgoder/fellesgoder, basert på henholdsvis prinsippet om individers preferanser skal telle (som har basis i økonomisk velferdsteori), og prinsippet om at beslutningstakeres/eksperters preferanser skal telle.
Kilde: Utvidet etter Freeman (1993)

1) Metoder basert på individuelle preferanser

	Indirekte	**Direkte**
Revealed preferences (RP) (Avslørte preferanser)	*Husholdingers Produksjonfunksjon* - Transportkostnads- (TK) metoden - Kostnader ved forebyggende/avvergende tiltak *Eiendomsprismetoden* (Hedoncic Price; HP-metoden)	*Markedspriser* *Simulerte markeder* *Folkeavstemninger*
Stated preferences (SP) (Oppgitte preferanser)	*Valgeksperimenter* (Choice Experiment - CE) - Samvalgsanalyser (Conjoint Analysis - CA) - Betinget rankering (Contingent Ranking - CR)	*Betinget Verdsetting* (Contingent Valuation - CV)

2) Metoder basert på beslutningstakeres/ekspertenes preferanser

- **Revealed Preference (RP)**
  - **Indirekte**
    - Implisitt verdsetting
- **Stated Preference (SP)**
  - **Direkte**
    - Delphi - teknikker
  - **Indirekte**
    - Flermåls Beslutningsanalyse (FMBA) **(**Multikriterieanalyse)

Tabell 1 gir en oversikt over metoder for verdsetting av miljøgoder og andre fellesgoder i samfunnet. Våre ferskvannsfiskeressurser (inkl. lakseelvene) har karakter av å være fellesgoder. En må derfor bruke andre metoder enn markedspriser (da disse ikke fullt ut reflekterer den samfunnsøkonomiske verdien, eller det ikke eksisterer markeder for visse aspekter av godet) for å finne den økonomiske nytteverdien av endringer i kvaliteten eller mengden av våre villlaksbestander.

Økonomisk nytteverdi måles som endring i såkalt *Total Samfunnsøkonomisk Verdi (TSV)* av endring i tilgangen på et miljøgode. TSV kan inndeles i to hovedkomponenter, avhengig av hva som motiverer individenes betalingsvillighet. For våre villaksbestander kan denne inndelingen illustreres slik:

1. ***Bruksverdi*** , dvs. den verdi folk setter på fysisk å kunne bruke villaksbestander. Dette kan være *konsumerende* bruk, f.eks som næringsfiske og fritidsfiske, og *ikke-konsumerende* bruk som f.eks. rekreasjonsverdien av å observere/fotografere laks som forserer et fossefall/stryk (”catch and release” –fiske vil også kunne klassifiseres under ikke-konsumerende bruk, fordi laksen ikke konsumeres).
   I denne kategorien kan en også plassere (vanlig) *opsjonsverdi*, dvs. den verdi folk setter på å ha muligheten til å kunne bruke villaksbestandene i framtida (både konsumerende og ikke-konsumerende), selv om de ikke bruker dem nå eller har konkrete planer om det (dvs. en slags forsikringspremie folk er villig til å betale for å være sikret muligheten til framtidig bruk).

2. ***Ikke-bruksverdi***; dvs. den verdi folk setter på å vite at våre villaksbestander eksisterer (eksistensverdien), og at de kan levere denne eksistensen til kommende generasjoner (arve- og bevaringsverdien).

Verdsettingsmetodene i tabell 1 vil således måle *endringer* i TSV av våre villaksbestander, for eksempel som følge av en verneplan som NLV. Ulike metoder måler ulike deler av TSV. I tillegg kommer *kvasi-opsjonverdien*. Det er verdien av å utsette beslutninger som medfører irreversible endringer, (f.eks. utryddelse av arter eller reduksjon i genetisk diversitet ved at f.eks lokale laksestammer utryddes) dersom en da får bedre informasjon som muliggjør bedre beslutninger. Det er altså en premie for å opprettholde valgmuligheter over tid - økonomenes svar på "føre var"-prinsippet om en vil. Kvasiopsjonsverdien er imidlertid ikke en separat verdikomponent, men en korreksjonsfaktor til TSV.

Det går et vesentlig skille mellom metoder basert på individuelle preferanser og eksperters vurderinger i tabell 1. I denne metodepresentasjonen legges hovedvekten på den første typen metode, som er i samsvar med økonomisk velferdsteori og dets praktiske verktøy, NKA. NKA bygger på to hovedprinsipper: i) individuelle preferanser skal telle, og ii) styrken av preferansene er avhengig av inntekten), dvs. basert på prinsippet om berørte individers preferanser uttrykt som deres betalingsvillighet. Det er da også to av metodene basert på individuelle preferanser som har vært mest anvendt for å verdsette laks og ferskvannfisk generelt; Transportkostnads (TK) - metoden og Betinget Verdsetting (Contingent Valuation – CV) metodene (se kapittel 5 og vedlegg 1 for en oversikt over norske studier). Disse metodene søker å finne hva de *berørte* individer (dvs. de individer som får påvirket sin livskvalitet /nytte av endring i tilgang på fellesgodet) er villige til å gi avkall på i inntekt (dvs. maksimal betalingsvillighet – Willingness-To-Pay; WTP) for å få en økning eller unngå en forverring i kvaliteten eller mengden av miljøgodet (her: laksebestandene) og ha samme nytte (dvs. livskvalitet) som uten miljøendringen. (eller hva de minst må akseptere i kompensasjon

(dvs. minimal kompensasjon – Willingness-To-Accept; WTA) for ikke å få en miljøforbedring eller godta en forverring i miljøtilstanden). Mens CV metoden spør individene om deres betalingsvillighet for å få for eksempel en økning i laksebestanden (og derfor er dette en "*uttrykt* preferanse" metode), ser TK-metoden på fiskernes betalingsvillighet for rekreasjonsfiske uttrykt i form av transportkostnadene til fiskeelva (dvs. at fiskerne gjennom sine handlinger i et marked som har sammenheng med miljøgodet, dvs. markedet for transporttjenester, *avslører* sine preferanser for miljøgodet; her: laksebestander som grunnlag for fritidsfiske). TK-metoden vil således kun måle bruksverdien, mens CV-metoden, om den brukes på både brukere og ikke-brukere av villaksbestandene, vil kunnne måle hele endringen i TSV, dvs. både bruks- og ikke-bruksverdien.

En kunne også ha tenkt seg å bruke en annen avslørt preferanse (RP) -metode, nemlig Eiendomspris (HP)-metoden, dersom det var slik at eiendomsprisene reflekterte den ekstra betalingsvillighet folk har for en bolig som ligger ved en god lakseelv kontra en lakseelv av dårligere kvalitet (eller uten laks). Metoden har imidlertid hovedsakelig vært anvendt på sammenhengen mellom eiendomspris og støy fra veitrafikk, fly og jernbane, og det finnes kun få anvendelser på vannkvalitet i elv og innsjøer (se for eksempel Holler et al (2000) som ser hvordan priser på eiendommer langs innsjøer i Maine, USA reflekterte betalingsvillighet for redusert turbiditet, dvs. klarere vann). Så vidt jeg vet finnes det ingen HP-studier av ferskvannsfiskeressurser.

Før vi ser nærmere på disse metodene basert på individuelle preferanser, vil jeg gi en kort oversikt over de mest anvendelige teknikker for verdsetting av nærføringsulemper basert på eksperters preferanser; Flermåls Beslutningsanalyser (FMBA) og Delphi-metoden. I delphi-teknikker blir et utvalg fageksperter spurt *direkte* om deres vekter/verdier for ulike mengder av for eksempel norske laksebestander. Delphi-teknikker kan også anvendes for å få eksperter til å anslå individers preferanser basert på sin kompetanse og kunnskap. I FMBA derimot utledes disse verdiene *indirekte* ved at et utvalg fageksperter, interessegrupperepresentanter eller beslutningstakere blir bedt om å oppgi sine preferanser for ulike prosjektalternativer, for eksempel ulike fiskeforvaltningstiltak med ulike verdier for attributter/karakteristika så som kostnad, effekt på fiskebestander, begrensninger i fiskesesong etc.). Verdien av attributtene endres og beslutningstakerne blir bedt om å velge på nytt. Det er utviklet en rekke dataprogrammer for å presentere valgene og beregne en nyttefunksjon med tilsvarende vekter for de ulike attributter ut fra de valg deltagerne gjør. Når en attributt er pris/kostnad kan disse vektene regnes om til økonomiske verdier for hver enkelt attributt, inklusive verdien av fiskebestandene. For en anvendelse av denne metodikken på effektene av en vannkraftutbygging på bl.a. ferskvannsfiske ressurser, se Wenstøp & Carlsen (1998).

Metoder som bygger på **individers preferanser** kan deles inn i to hovedgrupper; Revealed Preference (RP) og Stated Preference (SP); eller om en vil, henholdsvis: avslørte og uttrykte preferanser. Disse kan igjen deles opp i direkte og indirekte metoder, avhengig av om en direkte får den økonomiske verdien av et gode for eksempel gjennom markedspriser (for næringsfiske etter laks) eller ved å spørre individer om deres betalingsvillighet som i CV metoden. Indirekte metoder er hvor en via andre markeder som har sammenheng med miljøgodet, f.eks eiendomsmarkedet (i HP metoden) og markedet for transportjenester (i TK-metoden), eller ved å ulede individers betalingsvillighet gjennom valg mellom ulike alternativer, hvor miljøgodet inngår som en av flere attributter/karakteristika ved alternativene (jfr. Choice Experiments (CE) metoder; f.eks. Samvalgsanalyser). Mathews & Johnson (1999) gir et eksempel av bruk av CE for å verdsette effekter på villaksbestander av vannkraftutbygging.

I **RP-metodene** går en veien om markeder som har sammenheng med miljøgodet for å estimere miljøgodets verdi. *Transportkostads (TK) - metoden* bruker markedet for transporttjenester til et rekreasjonsområde (for eksempel et vassdrag for fritidsfiske), og sammenhengen mellom hva folk viser de er villig til å betale i transportkostnader og antall besøk i vassdraget, for å anslå rekreasjonsverdien av disse fritidsaktivitetene. *Hedonic Pricing (HP) - metoden* bruker eiendomsmarkedet, og prøver å skille ut den delen av boligprisen som skyldes at folk er villig til å betale ekstra for en bolig i et område med gode villaksbestander. *Kostnader ved forebyggende/avvergende tiltak* for å verne villaksbestandene vil være kostnadene ved å bygge fisketrapper eller øke minstevannføringen i regulerte vassdrag. *Markedspriser* er en direkte RP-metode. Markedspriser kan brukes til å anslå for eksempel betalingsvillighet for leie av et laksevald, og nettoverdien av laks fanget ved næringsfiske/matfiske. *Simulerte markeder* innebærer at en etablerer et marked for miljøgodet og dermed kan undersøke folks *faktiske* betalingsvillighet. *Folkeavstemminger* brukes i enkelte land (for eksempel Sveits og enkelte delstater i USA) for å stemme over offentlige programmer som gir endret tilgang på miljøgoder til en oppgitt pris. Da det som regel stemmes kun over én (eller i beste fall et meget begrenset antall) utforminger av programmet til én bestemt pris, vil en heller ikke her få nok informasjon til å beregne individers *maksimale* betaingsvillighet.

SP-metodene konstruerer derimot et (hypotetisk) marked for miljøgodet gjennom spørreundersøkelser ved å beskrive: i) en endring i miljøgodet (for eksempel økte villaksbestander) og effektene dette har; ii) et program som vil gi denne endringen, og iii) en realistisk betalingsmekanisme (for eksempel en ekstra avgift til et statlig fond for å finansiere vern av villakseelver). Deretter spørres et utvalg av de berørte individer direkte eller indirekte om deres betalingsvillighet i form av denne avgiften for å få den beskevne økningen i villaksbestanden. En stor utfordring her er på beskrive endringen i villaksbestanden på en slik måte at den er mulig å forstå for folk fleste, samtidig som den er faglig korrekt. Den hittil mest brukte SP-metoden er Betinget Verdsetting (Contingent Valuation - CV). Dette er en *direkte* SP metode i den forstand at en spør direkte om folks betalingsvillighet, i motsetning til de *indirekte* SP-metodene, hvor en lar respondentene velge eller rankere alternativer med ulik verdi for ulike karakteristika/attributter (hvorav én attributt er kostnad og en annen er det miljøgode en ser på). Av respondentenes valg kan en utlede betalingsvilligheten (gitt et sett av strenge forutsetninger om folks preferanser). En sentralt spørsmål ved SP-undersøkelser er om folk *faktisk* ville betalt det de sier de (hypotetisk) er villig til å betale. *Simulerte markeder* med faktisk betaling viser godt samsvar for bruksverdier, men for ikke-bruksverdiene, som ofte utgjør en betydelig del av TSV, er usikkerheten større.

Som vist i tabell 1 vil *indirekte* SP metoder omfatte valgeksperimenter (choice experiments) , hvorav mest brukte teknikk er samvalgsanalyse (conjoint analysis); for eksempel ”pairwise comparisons”, dvs. gjentatte valg mellom to alternativer med attributter med skiftende verdier. Disse teknikkene minner mye om FMBA, men anvendes på utvalg av berørte individer i den generelle befolkningen (ikke eksperter eller bestemte interessegrupper). I tillegg kommer Contingent Ranking, hvor respondentene blir bedt om å rangere alternativer istedenfor å velge mellom dem. Hovedforskjellen mellom de direkte og indirekte SP metodene er at mens en i CV undersøkelser spør direkte om respondentens betalingsvillighet for å få/unngå en marginal endring i miljøgodet, må betalingsvilligheten utledes indirekte ved å se på de valg respondentene gjør når miljøgodet (eller karakteristika ved miljøgodet) gjøres tilgjengelig i ulik mengde/kvalitet til varierende pris. Slike valg vil kunne være enklere å foreta for respondenten enn CV studier (spesielt ved åpne BV-spørsmål), men for å beregne

respondentenes maksimale betalingsvillighet i indirekte SP studier ut fra de valg som gjøres, må en ha et sett av strenge forutsetninger (og resultatet fra samme empiriske materiale vil kunne avhenge sterkt av det sett av forutsetninger som brukes). Indirekte SP studier har en fordel framfor CV-studier ved at flere miljø- og helseeffekter i teorien vil kunne verdsettes samtidig. Dersom det er nødvendig å verdsette mange miljø- og helseeffekter samtidig vil en imidlertid måtte redusere beskrivelsen av hver av enkeltkomponentene for å unngå "kognitiv overbelastning" av respondentene. Et annet problem som kan oppstå når respondenter skal velge mellom to eller flere prosjektalternativer som er beskrevet med mange miljø- og helseeffekter, er at de forenkler valgprosedyren, ved f.eks. konsekvent å velge alternativet med lavest pris eller lavest støynivå. Når respondenten forenkler valget ser han/hun helt bort fra nivåene på de andre miljø- og helseeffektene. Dette vil kunne medføre leksikografiske valg, og en vil kunne få "feil" verdier for de enkelte effekter.

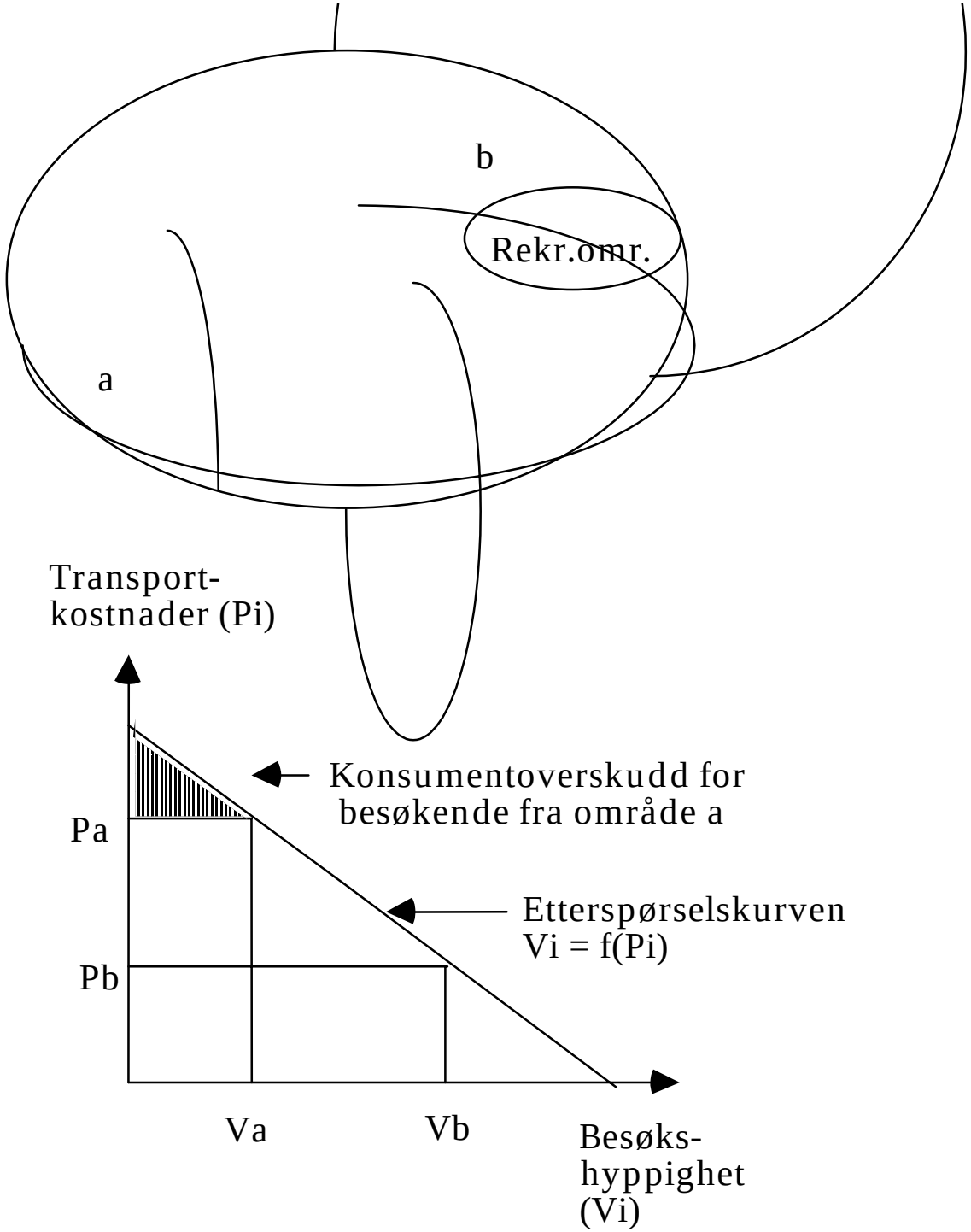
Alle SP metodene er aktuelle for verdsetting av villaksbestander. Av Revealed Preference (RP) metodene er Transportkostnads (TK) - metoden mest aktuell. Bruk av flere av disse uavhengige metodene samtidig på samme miljøgode vil kunne gi sikrere verdsettingsestimater, og vedlegg 1 og 2 viser at TK- og CV-metoder på rekreasjonsverdien av fritidsfiske etter laks gir verdier av samme størrelsesorden.

3.1.1 Transportkostnads (TK) - metoden

Den mest brukte av de indirekte metodene for verdsetting av miljøgoder er Transportkostnads (TK) - metoden. Den tar utgangspunkt i markedet for transporttjenester til et avgrenset rekreasjonsområde. Ved å bruke individenes transportkostnader (inklusive tidskostnader) som et mål for "prisen" folk er villige til å betale for å besøke rekreasjonsområdet og besøkshyppigheten som et mål for mengden de kjøper, kan en v.h.a. regresjonsanalyse estimere en etterspørselskurve for områdets rekreasjonstjenester. Av denne kan en utlede individenes konsumentoverskudd, som er individenes maksimale betalingsvillighet (gitt ved etterspørselskurva) utover det de nå betaler i form av transportkostnader (gitt ved prislinja). Dette er individenes netto velferdsøkning (nettonytte) av å drive rekreasjonsaktiviteten, dvs. rekreasjonsverdien av denne aktiviteten.

Figur 1 illustrerer hvordan en ved enkel TK-modell deler området rundt rekreasjonsområdet inn i soner. La oss som eksempel bruke en lakseelv, og målet er å anslå rekreasjonsverdien av fisket i elva. Ved å gjennomføre en intervju- eller postalundersøkelse av et utvalg av fiskerne kan vi anslå deres transportkostnader (inkl. tidskostnader) til innsjøen, antall fisketurer de foretok til området, antall dager hver tur varte samt en rekke andre variable som påvirker hvor mange ganger fiskerne besøkte denne bestemte elva (f.eks. transportkostnader til en alternativ lakseelv av samme kvalitet, fangst, tidligere erfaring med elva, hvor fornøyd en er med fisket, inntekt og andre sosioøkonomiske variable). En forsøker også å luke ut de besøk til elva som ble foretatt av andre årsaker enn fiske (såkalte flerhensiktsreiser, som vil kunne overestimere besøkshyppigheten og dermed rekreasjonsverdien). Laksefiske er imidlertid en såpass spesialisert aktivitet at flerhensiktsreiser ofte ikke er noe stort problem.[3]

[3] Dersom elva også brukes til andre rekreasjonsaktiviteter f.eks. bading og båturer, må seperate TK-modeller estimeres for disse aktivitetene dersom en ønsker å finne rekreasjonsverdien av alle fritidsaktiviteter i elva. Eventuelt må en estimere modeller for kombinasjoner av aktiviteter som bedrives for ikke å overestimere verdien av hver enkelt aktivitet. Skal en finne "totalverdien" av elva må en i tillegg anslå verdien av f.eks. eventuelt næringsfiske. Denne verdien kan enkelt verdsettes ved å multiplisere oppfisket kvantum med markedspris pr. kg og trekke fra kostnader ved innsatsfaktorene (garn, båt, arbeid etc.). En slik "totalanalyse" av naturressursene i et område er foretatt for Ullensvang Statsalmenning (Hagenstuen & Skogen 1995).



Figur 1. **Transportkostnads (TK) - metoden .**
Rekreasjonsverdien (konsumentoverskuddet) for et individ fra sone a er forskjellen mellom maksimal betalingsvillighet, som er uttrykt ved etterspørselskurva, og det han faktisk betaler uttrykt ved prislinja Pa.

TK-metoden bygger på et sett av strenge forutsetninger, bl.a. at individene må ha identiske preferanser. Jfr, figur 1 innebærer det at hvis et individ fra sone a hadde hatt fått lavere transportkostnader lik de fra sone b, ville han/hun foretatt samme antall besøk som et individ fra sone b gjør i dag. Fordelen med metoden er at den baserer seg på faktisk adferd i et marked som har sammenheng med det miljøgodet en vil måle nytteverdien av. Imidlertid gir metoden kun et anslag for bruksverdien av miljøgodet, og underestimerer således endringer i TSV.

Figur 1 viser at rekreasjonsverdien (konsumentoverskuddet) for en fisker fra nærområdet, sone b, (dvs. arealet over prislinjen Pb og under etterspørselskurven) er mye større enn rekreasjonsverdien til fiskerne som kommer langt borte fra, sone a (dvs. det skraverte arealet). Dette skyldes at fiskerne fra nærområdet har mye mindre transportkostnader, og dermed blir forskjellen mellom maksimal betalingsvillighet (gitt ved etterspørselskurven) og faktiske utgifter større.

Dette skulle tydelig vise at studier som bruker rekreasjonsutøvernes utgifter som et anslag for rekreasjonsverdien vil medføre feilestimering, og i beste fall gi et nedre estimat for rekreasjonsverdien. En slik **utgiftsmetode** sier intet om fiskerens nettonytte av å drive aktiviteten, og vil tillegge lokale utøvere en altfor lav verdi. Ovenfor har vi jo vist at det er nettopp disse lokale utøverne som har den største nettonytten (konsumentoverskuddet/ rekreasjonsverdien) av aktiviteten fordi de har så lave utgifter.[4]

En forutsetning for å kunne bruke TK-metoden er at det er en viss variasjon i transportkostnader og besøkshyppighet (for å kunne estimere etterspørselskurven). Metoden er således ikke egnet til å anslå rekreasjonsverdien av områder som utelukkende brukes av lokalbefolkningen. I slike tilfeller kan imidlertid Betinget Verdsetting (CV) anvendes.

3.1.2. Betinget Verdsetting (Contingent Valuation(CV) –metoden)

CV-metoden er den mest anvendelige av verdsettingsmetodene da den har potensiale til å måle alle deler av TSV, og kan verdsette framtidige miljøendringer. Styrken ved denne metoden, hvor en i spørreundersøkelser spør et utvalg berørte individer om deres maksimale betalingsvillighet for å få en miljøforbedring eller unngå en miljøforverring (eller minimale kompensasjon de er villige til å akseptere for å godta en miljøforverring eller ikke få en miljøforbedring), er at en direkte finner skyggeprisen av miljøgodet i et simulert (hypotetisk) marked (uten å gå veien om markeder for private goder med de sett av forutsetninger som da må gjøres). Svakheten er at en observerer hypotetisk, ikke faktisk, adferd. For en nærmere beskrivelse av metoden og dens potensielle feilkilder henvises det til Mitchell & Carson (1989).

[4] Selv om utgiftsmetoden ikke er anvendelig i en samfunnsøkonomisk beregning av rekreasjonsverdien av et rekreasjonsområde, vil denne metoden gi nyttig informasjon i et lokal- eller regionaløkonomisk regnestykke hvor en tar sikte på å kartlegge primære og sekundære (dvs. ringvirkninger) effekter for lokalsamfunnet/regionen av at de utgifter disse "fisketuristene" har. I et samfunnsøkonomisk regnestykke vil imidlertid slike regionaløkonomiske effekter sjelden medregnes, fordi det forutsetter at de samme ringvirkningene ikke kunne vært skapt andre steder i Norge med mindre bruk av penger enn dette prosjektet (som er tilrettelegging for laksefiske i det området som analyseres), eller at et annet prosjekt ikke kunne skapt større lokaløkonomiske effekter med samme eller mindre ressursinnsats.

CV-metoden kan sies å bestå av de fire følgende hovedtrinn::

1) Beskriv nåværende og framtidig mengde/kvalitet av miljøgodet (dvs. situasjonen *med* og *uten* programmet/planen/tiltaket)
2) Beskriv programmet/planen /tiltaket som vil gi den beskrevne endringen miljøgodet
3) Beskriv en realistisk og rettferdig betalingsmåte
4) Betalingsvillighetsspørsmålet (Åpent vs. Lukket)
   - *Åpent:* Hva er det meste din husstand er villig til å betale pr. år ……
   - *Lukket:* Dersom kostnadene ved denne planen var XX kr pr husstand pr. år (beløpet XX varieres fra person til person og er uavhengig av faktiske kostnader). Er din husstand for eller imot planen?

En av de største utfordringene i forbindelse med verdsetting av miljøendringer ved CV-metoden er å gi en beskrivelse av endringen folk skal oppgi sin betalingsvillighet for, som er både teoretisk og teknisk korrekt, og samtidig er forståelig og realistisk. Dette er spesielt vanskelig for endringer av miljøgoder folk har liten informasjon om, og som de ikke har noe "forhold" til, f.eks. laverestående arter som dyre- og planteplankton. Den feilkilden, som oppstår om folk feiloppfatter ett eller flere aspekter ved miljøendringen og det hypotetiske markedet som konstrueres, benevnes "feilspesifisering av godet" ("commodity/amenity misspecification"). Andre feilkider, som kan betraktes som spesialtilfeller av "ammenity misspecification", inkluderer "mental account bias", "part-whole bias" og "embedding". Generelt kan en si at disse feilkildene er relatert til faren for overestimering når en summerer verdier for enkeltgoder, framkommet i individuelle spørreundersøkelser, for dermed å verdsette en "pakke av goder".

Når CV-studier anvendes kun på rekreasjonsutøvere unngår en mange av de potensielle feilkildene ved CV, ved at godet en spør om betalingsvilligheten for, nemlig opplevelsen ved fiske, jakt, fotturer etc., er klart definert for den enkelte utøver (som spørres etter at aktiviteten er foretatt). En vanlig framgangsmåte er da å spørre om de totale utgifter vedkommende har hatt for å drive f.eks. fiske i et bestemt vassdrag. Deretter stilles det et betalingsvillighetsspørsmål av typen (Navrud 1993 a, b, c):

"Tenk deg at du de nærmeste årene kan drive det samme fisket etter laks og sjøaure i Audna som du gjorde i 1988. Du fisker ile mye, og det er like mye laks/sjøaure som det var i 1988. Den eneste forskjellen er at det koster deg mer å drive fisket.
Hva er det den største økningen i dine årlige utgifter til fisket i Audna, utover dine nåværende utgifter (se tidligere spm.) som du kan akseptere før du vil slutte å fiske i Audna? _____kr"

Ved å spørre om maksimal betalingsvillighet utover dagens utgifter utleder en fiskerens konsumentoverskudd direkte. dette kan så sammenlignes direkte med konsumentoverskuddet som er beregnet v.h.a. Transportkostnadsmetoden. Tabellen i vedlegg 1 viser resultatene fra kombinerte CV og TK-studier av rekreasjonsverdien av vassdrag i Sør-Norge, som er foretatt i forbindelse med nytte-kostnadsanalyser av kalking av vassdrag.

Siden CV metoden ser på hypotetisk, ikke observert adferd, er det også naturlig å spørre, om dette er virkelige penger eller "monopolpenger", dvs. vil folk faktisk betale det de sier de er villige til å betale? Det innebærer at en sammenligner resultatene fra SP undersøkelser med simulerte markeder (direkte RP-teknikk) Navrud (1992a, kapittel 11) gir en oversikt over tidligere studier som har undersøkt om folk faktisk er villig til å betale det de oppgir i CV-undersøkelser, og rapporterer en studie av folks betalingsvillighet (BV) for artsbevaring gjennom frivillig medlemskap i World Wide Fund for Nature (WWF-Norge). Resultatene fra

denne studien og en senere, forbedret tilsvarende studie av betalingsvilligheten hos Oslo-områdets befolkning for å bevare artsmangfoldet i 13 urskogslignende skogområder i Oslomarka (Navrud & Veisten 1997) viser at ca. 40 % av dem som sa seg villig til å betale i CV-studien, faktisk betalte det beløpet de oppga. Disse resultatene viser at ikke-bruksverdiene er reelle, og at faktisk BV vil kunne være noe mindre enn BV funnet v.h.a. verdsettingsmetodene. Navrud & Veisten op. cit brukte imidlertid frivillig donasjon til et fond som betalingsmekanisme i CV-studien, da dette var den faktiske betalingsmåten (jfr. WWFs "Skogfond" hvor innsamlede midler gikk til dette formålet). Imidlertid er en slik betalingsmekanisme ikke incentivkompatibel (i motsetning til å si ja/nei til en kostnad av et statlig program som alle *må* betale om flertallet sier "ja" til programmet), men vil gi en overestimering av den "sanne" BV. Faktisk frivillig donasjon vil derimot kunne underestimere den "sanne" BV for den beskevne endringen i miljøgodet. Derfor kan faktisk og hypotetisk donasjon i Navrud & Veisten (1997) brukes til å lage et intervall for "sann" BV .

Generelt synes det som om gyldigheten av de estimerte bruksverdier er stor, og det er også grunn til å være optimistisk m.h.t. CV metodens evne til å gi gyldige anslag for ikke-bruksverdiene. Dette betinger imidlertid at CV metoden er "riktig" brukt. Metoden er lett å bruke, og dermed også lett å *mis*bruke. Mitchell & Carson´s (1989) sjekkliste for å evaluere gjennomførte studier gir gode råd for utforming av CV-undersøkelser. De påpeker imidlertid at en liste over kriterier for å konstruere en god CV-studie kan medføre en overvurdering av tilliten til studiene som tilfredsstiller disse kriteriene, da metoden ennå ikke har nådd rutineanvendelses-fasen (men bør kombineres med metodiske tester).

Som en følge av uenigheten omkring CV metodens gyldighet for å anslå erstatningskrav etter forurensningsskader, som kom i kjølvannet av den store forskningsaktiviteten etter Exxon Valdez -ulykken i Alaska, ble det i 1992 nedsatt et ekspertpanel for å evaluere CV metoden. Konklusjon fra deres rapport (Arrow et. al. 1993) var, jfr. oversendelsesbrevet :

"The Panel concludes that CV studies can produce estimates reliable enough to be the starting point for a judicial or administrative determination of natural resource damage - including passive-use value (dvs. ikke-bruksverdi - Min anmerkning). To be acceptable for this purpose, though, such studies should adhere closely to the guidelines described in the report. It is not necessary that every injunction be completely obeyed; however, the more closely the guidelines are followed, the more reliable the result. A CV study that is carefully constructed, administered and analyzed will contain information that judges, juries and decisionmakers will wish to use, in combination with other evidence, including the testimony of expert witnesses."

Dette innebærer en anerkjennelse av å bruke CV metoden til å måle ikke-bruksverdier både til bruk i nytte-kostnadsanalyser og som utgangspunkt for å fastsette erstatningskrav etter forurensningsskader (såkalte Natural Resource Damage Assessment - NRDA). Rapporten lister opp en rekke krav som CV-studier må tilfredsstille for å være av akseptabel kvalitet, men det framheves at det fortsatt er rom for videre utvikling av metoden. Denne listen vil i hovedsak bli anvendt for å vurdere kvaliteten av de CV-studier som danner basis for verdsettingsmodellen i denne studien.

Hovedpunkter fra NOAA-panelets kriterier for CV-studier brukt for å fastsette erstatningskrav etter forurensningsulykker.

- En bør generelt velge metoder som gir konservative (lave) estimater.
- Det bør spørres om betalingsvillighet, ikke kompensasjonskrav.
- Spørsmålet bør stilles som om intervjuobjektet skulle avgi en stemme (ja/nei-svar).

- Scenariet må beskrives nøyaktig.
- Hvis fotografier skal brukes, må det understrekes på forhånd hvordan disse påvirker intervjuobjekter.
- Intervjuobjektene må minnes på eksistensen av sammenliknbare, alternative miljøgoder.
- Verdsetting av en skade må skje såvidt lenge etter skadetidspunktet at det er rimelig for intervjuobjektene å tro på at skaden kan repareres.
- Ulike utvalg bør spørres med noe avstand i tid, for å teste for eventuelle tidstrender.
- Det bør eksplisitt tillates at intervjuobjektet avstår fra å svare, dvs. en «avholdende»-opsjon. Dersom intervjuobjektet velger dette, bør han spørres hvorfor.
- Oppfølgingsspørsmål bør gis etter ja- og nei- svar: «Hvorfor svarte du ja (ev. nei)?»
- Det bør også spørres om f.eks. inntekt, tidligere kjennskap til området som skal verdsettes, etc.
- Undersøkelsen må ikke bli så komplisert eller omfattende at den stiller for store krav til intervjuobjektene.
- Intervjuobjektene må minnes på at en positiv betalingsvillighet vil redusere det beløpet de kan bruke på andre ting.
- Undersøkelsen bør utformes med tanke på å minimere «kjøp av god samvittighet» og synspunkter som at «det er storkapitalens skyld, så de bør betale, ikke jeg».
- Det må skilles mellom midlertidige og permanente skader.
- En må påse at intervjuobjektene forstår at skader kan bli borte over tid.

NOAA-panelet pekte også på at en undersøkelse neppe gav pålitelige svar dersom den viste at intervjuobjektene ikke var villige til å betale mer for å forhindre mer omfattende ulykker eller skader, dvs. ikke passerte en såkalt ”scope-test”.

Kilde: NOU 1997:27 (oversatt fra Arrow et.al 1993)

3.2 Metoder for overføring av nytteverdier (Benefit Transfer)

Dersom det foreligger en eller flere verdsettingsstudier for et endepunkt av en dose-responsfunksjon i en skadefunksjonstilnærming (se kapittel 4.1) er spørsmålet om dette estimatet kan overføres fra stedet studien ble foretatt (dvs. studiestedet - "study site") til det stedet hvor en ønsker å foreta en NKA (dvs. analysestedet - "policy site"). Denne overføringen av verdsettingsestimater benevnes "benefit transfer" (dvs. nytte-overføring), men kan selvsagt også gjelde overføring av skade (”damage”) estimater.

Slik overføring av verdsettingsestimater fra et geografisk område til en annen medfører selvsagt økt usikkerhet da tidligere verdsettingsstudier er gjennomført av en endring i samme type miljøgode men med ulike karakteristika, ulike endring av miljøgodets kvalitet/mengde, ulik tigjengelighet av substitutter, og i en annen beslutningssammenheng (context). I tillegg kan den berørte befolkningen på studie- og analysestedet ha ulike karakteristika (for eksempel inntekt, utdanning, holdning til miljøvern) som vil kunne medføre ulik verdsetting av samme miljøendring. Denne usikkerheten kommer i tillegg til usikkerheten som ligger i selve

verdsettingsmetodene, og de andre trinnene i skadefunksjonen, se figur 2. Årsaken til at en likevel vurderer overføring framfor å gjøre en ny verdsettingsstudie av de konkrete miljøeffektene på analysestedet, er at overføring er både raskere og billigere enn en å gjennomføre en ny verdsettingsstudie.

Spørsmålet er så om de reduserte kostnadene er verdt den økte usikkerheten. En kan da bruke beslutningsteori for å sammenligne de innsparte kostnadene ved overføring med kostnaden av å ta feil beslutning dersom en bruker overføringsestimatet. Ofte vil imidlertid tid være en mer begrensende faktor enn kostnad, og da kan overføring være eneste alternativ når en bruker skadefunksjonsmetoden. Det vil da være viktig å gjennomføre høykvalitets verdsettingsstudier, som er utformet med tanke på bruk i overføring, av alle aktuelle miljøgoder og helseeffekter. Disse studiene bør så samles og gjøres tilgjengelig i en database.

Det finnes tre hovedtyper av overføringsteknikker (Benefit Transfer (BT) – teknikker):

i) ***Direkte overføring,*** *dvs.* overføring av estimater for gjennomsnittlig betalingsvillighet (eller priselastisiteter (for eksempel fra en TK eller CV studie) for et bestemt miljøgode fra studiestedet (study site) til stedet for analysen (policy site), enten *uten* korrigering eller *med* korrigeringer. Det kan korrigeres for forskjeller mellom disse to stedene i form av for eksempel inntektsforskjeller mellom berørte befolkninger eller ekspertanslag for andre forskjeller mellom studiested og analysested. En tilstreber å finne et studiested som i størst mulig grad ligner analysestedet, men en kan også basere overføringen på en ekspertvurdering av flere originale verdsettingsstudier.

ii) ***Betalingsvillighetsfunksjons-overføring,*** dvs. at en estimerer betalingsvillighet for en eller flere definerte endringer i miljøgodet som en funksjon av karakteristika for den berørte befolkning og substitutter til miljøgodet på studiestedet, og deretter setter inn nye verdier fra analysestedet for disse forklaringsvariablene (og antar at regresjonskoeffisientene er de samme) for dermed å kunne estimere betalingsvilligheten på analysestedet ut fra funksjonen. Dette betinger at miljøendringen som verdsettes på studiestedet er sammenlignbar med endringen som skal verdsettes på analysestedet (og at analyse- og studiestedet er relativt like m.h.p. også de andre forklaringsvariablene), og at de berørte individer på disse to steder har identiske preferanser (siden samme regresjonskoeffisienter brukes). En tilstreber å finne et studiested som i størst mulig grad ligner analysestedet.

iii) ***Meta analyse,*** dvs. statistisk analyse av tidligere verdsettingsstudier på et bestemt miljøgode for å se hvordan betalingsvilligheten endres med ulike endringer av miljøgodet, ulike karakteristika av miljøgodet, og karakteristika ved den berørte befolkningen. I en meta analyse er hver studie én observasjon. Derfor vil en ha problemer med å gjennomføre en meta analyse av et miljøgode som det er foretatt få studier av (p.g.a lite antall frihetsgrader i regresjonsanalysen). En kan også bruke flere observasjoner fra samme studie (f.eks. verdsettingsestimater fra åpne og lukkede betalingsvillighetsspørsmål og ulike betalingsmåter og scenarier i en CV-studie), men da må en ta hensyn til at data fra samme studie vil være korrelerte (og en må lempe på den forenklende, strenge forutsetningen om uavhengige observasjoner). Sturtevant et al (1995) og Aasly (1996) er eksempler på meta-analyser av henholdsvis amerikanske og norske verdsettingsstudier av ferskvannsfiskebestander. Aasly så imidlertid primært på ørrettelver, som i gjennomsnitt verdsettes lavere enn laks- og sjøaureelver (se også vedlegg 2), og erdefor ikke særlig anvendelig for vår benefit transfer eksersis. Overføring av tall fra andre land, USA, kan være beheftet med så stor usikkerhet

p.g.a blant annet institusjonelle og kulturelle forskjeller mellom land, at det anbefales sterkt heller å utnytte de relevante norske verdsettingsstudier en har.

Det er gjennomført relativt få studier som tester **validiteten av overførings-teknikkene,** og det er et klart behov for flere studier på dette området, som så kan brukes til å utvikle en protokoll for gjennomføring av overføring (på samme måte som Arrow et al. 1993 er blitt en slik protokoll for CV-studier). Bergland, Magnussen & Navrud (1995) og Downing & Ozuno (1996) fant imidlertid ved sammenligning av overførte verdier med originale CV studier for henholdsvis vannkvalitet i norske innsjøer og fritidsfiske i saltvann Texas, at både direkte overføring og betalingsvillighets-funksjoner gir signifikant forskjellige estimater (på 5 % nivå) sammenlignet med estimat fra den originale CV-studien. Imidlertid var forskjellen mellom estimatet på gjennomsnittlig betalingsvillighet fra direkte overføring og original CV-studie kun ± 20-30 %. Disse resultatene gjelder overføring innen et begrenset geografisk område, og innen ett land.

Usikkerheten i overføring av verdsettingsestimater fra ett land til et annet kan være betydelig større. Den første validitetsstudien av overføring av verdsettingsestimater *mellom* land ga imidlertid relativt oppløftende resultater. Ready et al. (1999) gjennomførte samme CV studie av seks sykdomsepisoder (hvorav fem var luftveislidelser som utgjør endepunkter i eksponerings-responsfunksjoner) samtidig i fem europeiske land (Norge, England, Spaina, Portugal og Nederland). Ready et al fant at overføringsfeilen ved å overføre estimatet for gjennomsnittlig betalingsvillighet for hver av sykdomsepisodene fra de andre fire landene samlet til et femte "policy-land", sammenlignet med resultatene fra CV -studien i policy-landet var ± 37-39 % avhengig av benefit transfer-metoden brukt (lavest feil for direkte overføring med justering for inntekstforskjeller mellom land (37.1 %), deretter direkte overføring uten slik justering (37.7 %) og høyest for betalingvillighetsfunksjonsverføring (39.2 %). Noe av denne overføringsfeilen skyldes at det også er usikkerhet i CV-studien i ”policy”-landet. Ved hjelp av Monte Carlo simulering ble det generert 1000 parvise estimater av hver sykdomsepisode for hvert land, for på den måten å simulere hva som ville skje om samme undersøkelse ble foretatt to ganger i samme land. Denne usikkerheten ble simulert ved en Monte Carlo simulering hvor det ble trukket tilfeldige observasjoner fra det eksisterende materialet for å simulere forskjellen i estimatene en ville få av å gjennomføre to CV-studier i samme land. I gjennomsnitt avvek disse to estimatene med ± 16 %. Overføringsfeilen på 37-39 % må ses i forhold til denne tilfeldige utvalgsfeilen. Om disse resultatene for validitet for overføring av verdsettingsestimater mellom land også er gyldig for mer diffuse goder enn egen helse, for eksempel villaksbestander gjenstår å se. Foreløpige resulater fra Kristofersson & Navrud (2001) kan tyde på at det er liten overføringsfeil for ikke-bruksverdier for bevaring av ferskvannfiskbestander mellom land, men overføringfeilen kan bli mye større for bruksverdi, spesielt om en har ulike institusjonelle forhold og ulikt prisnivå for fiske i ulikeland (som for eksempel forskjellen mellom Island og Norge, mens overføringsfeilen blir mindre mellom Sverige og Norge som synes å ha en mye likere fiskeforvaltningsstruktur og prisnå for rekreasjonsfiske. Flere studier er imidlertid påkrevet før endelige slutninger kan tas på dette området. Likeledes gjelder det utvikling av bedre tilpassede statistiske tester for validitet av benefit transfer.

En usikkerhet på ± 20-40 % ved overføring av nytte-estimaterbør være akseptabel i en NKA - sammenheng, da enkelte kostnadskomponenter vil kunne ha samme grad av usikkerhet. Flere validitetsstudier, både innen og mellom land er imidlertid påkrevet før en kan generalisere resultatene fra disse studiene, men resultatene er relativt oppløftende m.h.p. overføring til bruk i NKA. Spørsmålet er så hvor stor overføringsfeil en vil finne for om en gjør slike

studier for villaksbestander, og hvor stor feil en kan akseptere i denne NKA av NLV. Dette vil være avhengig av forskjellen mellom estimatet for nåverdien for nytteverdier og nåverdien for kostnadene. Dersom disse ligger nær hverandre vil det måtte stilles større krav til sikkerheten i nytteestimatet (og kostnadsestimatet) da faren for å ta en feil beslutning (dvs. enten gjennomføre et prosjekt som ikke er lønnsomt eller ikke gjennomføre et prosjekt som er lønnsomt) da er større enn om for eksempel nytteestimatet er klart større enn kostnadene.

4. Modell for beregning av samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV

4.1. Skadefunksjonsmetoden

Verdsettingsmetodene kan ses på som siste steg i en såkalt *skadefunksjonstilnærming* (se figur 2). Skadefunksjonsmetoden (Damage Function Approach) kan sies å ha fire steg:

i) Kartlegging av utslipp/påvirkninger av prosjektet
(ii) Beregne spredningen av utslippet og endrede konsentrasjoner (v.h.a. spredningsmodeller, men også ekspertvurderinger)
(iii) Beregne effekten av endrede konsentrasjoner av en utslippskomponent (v.h.a. dose-responsfuksjoner for miljøeffekter og dose-eksponeringsfunksjoner for helseeffekter)
(iv) Verdsette effektene og beregne aggregert miljøskade (v.h.a. en oversikt over direkte og indrekte Stated Preference (SP) og Revealed Preference (RP) studier av de aktuelle effekter, benefit transfer-teknikker, samt aggregere over antall berørte mennesker for hver effekt, og aggregere over alle effekter)

UTSLIPP ---> Spredningsmodell ----> ENDREDE KONSENTRASJONER

---> Dose/Eksponering-respons funksjoner ---> MILJØ- OG HELSEEFFEKTER

---> Ny (original) verdsettingsstudie *eller* Overføring av estimat fra tidligere verdsettingsstudie (basert tigjengelige verdsettingsstudier og Benefit Transfer (BT) -teknikker)

-----> SAMFUNNSØKONOMISK SKADE / NYTTE

Figur 2. Skadefunksjonsmetoden. Metoder/modellverktøy er angitt med små bokstaver. Input/Output av modellene er angitt med store bokstaver.

Denne skadefunksjonstilnærmingen kan også brukes om prosjektet er en verneplan for NLV. Merk at det er de kartlagte *fysiske effektene* av denne planen på våre villakseressurser (målt som endringer i fiskebestanden, og/eller fiskeaktivitet målt som antall fiskere og totalt antall fiskedager) som danner grunnlaget for å beregne den økonomiske nytteverdien, og at denne naturvitenskaplige usikkerheten vil gjenspeile seg i nytteverdien. Da det som regel er usikkerhet i både metodikk og resultatene i alle ledd av en skadefunksjonstilnærming, vil usikkerheten bli større desto "lenger ned" i figuren en kommer. I en ny verdsettingsundersøkelse vil den naturvitenskaplige beskrivelsen av effektene av et prosjekt inngå i utformingen av selve verdsettings-undersøkelsen (se spesielt beskrivelsen av Stated Preference (SP) - metoder, som Contingent Valuation (CV), kapittel 3.1.2.). Effektene i form av økt villaksebestander kan så verdsettes direkte av et utvalg av de individer som berøres av effektene av prosjektet. Ved verdsetting gjennom BT-teknikker må en gjøre ytterligere detaljerte antagelser om både fysiske effekter og overførbarhet av verdianslag, som begge deler øker usikkerheten av verdianslagene ved BT-teknikker, sammenlignet med en ny verdsettingsstudie.

En slik modell er i to tidligere studier blitt anvendt for å beregne den samfunnsøkonomiske nytteverdien i form av økte ferskvannfiskebestander i Norge av internasjonale avtaler for reduserte utslipp av svoveldioksid til luft; se Navrud (1989) og (1997a / 2001b). I begge disse studiene ble det gjennomført nye verdsettingsstudier i form av landsomfattende Contingent Valuation (CV) – studier av en beskrevet, forventet økning i fiskebestander i vann og elver som ga levedyktige bestander av bl.a. ørret, laks og sjøørret som følge av redusert pH i vann (forårsaket av redusert nedfall av svoveldioksid, som igjen skyldes spredning av reduserte utslipp av svoveldioksid). I dette tilfellet har en data for forventet effekt på fiskebestander av prosjektet (som her er den internasjonale avtalen for utslippsreduksjoner) beregnet ut fra reduserte utslipp av svoveldioksid til luft, gode atmosfæriske spredningsmodeller, gode dose-responsmodeller både for effekter av redusert nedfall av svovel på vannkvalitet samt effekt av bedret vannkvalitet (redusert pH) på ferskvannsfisk.

For noen typer prosjekter, kan en gå direkte fra skadefunksjonsmetodens steg (i) til steg (iv), da effekten er direkte (og i stor grad) vil være gitt ved påvirkningen. Dette synes å være tilfelle for verneplanen for NLV. På samme måte som det er viktig at endepunktene i dose-responsfunksjonene fra steg iii) er identiske med startpunktet for verdsetting i steg (iv) (eller det finnes en kjent sammenheng mellom dem) er det viktig at direkte effekter i steg (i) er presentert på samme måte/enhet som de verdsettes på i steg (iv). For et system med NLV vil effekten være økte villaksebestander, som verdsettes av både de som er kommersielle fiskere, fritidsfiskere og ikke-fiskere. Relevante enheter for måling av økonomisk verdi for disse tre interessegruppene er ulike; henholdsvis kg laks fangskvantum pr. år; antall fiskere og/ellller antall fiskedager pr. år (og opplevelses/rekreasjonsverdien pr fiskedag); og endring i fiskebestanden/antall elver som har levedyktige laksebestander. For å måle samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV må en kunne anslå nivået av disse tre faktorene *med* og *uten* prosjektet, som her er NLV. Det knytter seg betydelig usikkerhet til å måle disse faktorene, både med og uten NLV, da eksterne faktorer som hvor godt en lykkes med bekjempingen av G. Salaris og forsurningsproblemer, vil påvirke utviklingen uten NLV, og dermed den relative fysiske effekten av NLV. (Det hjelper lite å verne et vassdrag dersom G.Salaris eller sur nedbør gjør det umulig på bevare laksebestanden).

En mulig måleenhet for nytteverdien av NLV for den generelle befolkning, dvs. både fritidsfiskere og ikke-fiskere, er å bruke betalingsvillighet (dvs. både bruks- og ikke-bruksverdi) for den fysiske effekten av NLV, som forutsettes å være bevaring av laksebestandene i de 50 vassdrag som inngår i NLV (og at bestandene ellers ville blitt redusert og stått i fare for å bli utryddet). Dette kan presenteres som et scenario i en CV-studie av den generelle befolkningen. Dersom en så skal bruke det framkone nytteestimat i en NKA av NLV, bør en på kostnadssiden, i tillegg til direkte kostnader av å opprette NLV og kostnadene for vannkraft – og poppdrettsbransjen, ta med kostnader av tiltak som er nødvendig for å unngå effektene av disse eksterne faktorene (da disse tiltak er nødvendig for å få den beskrevne effekten i CV scenarioet). Dette er en forenklet framgangsmåte, men samtidig behøver en da ikke å foreta alle de forutsetninger Mørkved & Krokan (2000) gjør om: prosentvis økning i antall fiskedager og økning i rekreasjonsverdi pr. fiskedag som følge av NLV, klassifisering av vassdrag m.h.p. rekreasjonsverdi pr. fiskedag (basert på totalt antall fiskedager), antagelse om at ikke-bruksverdi er like stor som bruksverdi Alle disse forutsetningene er meget usikre og gir aggregert stor usikkerhet, samtidig som analysen blir lite transparent.

4.2. Alternative Benefit Transfer-modeller

Det peker seg ut ***to hovedframgangsmåter*** for å bruke benefit transfer-teknikker til å verdsette samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV (gitt de verdsettingsstudier som er tilgjengelig; se tabell 2, samt vedlegg 1 og 2, og oversikt i Mørkved & Krokan (2000)).

Alternativ 1: Skadefunksjonstilnærming med utgangspunkt i bruksverdi med en rekke forutsetninger ut fra bruk av en detaljert skadefunksjonstilnærming med mange trinn.

Alternativ 2: Skadefunksjonstilnærming med utgangspunkt i estimater for TEV (både bruksverdi og ikke-bruksverdi) med eventuelle justeringer, basert på et fåtall av forutsetninger og få trinn i skadefunksjonstilnærmingen.

Begge alternativene, slik de her er beskrevet, gjør bruk av benefit transfer-teknikken "direkte overføring" av gjennomsnittsestimater, både med og uten korrigeringer basert på informasjon om bakgrunnsvariable som varierer mellom studiestedet (der verdsettingsstudien ble foretatt) og "policy site", som her er verneplan for NLV.

Alternativ 1 kan sies å være en detaljert skadefunksjonstilnærming (jfr. figur 1), som består av følgende skritt: i) anslår effekten på økningen i laksebestanden som følge av LV i de 50 vassdrag, ii) anslår effekten av dette på rekreasjonsfiske i form av forventet økning i antall fiskedager (for eksempel basert på historiske data om fiskeaktivitet ved større laksebestander), samt effekten på næringsfiske/matfiske der dette er aktuelt (som så verdsettes ved å multiplisere økt fangst med nettoinntekt pr. kg (dvs. salgspris minus marginale kostnader ved fisket), iii) finner en verdi pr. fiskedag i de enkelte vassdrag basert på tidligere verdsettingsstudier (spesielt Travel Cost (TC) og Contingent Valuation (CV) – studier) og bruk av benefit transfer – teknikker, iv) vurderer om rekreasjonsverdien pr. fiskedag reduseres (p.g.a. "crowding" effekter som følge av flere fiskere i vassdraget), øker (p.g.a. større fangstsannsynlighet ved større bestand og generelt bedre kvalitet på fisket) eller er konstant (om de to effektene foran oppveier hverandre og/eller disse effektene er så små at det gir en ignorerbar effekt på rekreasjonsverdien pr. fiskedag)., v) multipliserer økning i antall fiskedager med rekreasjonsverdi pr. fiskedag for de enkelte elver og summerer for å få økt bruksverdi av laks ved NLV, og til slutt : vi) antar at ikke-bruksverdien er et visst antall ganger større enn bruksverdien (basert på erfaringer fra tidligere undersøkelser), og kalkulerer så total økonomisk verdi (bruks- og ikke-bruksverdi) som da er et mål på samfunnsøkonomisk nytteverdi av NLV.

Alternativ 2 består i å bruke estimater fra CV-undersøkelser som estimerer både bruks- og ikke-bruksverdi av endringer i laksebestander og/eller bestander av ferskvannsfiskearter (inklusive atlantisk laks) i hele eller deler av Norge og Norden.

Fordelen med den første framgangsmåten er at den baserer seg på bruksverdi-anslag (rekreasjonsverdianslag) som kan sjekkes opp mot fiskernes faktiske betalingsvillighet i markedet for fisket, og således antas å være mer pålitelig enn ikke-bruksverdier. Ulempen er at en må foreta en rekke usikre forutsetninger om bl.a. effekten av NLV på fiskebestander og totalt antall fiskebestander i hver av de 50 vassdragene, eventuell endring i rekreasjonsverdi pr. fiskedag, og ikke minst forholdet mellom bruks- og ikke-bruksverdi. Alle disse forutsetningene vil bygge på et lite eller manglende datagrunnlag, og totaleffekten av usikkerheten i denne rekken av forutsetninger blir da meget stor og uforutsigbar.

Tidligere benefit transfer-studier basert på anslåtte endringer i antall aktivitetsdager for fritidsaktiviteter (og endring i verdi pr. aktivitetsdag), som senere er blitt fulgt opp med en ny verdsettingsundersøkelse, viser at en grovt underestimerer endringen i både bruksverdi som følge av prosjektet. Navrud (1994) sammenligner en BT-studie av effekter av en vannkraftutbygging på ulike fritidsaktiviteter inklusive fritidsfiske (anslått av fageksperter i samband med konsekvensutredningen av utbyggingen) med tilsvarende verdi utledet fra en senere Contingent Valuation – studie, og fant at BT-studien ga et estimat i form av samfunnsøkonomisk kostnad av reduserte fritidsaktiviteter (dvs. redusert bruksverdi) som følge av utbyggingen lik kun 14-28 %. Navrud (1985) brukte samme framgangsmåte som Mørkved & Krokan (2000, modell 1) for å beregne samfunnsøkonomisk nytte av økte ferskvannsfiskebestander som følge av en 30 % reduksjon i svovelnedfallet (dvs. beregning av økt bruksverdi ved å anta økte antall fiskedager multiplisert med en konstant rekreasjonsverdi pr. fiskedag, og deretter multipliserer bruksverdien med faktor 2 for å fange opp økt ikke-bruksverdi, og få økningen i TSV. Dette estimatet viste seg å være i størrelsesorden 10% av den verdien som framkom da det ble gjennomført en ny verdsettingsstudie av dette prosjektet (Navrud 1989). Disse eksemplene skulle tydelig vise at den forenklede metodikken som er presentert over langt er å foretrekke når en skal beregne total samfunnsøkonomisk verdi

Likeledes viser etterberegninger Navrud (2001c) gjorde på Mørkved & Krokan (2000)´s estimater basert på alternativ 1 at dette mest sannsynlig er tale om et grovt underestimat. DE anslår nåverdien av nytteverdien av NLV til 5 milliarder kr. Med uendelig tidshorisont og deres forutsetning om 7 % diskonteringsrente (som de brukte som basis) tilsvarer det en årlig betalingsvillighet (i all framtid), bruks- og ikke-bruksverdi, i størrelsesorden 175 kr pr. husstand pr. år. Dette er vesentlig lavere enn resultatene fra landsomfattende verdsettingsstudier av andre nasjonale tiltak for å restaurere reduserte og tapte fiskebestander, se tabell 2. Navrud (2001c) påpeker en rekke svakheter og usikkerhet ved Mørkved & Krokans (2000)´s anvendelse av alternativ 1 – framgangsmåten.. Selv om en forbedret både anslagene for rekreasjonsverdi pr. fiskedag ved å bruke de beste modellene (framfor midtpunkter i intervaller av typen presentert i vedlegg 2, slik Mørkved & Krokan op cit gjorde), vil en likevel måtte foreta en rekke meget usikre forutsetninger som vi i mange tilfeller vet ikke vil holde i praksis. De fleste forutsetninger Mørkved & Krokan brukte ledet til klare underestimater, og det vil ikke være vanskelig å vise hvordan en kan øke estimatet vesentlig for eksempel ved å anta et annet forhold mellom bruksverdi og ikke-bruksverdi enn 1:1 forholdet Mørkved & Krokan (2000) brukte. Nyttevirkingen av NLV vil derfor her bli estimert ved hjelp av framgangsmåten, alternativ 2. For å anvende denne vil vi i kapittel 5 presentere en oversikt over norske CV studier av endringer i norske ferskvannfiskebestander. Kapittel 6 vil så anvende framgangsmåte alternativ 2 på disse studiene.

5. Eksisterende verdsettingsstudier og resultater fra Benefit Transfer modellen

5.1. Beregning av årlig nytteverdi av NLV

Den framgangsmåten som vil gi det sikreste estimatet på den samfunnsøkonomiske nytteverdien av planen for Nasjonale Laksevassdrag (NLV) ville selvsagt være å gjennomføre en Contingent Valuation (CV) studie av et representativt utvalg av norske husstander (De to framgangsmåtene i kapittel 4 baserer seg jo på at ingen ny CV studie av NLV kan gjøres, men at nytteverdivurderingen baseres på overføring av verdsettingsestimater fra tidligere studier). En slik CV studie ville da bestå av en beskrivelse (som må være faglig korrekt og samtidig forståelig for respondentene) av tilstanden for lakseressursene i disse 50 vassdrag (og 9 fjorder og kystområder) med og uten NLV, deretter en beskrivelse av NLV (og tiltak som må til for at NLV skal få "full effekt"), beskrivelse av en realistisk og rettferdig betalingsmekanisme, og så spørre om husstandenes betalingsvillighet (enten som et åpent spørsmål, eller som et lukket spørsmål dvs. de bes om støtte/ikke støtte planen ved en på forhånd oppgitt kostnad som varieres mellom respondentene). En slik CV studie foreligger ikke, men det er blitt gjennomført en mindre CV-studie, som ville kunne vært en pilotundersøkelse for en slik landsomfattende CV-studie. Denne studien ble gjennomført som en semesteroppgave under min veiledning (Bjerke, Eriksen, Dmitriev & Andersen 2000[5]).

Våren 2000 ble således et tilfeldig utvalg på 50 husstander i Oslo og Ski kommuner intervjuet personlig av disse fire studentene, med et spørreskjema som er designet etter gjeldende retningslinjer for CV – studier (Arrow et al 1993), og som viste seg å fungere bra i praksis. Scenario - beskrivelsen og de påfølgende betalingsvillighetsspørsmål var som følger:

Villaksen er blant annet truet på grunn av innblanding av oppdrettslaks, kraftutbygging og andre tekniske inngrep. Myndighetene vurderer nå et forslag om verneplan for villaks. Hvis planen iverksettes betyr det at 50 vassdrag og fjorder vil bli vernet mot oppdrettsfiske og andre tekniske inngrep. Det vil også bli forbud mot laksefiske.

VIS KART

(Min merknad: Dette var Figur 9.1 i NOU 1999:9 som viser de foreslåtte 50 nasjonale laksevassdrag). I tillegg inntegnet nasjonale laksefjorder: Øst for Kinnarodden, Porsangerfjorden, Altafjorden, Namsosfjorden, Trondheimsfjorden, Nordfjorden, Sognefjorden, Jærkysten og Øst for Jomfruland)

Markerte områder på kartet viser hvilke vassdrag og fjordområder som er foreslått tatt inn i verneplanen. Hvis verneplanen blir realisert kan man ikke få utnyttet det eksisterende potensialet for elektrisk produksjon i disse vassdragene, og for fiskeoppdrett i fjordene.
Dersom verneplanen ikke blir realisert vil vi få utnyttet dette kraftpotensialet, og etablering av oppdrettsanlegg for laks, men det vil være fare for at den Nord-atlantiske villaksen kan bli totalt utryddet.

---

[5] Bjerke et al (2000) har også forsøkt å beregne de samfunnsøkonomiske kostnadene ved NLV ved å se på verdien av tapte fiskeoppdrettskonsesjoner, anslått til 500 mill kr i nåverdi (50 konsesjoner á 10 millioner kr i markedsverdi) , samt verdien av tapt kraftproduksjon estimert til 1.011 – 2.908 millioner kr (Nåverdi (7 % rente) for en tiårsperiode med årlig tap hhv. 144,3 mill og 414.3 mill kr for framtidig strømpris lik hhv. 0.18 og 0.25 kr/kWh jfr. "Steady State" og "Green Brain Power" - scenariene i Energimeldingen (NOU 1998:11). Samlet vil dette tilsi en samfunnsøkonomisk kostnad lik 1,5 -3.4 milliarder kr; som nåverdi over en tiårsperiode (med 7 % diskonteringsrente). Med 2 millioner husstander i Norge, betyr dette at hver norsk husstand i gjennomsnitt må være villig til å betale mer enn 750 – 1.700 som en engangssum for at et system med NLV skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt (forutsatt at kostnadsestimatet er "riktig"). Denne form for implisitt verdsetting kan, til tross for usikkerheten i kostnadsestimatet være nyttig som en pekepinn på i hvilken størrelsesorden nytteverdien må ligge for at systemet med NLV er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

(Min merknad: Halvparten av respondentene skulle så få følgende tilleggsinformasjon, som ble gitt for å teste om villigheten til å støtte NLV var større om denne internasjonale forpliktelsen ble presisert. I praksis ble imidlertid denne tilleggsinformasjonen lest opp for de fleste respondentene (Dmitriev pers. med 2001))

Norge har en stor andel av den nordatlantiske villaksebestanden i sine fjorder og elver. Norge har også forpliktet seg til å følge opp sine internasjonale forpliktelser.

(Min merknad: Fortsettelse alle respondenter)
Verneplanen for laks koster penger. Staten, grunneierne, kraftutbyggerne, oppdrettsnæringa og husstandene skal alle bære sin del av kostnadene

SPM. 10*: Er du for eller imot en innføring av en slik verneplan?*
- For (GÅ TIL 10.1)
- *Imot* (GÅ TIL 10.3)
- *Vet ikke* (GÅ TIL 10.1)

SPM. 10.1
Tenk deg at husstandene vil bære sin del av kostnadene av villakseplanen gjennom at det innføres en spesiell avgift, lakseavgiften, på strømregningen. Ville du være villig til å betale n slik avgift?
- *Ja*
- *Nei* (GÅ TIL 10.3)

Tenk på hva det er verdt for deg å bevare Norges villaksestamme. Ville din husstand være villig til å betale denne lakseavgiften i 10 år fremover for å sikre Norges villaksestammer dersom den var på _____ kr?
Husk at dette betyr at du må bruke mindre penger på andre ting.
(Min merknad: Her hadde en opprinnelig tenkt å nevne kun ett beløp og be respondentene svare "ja" eller "nei" , og analysere dette som et "lukket" betalingsvillighetsspørsmål (discrete choice). I praksis endte en opp med å vise et betalingskort med følgende beløp: 0, 250, 500, 1000, 5000 kr, og be respondentene oppgi hvilket av disse beløp som var det høyeste de ville betale.)

SPM 10.2
Hvorfor er du villig til å betale? _____

SPM. 10.3
Hvorfor er du ikke villig til å betale? _____
(Min merknad: Dette spørsmålet stilles for å kunne skille reelle nullsvar fra såkalte "protest nullsvar", dvs. respondenter som har betalingsvillighet større enn null, men som oppgir null betalingsvillighet for å protestere mot en eller flere aspekter ved CV-scenariet så som for eksempel urettferdig betalingsmåte, tror ikke NLV vil gi bevaring av Nord-atlantiske laksestammen etc.. Det viste seg at alle som oppga null, hadde reell null betalingsvillighet (Dmitriev pers. medd. 2001)

Betalingsmåten i Brekke et al (2001) er en spesiell lakseavgift som vil bli tillagt strømregningen i 10 år framover. Det er ikke spesifisert at dette er en årlig tilleggsavgift, og selv om det utsagnet "i 10 år framover" av de fleste respondenter ble tolket som en årlig betaling (Dmitriev pers. med. 2001), kan det ikke utelukkes at noen har sett på dette som en engangssum. Dette er en svakhet ved CV scenariet. En kunne tolket alle svar som en

engangssum (dvs. nåverdier) istedenfor et årlig beløp (som så aggregeres og diskonteres over 10 år for å beregne en nåverdi), men det vil sannsynligvis føre til en grov *under*estimering av betalingsvilligheten. Det er imidlertid aspekter ved scenario - beskrivelsen som trekker i retning av at betalingsvillighetsestimatet er et *over*estimat. Her sies det at det er fare for at den Nord-atlantiske laksen utryddes om NLV ikke iverksettes, og at NLV dermed vil sikre at dette ikke skjer. Dessuten pekes det på Norges internasjonale forpliktelser. Begge kan ha bidratt til en noe overdrevet beskrivelse av effekten av ikke å gjenomføre NLV. NOU (1999:9; kap. 9.2.4) sier at NLV *"vil bidra til å bevare og styrke de største og mest livskraftige laksebestandene"*, og (kap. 9.1): *"Sannsynligvis kan vi fortsette som før, med en ytterligere nedgang i laksebestandene, uten at noen nasjon eller organisasjon har grunnlag for å hevde at vi bryter internasjonale, rettslige forpliktelser"*. Hvorvidt netto-effekten av disse to faktorene er null, positiv eller negativ er vanskelig å si, men å bruke den beregnede betalingsvilligheten som en engangssum vil trolig være et altfor konservativt anslag.

Estimeringen av gjennomsnittlig betalingsvillighet foretatt i Brekke et al (2000) er krtikkverdig. Derfor har vi brukt det opprinnelige datasettet og re-analysert dataene fra de beløp folk oppgir ut fra betalingskortet (dvs. en liste over mulige beløp) i form av intervalldata, som er det teoretisk korrekte. Dette gir en gjennomsnittlig betalingsvillighet lik **1140 kr pr husstand pr. år** (basert på 20 respondenter som svarte null, og 30 respondenter med en gjennomsnittlig BV lik 1899 kr). Spørsmålet er så om dette kan overføres til hele Norges befolkning. Ved å gjennomføre pilotstudien i Oslo og Ski, hvor det er innflyttere fra alle kanter av landet, tok en sikte på å få et utvalg hvor alle landsdeler er representert, men dette ble likevel ikke et representativt utvalg for landet da 36 av de 50 respondentene opprinnelig var fra Østlandsområdet)

Vi vil altså bruke framgangsmåte 2, basert på benefit transfer-teknikken "direkte overføring", både med og korreksjoner basert på både overføring av enkelt studie som ligner mest den CV-studie en ideelt sett ville gjennomført for NLV (dvs. Brekke et al – både med og uten korrigering , hvor en korrigerer for utvalgsskjevheter m.h.p. representativitet for den norske befolkning og om CV-scenarioet beskriver effekten av NLV på en representativ måte), og "direkte overføring" basert på en ekspertvurdering ut fra flere studier (presentert i tabell 2).

Når en skal overføre estimatet fra Brekke et al (2000) lik 1140 kr/husstand/år til å verdsette nytteverdien av NLV er en i den enestående situasjon at scenariet i denne CV-studien er omtrent identisk med det scenario en ville brukt i en fullskala CV-studie. BT-teknikken som er mest anvendelig her er "direkte overføring" i form av at en bruker anslaget for gjennomsnittlig betalingsvillighet pr. husstand pr. år fra denne ene studien (en kunne også tenkt seg å overføre gjennomsnittsestimatet fra en rekke studier som har mer eller mindre likhet med det CV scenario som en ville brukt om en hadde gjort en original CV studie). Betalingsvillighetsfunksjons - overføring er ikke aktuelt da utvalget CV-studien bygger på er lite, og dermed blir det vanskelig å lage gode forklaringsmodeller for betalingsvilligheten som en kan overføre. (De multiple regresjoner som ble foretatt ga da også betalingsvillighetsfunksjoner med få signifikante forklaringsvariable og lav forklaringskraft). Direkte overføring kan gjøres uten korreksjon , dvs. bruke 1140 kr/husstand/år multiplisert med 2 millioner husstander i Norge for å få fram en årlig nytteverdi av NLV lik ca. 2.3 milliarder kr. En kan også overføre et *korrigert* estimat. I tilfellet med Brekke et al (2000) som var foretatt i Oslo-området, istedenfor som et landsomfattende, representativt utvalg som en ville brukt i en original, fullskala CV –studie. Dersom en visste hvilke karakteristika ved befolkningen betalingsvilligheten for NLV varierte med og hvor store disse effekten var, kunne en sammenligne verdiene for disse karakteristika (for eksempel alder, kjønn,

utdanningsnivå og inntekt) for respondenter i utvalget med befolkningen, konstruere vekter for hver enkelt gruppe av hver faktor (eller regresjonskoeffisienter for disse faktorene i en betalingsvillighetsfunksjon). En kan imidlertid ikke bruke vekter/regresjonskoeffisienter fra Brekke et al (2000) fordi dette utvalget vil, være lite og skjevt i forhold til den norske befolkningen. Når Brekke et al (2000) ikke finner signifikant sammenheng mellom betalingsvillighet og husstandens inntekt gjelder dette kun for det intervjuede utvalget. Andre CV-studier av endringer i ferskvannsfiskebestander hvor representative utvalg på 1000 husstander av hele landets befolkning er intervjuet har for eksempel funnet inntektselastisitet for betalingsvillighet for ferskvannsfisk lik 0.8 – 1.1 (Navrud 1989, p. 89)., dvs. at betalingsvilligheten øker med 0.8 – 1.1 % når husstandsinntekten øker med 1 %. Utdanningsnivå har ikke signifikant effekt på betalingsvilligheten i Navrud (1989) , men Navrud (1997, tabell 13) viste at respondenter med grunnskoleutdanning hadde signifikant (på 5 % nivå) lavere sannsynlighet for å svare "ja" til å betale oppgitt beløp ("lukket BV-spørsmål, se også kap. 3.1.2) sammenlignet med de som hadde universitets- og høyskoleutdanning. De som hadde videregående skole hadde signifikant forskjellig høyere sannsynlighet for å si "ja" til oppgitt beløp versus de med høyeste utdannelse.

Ved å gå inn i det opprinnelige datamaterialet til Brekke et al (2000) ble gjennomsnittlig bruttoinntekt for husstanden (oppgitt for året 1999) beregnet å være 353.000 kr i utvalget (beregnet ut fra midtpunktet i de oppgitte intervaller (i tusen kroner); 0-200, 200-400, 400-600 og 600-800). Dette er svært nær gjennomsnitts bruttoinntekt (lønn) for Norges befolkning lik 356.000 kr (siste tall fra Statistisk Sentralbyrå, for året 1998) . Det skulle derfor ikke være nødvendig å gjøre korreksjoner for forskjeller i inntektsnivå. Imidlertid er utdanningsnivået i utvalget hos Brekke et al. (2000) betraktelig høyere enn både gjennomsnittet for Akershus fylke og Oslo, og for Norge totalt. Mens det var 10, 34 og 56 % som hadde hhv. Grunnskole, videregående skole og universitets-/høyskoleutdannelse i utvalget (i 2000) i Brekke et al (2000) er tilsvarende tall fra Statistisk Sentralbyrå i 1999 23, 56 og 21 % for Norge totalt (og 18, 54 og 28 % for Akershus fylke og 17, 48 og 35 % for Oslo, altså noe høyere utdanningsnivå enn landsgjennomsnittet). Jfr. tidligere sammenhenger for økende betalingsvillighet med økende utdanningsnivå, tyder dette på at estimatet 1140 kr/husstand/år er et overestimat for den norske befolknings betalingsvillighet. Dersom vi da bruker BT-teknikken "direkte overføring" med korreksjon for forskjeller i utdanningsnivå bør estimatet bli lavere, men hvor mye lavere er vanskelig å anslå da vi ikke har et anslag for elastisiteten for utdanningsnivåets påvirkning på betalingsvilligheten). Siden andelen med grunnskole som høyeste utdanningsnivå i utvalget er kun 43 % av landsgjennomsnittet, og Navrud (1987) viser en redusert sannsynlighet for å svare "ja" til det oppgitte beløp om en har grunnskoleutdanning versus universitetsutdanning, kan effekten av å korrigere for forskjell i utdanningsnivå bli betydelig, muligens halvparten eller mindre av det opprinnelige beløp, dvs. i **størrelsesorden 500-600 kr/husstand/år.** Dette er imidlertid usikkert av de årsaker som er diskutert ovenfor. Dette åpner for også å bruke BT-teknikker for å overføre tall fra CV-studier som ikke verdsetter NLV spesifikt, og heller ikke laksebestander spesifikt, men endringer i norske ferskvannsfiskebestander (inklusive atlantisk laks), se tabell 2.

Tabell 2. Contingent Valuation (CV) – studier av et representativt utvalg av Norges befolkning av deres betalingsvillighet (BV) for å få eller unngå endringer i Norges eller Nordens (inkl. Norges) ferskvannsfikebestander

Studie **Referanse** ***Årstallstudien ble gjennomført***	**Endringen i ferskvannsfiske-bestander som er verdsatt**	**Antall observasjoner / Respondenter**	**Betalingsmåte** ***Åpen/lukket BV-spørsmål***	**BV pr.husstand pr. år (2001-kr: omregnet med konsumpris-indeksen)**
Strand (1981) 1980	Unngå total utryddelse av alle Ferskvannsfiske-bestander i Norge	4,400	Årlig økt inntekstskatt Lukket BV-spm	**2,340 – 3,200** (Omregnet fra 750 –1.200 1980-kr per person; antar at dette er identisk med BV pr husst.
Navrud (1989) *1986*	567-928 innsjøer (> 5 ha) i Telemark, Ø-Agder, V-Agder og Rogaland får igjen levedyktige bestander av ørret , og lakse- og sjørett elver får "noe økte" eller levedyktige bestander	2.032	Årlig avgift til statlig kalkingsfond "Bidding games" med varierende startbud , samt et underutvalg med åpent BV-spm. (m/betalingskort)	**450 - 980** "Bidding games" (Denne BV-prosdedyre brukes ikke nå da den påvirkes av startbudet) **470 - 630** (Åpent BV; som er mest pålitelig av disse to estimater)
Navrud (1997/2001b) *1996*	Økning i norske ferskvannsfiske-bestander som følge av ca. 60 % reduksjon i svoveldioksid-utslipp i Europa	1,009	Årlig avgift til statlig kalkingsfond Lukket BV-spm. og påfølgende åpent BV-spm. (u/betalingskort)	**415** (Åpent BV) **795** (Lukket BV)
Navrud & Kristofersson (2001); Toivonen et al (2000) *1999/2000*	Bevaring av "dagens" bestander av ferskvannsfisk i de nordiske land	2,158	Årlig ekstra inntektsskatt Åpent BV-spm. m/ "nesten helt sikker betale" – angivelse (m/betalingskort	**850**

Det er gjennomført fire CV-studier av representative utvalg av Norges befolkning, som verdsetter endringer i ferskvannsfiskebestander (dvs. alle typer ferskvannsfisk, men med fokus på ørret, laks og sjøørret). Disse studiene er presentert i tabell 2. Tre av studiene verdsetter endringer i ferskvannfiskebestandene i Norge (Strand 1981, Navrud 1989 og Navrud 1997/2001b). Alle tre studier bruker reduksjon i sur nedbør som årsak til endringene, men skiller seg ad i størrelsen på endringene som verdsettes. Mens Strand (1981) verdsetter det å unngå utryddelse av alle ferskvannsfiskebestander i Norge, verdsetter Navrud (1989) økte fiskebestander i Sør-Norge som følge av henholdsvis 30, 50 og 70 % reduksjon i svoveldioksidutslipp i Europa. Navrud (1997/2001b) verdsetter endringer i ferskvannfiskebestander i hele Norge som følge av en reduksjon i svoveldioksidutslipp tilsvarende den internasjonale svovelprotokollens foreskrivelse av en 60 % reduksjon i overskridelsen av tålegrensen i de enkelte områder. Endringene i status i ferskvannsfiskebestandene i de to sistnevnte studiene er beregnet etter skadefunksjonsmetoden (figur 1).

Strand (1981) skiller seg altså fra de to andre studiene ved at en verdsetter tapet ved å unngå utryddelse, mens de to andre studiene verdsetter en økning i fiskebestandene. Dersom respondentene hos Strand (1981) fant at scenariet var realistisk (slik at de ikke oppgir en betalingsvillighet som er sin ”sanne” betalingsvillighet multiplisert med en sannsynlighet, mindre enn 10%, for at utryddelse faktisk vil finne sted om ikke tilttak igangsettes) bør en forvente at betalingsvilligheten fra denne studien er større enn for de to andre studiene. Dette skyldes både at Strand (1981) verdsetter en større mengde av miljøgodet (norske ferskvannsfiskebestander), og en fra psykologien vet at folk vil kunne ha ”tapsaversjon”, dvs. at de verdsetter høyere å ikke miste noe de har kontra å ikke få noe de ikke har (om mengden mistet/ikke fått er den samme). Dette benevnes også kognitiv dissonans. Tabell 2 viser da også at betalingsvilligheten observert i Strand (1981) er langt høyere enn Navrud (1986, 1997/2001b). En annen årsak til at Strand (1981) gir høyere tall kan også være at denne tyve år gamle studien på flere områder ikke tilfredsstiller dagens metodiske krav til CV –studier, se bl.a. Arrow al (1992). Dessuten er det spurt om betalingsvillighet pr. person, mens en i nyere studier spør om betalingsvillighet pr. husstand. Dersom resultatene fra Strand (1981) regnes om til pr. husstand ved å multiplisere med gjennomsnittlig husstandsstørrelse vil dette sannsynligvis ha medført en overestimering. I tabell 2 har en derfor konservativt antatt at betalingsvilligheten oppgitt pr. person også representerer husstandens samlede betalingsvillighet.

Toivonen et al (2000) / Navrud & Kristofersson (2001) presenterer resultatene fra en nordisk CV-studie med målsetting å dokumentere omfanget av rekreasjonsfisket i de nordiske land, fiskernes karakteristika og preferanser for ulike typer fiske, deres utgifter til fisket (og dermed lokaløkonomiske effekter av turistbasert fritidsfiske), og samfunnsøkonomisk verdi av tre ulike typer fritidsfiske i ferskvann (elvefiske etter laks og ørret, innsjøfiske etter ørret og røye, og innsjøfiske etter gjedde og abbor), samt total økonomisk verdi (TEV, dvs. både bruks- og ikke- bruksverdi) av å bevare dagens nordiske ferskvannsfiskebestander. Det er resultatet fra dette siste scenarioet som er av interesse her. CV-studien var en del av en postalundersøkelse av et representativt utvalg av 25.000 personer (18-69 år) i de fem nordiske land, hvorav 5.000 i Norge. Studien ble gjennomført i perioden oktober 1999 – januar 2000 med en svarprosent på vel 45. Dette må sies å være akseptabelt i postalundersøkelser av den generelle befolkningen, men dette er selvsagt langt lavere enn ved personlig intervju som er den foretrukne intervjumetode i undersøkelser av den generelle befolkning (Ved postalundersøkelser av for eksempel fritidsfiskere eller andre spesialgrupper kan oppnå hele 70 –80 % svar).

CV-scenariet Toivonen et al (2000) / Navrud & Kristofersson (2001) brukte er som følger:

Vennligst svar på de neste spørsmålene **selv om du ikke fisker selv**. De som har fisket i løpet av de siste 12 månedene skal selvsagt også besvare spørsmålet.

I de nordiske landene er de naturlige fiskebestandene truet på forskjellige måter. Dårlig vannkvalitet, vannstandsregulering, fiskesperringer (f.eks. demninger, sluser, o.l.), redusert vannføring på grunn av vannkraftutbygginger, overgjødsling av innsjøer og elver på grunn av utslipp fra jordbruk, industri og husholdningskloakk, sur nedbør, fiskeparasitter og annen sykdom. Hvis ikke noe blir gjort, mister vi våre naturlige ferskvannsfiskebestander.

Det lages nå nye internasjonale avtaler for å redusere grenseoverskridende forurensninger, og nasjonale programmer for å bekjempe de trusler mot fiskebestandene som er spesielle for hvert land. Dette koster penger. Skatteyterne kommer til å betale en del av kostnadene ved disse tiltakene i form av en ekstra inntekstskatt. Tenk på hva det er verdt for deg at å bevare de naturlige fiskebestandene vi har nå.

Det er usikkert hvor høye kostnadene blir. Tabellen her nedenfor inneholder noen mulige årlige kostnader for deg. Hva er den største økningen i din årlige inntektskatt som du er villig til å betale for å være med på å finansiere de programmene som kan bevare de nåværende fiskebestander og kvaliteten av fritidsfisket i de nordiske landene.

Tabellen nedenfor viser noen beløp. Start på toppen av tabellen og spør deg selv: Ville jeg *helt sikkert* betale, *nesten helt sikkert* betale, *være usikker, neppe* betale eller *helt sikkert ikke* betale 100 kr. Sett kryss ved det alternativet som best beskriver ditt svar. Still deretter det samme spørsmålet for 300 kr og fortsett hele veien ned til det høyeste beløpet (20.000 kr). Sett kun *ett* kryss for *hvert* beløp

	Ja, helt sikkert	Ja, antageligvis	Vet ikke	Nei, neppe	Nei, bestemt ikke
100 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
300 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
500 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
700 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
1.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
3.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
5.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
8.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
12.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺
20.000 Kr.	❺	❺	❺	❺	❺

Hva er det meste du *nesten helt sikkert* vil betale i form av en stigning i din årlige inntektsskatt for å bevare Nordens naturlige fiskebestander? _____ Kr. årlig

Skriv ”0” kr hvis du ikke er villig til å betale noe. Hvis ditt svar er ”0 kr”, vil du forklar hvorfor?

Navrud & Kristofersson (2001) beregninger basert på tolkning av svarene som intervalldata fra et betalingskort ga en gjennomsnittlig betalingsvillighet/husstand/år lik 684 og 946 kr for henholdsvis fiskere og ikke-fiskere. Dette viser som forventet at fritidsfiskere har større betalingsvillighet, gjennom at de både har bruks- og ikke-bruksverdi for dette miljøgodet. I gjennomsnitt fisket fritidsfiskerne i Norge 13 dager pr. år (mot 14 dager pr. år i gjennomsnitt for Norden). I Norge var det ifølge denne undersøkelsen 53 % av den voksne befolkningen som drev fritidsfiske i fersk- og/eller saltvann, noe som stemmer godt overens med tidligere statistikk (Statistisk Sentralbyrås Levekårsundersøkelse 1997 fant at 50 % av befolkningen

var fritidsfiskere, med samme definisjon av fritidsfiskere, dvs. at en fisker fisker minst én dag i året). Det ser således ut som en ved denne postalundersøkelsen har unngått et skjevt utvalg for Norge med overrepresentasjon av fritidsfiskere, som en kunne frykte p.g.a. at store deler av spørreskjemaet dreide seg om fritidsfiske. Samlet sett for befolkningen var gjennomsnittlig betalingsvillighet 826 kr i denne undersøkelsen i 1999/2000, dvs. 850 2001-kr/husstand/år.. Hvor stor andel av dette beløpet som gjelder verdien av norske ferskvannsfiskebestander er vanskelig å si, men andre CV-studier av bedret vannkvalitet i vassdrag i Norge som viste at 90 % av oppgitt betalingsvillighet for en nasjonal plan skyldes vannkvalitetsforbedringer i deres lokale vassdrag (Magnussen & Navrud , kan tyde på at i størrelsesorden **750** 2001-kr/husstand /år er betalingsvilligheten for *dagens* bestander av ferskvannsfisk i Norge. Dette tallet synes heller ikke urealistisk om en sammenligner med Strand (1981) som angir nytteverdien av ferskvannsfiskebestanden pr. 1980 (gitt at Strands estimat sannsynligvis også er et overestimat av metodiske årsaker). Estimatene for en marginal endring i ferskvannsfiskebestandene fra Navrud (1989) og Navrud 1997/2001b) ligger noe over halvparten av estimatene for hele ferskvannsfiskebestanden (noe som heller ikke er helt urealistisk da endringene er vesentlige i forhold til bestanden), og nær hverandre (spesielt om en ser på det mest pålitelige estimatet fra det åpne betalingsvillighetsspørsmålet i Navrud (1989)), noe som er betryggende da endringen som verdsettes ikke er så forskjellig, og andre elementer ved scenariobeskrivelse (bl.a. betalingsmåten) er lik i de to undersøkelsene. Disse to undersøkelsene verdsetter en marginal endring i ferskvannsfiskebestanden, inklusive lakseelvene.Det er svært vanskelig å kunne si noe sikkert om hvordan disse estimatene forholder seg til nytteverdien av ful effekt av NLV, som altså vil medføre en restaurering av våre villakseressurser. En enkel og transparent forutsetning vil være å anta at betalingsvilligheten vil være lik for disse to typer endringer, og at en legger seg i nedre del av dette intervallet, dvs. en betalingsvillighet pr. husstand pr.år lik **400-500 kr.**

Det siste tall for totalt antall husstander i Norge fra Statistisk sentralbyrå er 2,049,000 (i 1998). Vi kan dermed presentere to alternative anslag for årlig nytteverdi av "full effekt" av NLV:

1)
BT-teknikken "Direkte overføring" av estimat fra CV-studie som ligner mest på den originale CV-studien en ville gjennomført for å verdsette NLV, dvs. Brekke et al (2000) som verdsetter NLV.; basert på estimat med korrigering for skjevt utvalg m.h.p. utdanning:

500-600 kr/husstand/år x 2.049.000 husstander = <u>1,024 –1.229 milliarder kr/år</u>

2)
BT-teknikken "Direkte overføring" av estimater fra fire nasjonale CV-studier av endringer i norske eller nordiske (inkl. norske) ferskvannsfiskebestander

400-500 kr/husstand/år x 2.049.000 husstander = <u>0,820 - 1,024 milliarder kr/år</u>

Samlet sett synes det ut fra disse BT-modellene som om **1 milliard kr pr. år** er et realistisk anslag for **årlig nytteverdi** av at norske laklsenbestander gjenvinner sin tidligere styrke som følge av verneplanen for NLV og tilhørende tiltak for å kontrollere eksogene faktorer .

5.2. Nåverdiberegninger

Ovenfor har vi anslått årlige nytteverdi av verneplanen for NLV, når denne har fått "full effekt"[6]. Nåverdien av nytteverdien, NV(N) av å gjennomføre verneplanen for NLV i dag er således avhengig av hvor lang tid det tar før "full" effekt oppnås, og hvor raskt "restaureringen" av villaksbestandene i NLV går (dvs. utviklingen i fysisk effekt og dermed nytteverdi pr. år fram til året med "full effekt"[7]).

NV av nytteverdien avhenger også av forutsatt tidshorisont, som vel i dette tilfelle må kunne sies å være uendelig (da siktemålet er å bevare villaksbestandene for all framtid). I dette tilfellet kan den generelle formelen for nåverdien av nytteeffekten NV(N) (5.1) forenkles til (5.2).

$$NV\ (N) = \sum_{t=0}^{n} N_t / (1+k)^t \qquad (5.1)$$

hvor k = samfunnets diskonteringrente/avkastningskrav, n = Prosjektets tidshorisont, og N_t = Prosjektoverskudd i år t

Med uendelig tidshorisont og konstant årlig nytteeffekt N_a fra prosjektstart (t = 0), kan formel (5.1) omformes til:

$$NV\ (N) = N_a / k \qquad (5.2)$$

En kan også tenke seg en relativ årlig verdiøkning av villaksbestander, dvs, at befolkningens verdsetting av villaksbestander øker p.g. a. endrede preferanser. I dette tilfellet vil (6.2) kunne omformes til (5.3):

$$NV(N) = N_a / k\text{-}g \qquad (5.3)$$

Hvor *g* = relativ, årlig verdiøkning av laksebestander. Er for eksempel *g* = 2 % = 0.02 betyr det at befolkningens verdsetting av villaksebestander øker med 2 % *mer* en den generelle prisstigningen (denne effekten er forskjellig fra effekten av en ikke-konstant marginalverdi av villaksebestander nevnt i fotnote 7). Hvor stor *g* er for villaksebestander er et empirisk spørsmål, hvor en mangler data (selv om en kunne kommet fram til et anslag for *g* for bruksverdien av villaksebestander, basert på for eksempel en analyse av historiske data om priser for leie av vald og fiskekortpriser for laksefiske i norske elver ville det være basert på en rekke usikre forutsetninger; og ikke være korrigert for utviklingen av *g* for ikke-bruksverdier, som vil utgjøre en mist like stor del av den årlige nytteverdien).Derfor vil vi

[6] Nytteverdien av å bevare villaksestammer som genbank for oppdrettsnæringen og nettoverdien av næringsfiske etter laks vil komme tillegg.

[7] Basert på ekspertanslag kunne en her anslått den prosentivise årlige økningen I villaksbestanden fram til en hadde full effekt, og deretter beregnet årlig nytteverdi for denne perrioden basert på en konstant marginal nytteverdi (dvs. nytteverdi i form av betalingsvillighet pr prosent økning i villaksbestande) . P.g.a. dagens knapphet på villaksbestander og den reelle utryddingstrusselen ville en imidlertid kunne forvente høy marginal nytteverdi i starten og deretter avtagende marginal nytteverdi. Er det imidlertid slik at den reelle utryddingstrusselen ikke er over før en oppnår "full effekt" (og/eller bolkningen oppfatter det slik, dvs. en kombinasjon av reell fysisk effekt og deres sterk risikoaversjon, spesielt for irreversible effekter), vil en kunne bruke konstant marginal nytteverdi som en god approksimasjon.

konservativt anta at g = 0, dvs. bruke formel (5.2). Siden ville laksebestander er under sterkt press både i Norge og Europa og villmark er det imidlertid heller urealistisk å anta at også både bruksverdi (rekreasjonsverdi) og ikke-brukverdien av NLV vil kunne ha en relativ verdiøkning over tid p.g.a. økende knapphet (og dermed færre substitutter**).** Derfor bør kunne en også gjennomført følsomhetsanalyser for ulike verdier av *g.*

Formlene (5.2) og (5.3) forutsetter kontant årlig nytteverdi over en uendelig tidshorisont. Dersom en vil ta hensyn til at det tar et visst antall år før en oppnår "full" effekt kan f.eks formel (5.2) omgjøres til:

$$NV\,(N) = N_a/k - \sum_{t=0}^{f} (N_a - N_t) / (1+k)^t \qquad (5.4)$$

hvor f = antall år det tar for å oppnå "full effekt" av vern av NLV. For å kunne bruke denne formelen må en ha et ekspertanslag for f, kombinert med en følsomhetsanalyse, samt vite hvordan årlig nytte N_t utvikler seg fra år 0 til år f.

NOU 1998:16 "Nytte-kostnadsanalyser – Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor", anbefales det brukt en risikofri diskonteringsrente på 3.5 % med et risikotillegg på 0.5, 2.5 og 4.5 % for prosjekter med økende risiko, slik at anbefalte risikojusterte diskonteringsrente er henholdsvis 4, 6 og 8 %. Nåverdiberegningene bør gjennomføres i henhold til Finansdepartementets gjeldende anbefaling med basis i en diskonteringsrente på 4% (anbefalt for prosjekter med lav risiko), og med en følsomhetsanalyse med 6 % (anbefalt for prosjekter med middels risiko). Da det også er stor risiko for at utenforliggende faktorer (en ikke har kontroll over) kan innvirke på effekten av verneplanen for NLV slik at en ikke oppnår forutsatt full effekt, bør det også gjennomføres en analyse med risikojustert diskonteringsrente lik 8 %.

Om en ser på formel (5.3) vil en se at om nåverdiberegningene gjennomføres i utgangspunktet med diskonteringsrente k= 4 % og følsomhetsanalyser for k = 6 og 8%, vil følsomhetsanalysene gi samme resultat som om en hadde antatt en kombinasjon av henholdsvis k=4% og g=2%, samt k=6% og g=2% eller k=4% og g=2%).

Tabell 3 gjengir beregning av nåverdien av nytten under ulike forutsetninger, både for den risikojusterte samfunnsmessige diskonteringrenten, relativ verdistigning for villakseressursene og tiden det tar før en får "fuiull" effekt og nytteverdi av verneplanen for NLV.

Tabell 3. Nåverdi av nytteverdien NV(N) av NLV – Følsomhetsanalyser med alternative forutsetninger for anbefalt risikojustert samfunnsmessig diskonteringsrente *k* (4, 6 og 8 % p.a.), årlig relativ verdistigning av villakseressurser *g* (0 og 2 % p.a.), og tid fra NLV blir gjennomført til den får full effekt *f* (0 og 5 år; og null nytteverdi i denne "latensperioden"). Det forutsettes at nyttevirkningen av å bevare villakseressursene påløper i all framtid, dvs. uendelig tidshorisont. "beste" estimat for årlig nytteverdi av verneplanen for NLV er benyttet, dvs.

Beregning	k (% p.a.)	g (% p.a.)	f (år)	NV (N) Milliarder kr
1	4	0	0	25.00
2	6	0	0	16.67
3	8	0	0	12.50
4	6	2	0	25.00
5	6	2	5	20.55
6	4	2	0	50.00
7	8	0	5	8.50

Vi ser av tabell 3 at nåverdien av nettonytten faller med økende diskonteringrente, redusert relativ verdiøkning av villakseressurser, og økende tid før NLV får full effekt. "Best case" og "Worst case" scenariet (med de variasjoner som her er gjort; det finnes flere muligheter) er henholdsvis beregning 6 og 7; dvs, nåverdi av nytten av NLV lik henholdsvis 50 og 8.5 milliarder kroner. De øvrige beregnigene synes å representere mer realistiske verdier, dvs. 12.5 – 25.0 millarder kr, og med beregning 5 som en type "best case", dvs. ca 20 milliarder kr.

6. Konklusjon og anbefalte verdier

Den valgte framgangsmåten for estimering av nytteverdien av NLV innebærer bruk av en enkel skadefunksjonstilnærming, fire Contingent Valuation (CV) studier av norske ferkskvannsfiskebestander og benefit tranfer-teknikken "direkte overføring" (både overføring basert på den CV studien som ligger nærmeste i verdsette den endring i villaksebestanden som verneplanen for NLV vil medføre, og overføring basert på en ekspertvurdering av resultatene fra de tre resterende CV-studier). Verdsettingsmodellen kan dermed enkelt beskrives som bruk av denne prosedyren for å finne et anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet pr. husstand pr. år for NLV multiplisert med Norges 2.049 millioner husstander. Dette gir da et anslag for årlig nytteverdi av NLV. Denne verdsettingsmodellen må sies å tilfredsstille de kriterier en før stille for en omforent metodikk for estimering av nytteverdien av NLV: transparent (dvs. det er lett å se hvordan estimatene er framkommet), konsistent, etterprøvbar, komplett, lett oppdaterbar (når estimater fra nye verdsettingsstudier foreligger) og anvender akseptert metodikk (for verdsetting og nytteoverføring basert på nye forskningsresultater)

Utredningsinstruksen (AAD 2000, kap. 2.3.1) sier at ved utredning av økonomiske og administrative konsekvenser gjelder at "Dersom det foreligger vesentlig usikkerhet ved elementer som inngår i beregningen, må det gjøres anslag både for maksimums- og minimumsalternativer for nytte/kostnader, og foretas vurderinger av hvordan virkningene av

tiltaket antas å avhenge av de usikre faktorene". Som maksimumsverdi foreslås estimatet fra Navrud & Kristofersson (2001)/Toivonnen et al (2000), med en antagelse om at 90 % av respondentenes betalingsvillighet av å bevare dagens ferskvannsfiskebestandene i de nordiske land kan tilskrives norske ferskvannsfiskebestander (inklusive atlantisk laks), dvs. 750 kr/husstand/år tilsvarende en samlet nytteverdi lik ca. **1.5 milliarder kr/år**. Selv om betalingsvilligheten omfatter mer enn bestandene for atlantisk laks, er dette betalingsvilligheten for *dagens* bestander, altså ikke innbefattet de økte bestandene av atlantisk laks en forventer når verneplanen for NLV får full effekt. Som minimumsverdi kan en benytte anslaget fra Mørkved & krokan (2000) , som tilsvarer 175 kr/husstand/år, dvs. **350 millioner kr/år.**

Som det **"beste" estimatet** foreslås estimatet fra benefit transfer-modellene (se kap. 5.1) , dvs. 400-600 kr/husstand pr. år med 500 kr/husstand/år som midtpunkt (og del av intervallet for de to BT-modellene anvendt). Dette tilsvarer **ca. 1 milliard kr i årlig nytteverdi.**

De ikke-kvantifiserte/verdsatte effektene av NLV i form av nytteverdien av næringsfiske etter laks (som antas å være liten, jfr. Mørkved & Krokan (2000)) og verdien av den genetiske diversiteten i villaksebestandene for oppdrettsnæringen kommer imidlertid i tillegg. Dersom utryddingstrusselen og/eller den drastiske reduksjonen i genetisk diversitet blir resultatet om NLV ikke gjennomføres bør en også vurdere et tillegg til den beregnede årlige nytteverdien (TEV; total samfunnsøkonomisk verdi i form av bruks- og ikke-bruksverdi) i form av quasi-opsjonsverdien, dvs. verdien av økt informasjon en vil få om nytteeffektene av å bevare villaksebestandene om en gjennomfører tiltak (dvs. NLV med tilhørende tiltak) hvor en unngår slike irreversible effekter.

Nåverdien av nytten av NLV basert på det "beste" estimatet er beregnet til **ca. 20 milliarder kr**, basert på uendelig tidshorisont og en risikojustert diskonteringsrente (middels risiko), 2 % årlig relativ verdstigning for våre villlakseressurser, og at det tar 5 år før en får full effekt (med antatt null nytteverdi av NLV fram til år 5).

Referanser

AAD 2000: Utredningsinstruksen. Instruks om utredning av konsekvenser, foreleggelse og høring ved arbeidet med offentlige utredninger, forskrifter, proposisjoner og meldinger til Stortinet. Det kongelige Arbeids- og administrasjonsdepartementet (AAD),. Vedlegg til Kgl. Res. Av 18. februar 2000 (Sak nr. 99/2881), 9s.

Arrow, K.J., R. Solow, E. Leamer, P. Portney, R. Radner and H. Schuman 1993: Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register,* 58, 4601-4614 (January 15, 1993).

Bergland, O., K. Magnussen and S. Navrud 1995: *Benefit transfer: Testing for Accuracy and Reliability.* Discussion Paper D-03/95, Department of Economics, Agricultural University of Norway. Paper presented at the sixth annual conference of The European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), Umeaa, Sweden, June 17-20, 1995. Forthcoming in Florax, R.J.G.M., P. Nijkamp and K. Willis (eds.) 2001: Comparative Environmental Economic Assessment: Meta Analysis and Benefit Transfer. Kluwer Academic Publishers.

Bjerke, K., J.-A. Eriksen, E. Dmiriev & Ø. B. Andersen 2000: *Social benefits of the proposed plan of protecting wild salmon in Norway in year 2000-2010*. Semesteroppgave i kurset RØ 201-Environmental Valuation, Institutt for Økonomi og Samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.

Downing, M. and T. Ozuno 1996: Testing the reliability of the benefit function transfer approach. *Journal of Environmental and Resource Economics and Management* 30, 3; 316-322.

Freeman III, A. M. 1993: *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Resources for the Furture (RfF), Washington D.C..

Hagenstuen, W. og K. Skogen 1995: *Samfunnsøkonomisk verdi av naturressursene i Ullensvang Statsalmenning, Hardangervidda*. Hovedoppgave. Institutt for Økonomi og Samfunnsfag/Institutt for Biologi og Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole.

Holly, J. M. K. J. Boyle, and R. Bouchard 2000: Does the Measurement of Environmental Quality Affect Implicit Prices Estimated from Hedonic Models? *Land Economics*, 2000, 76(2):283–298

Magnussen, K. & S. Navrud 1992: *Verdsetting av redusert forurensning til Nordsjøen*. Rapport til Miljøverndepartementet. Forsningsmelding B-015-92. Norsk Institutt for Landbruksøkonomisk Forskning. 205 s..

Mathews, K. E. & R. Johnson 1999: *Dammed If You Do and Dammed If You Don't: Nonuse Stated Preferences in Salmon-Preservation Policy*. Triangle Economics Research (TER) Working paper no. T-9903, Triangle Park, North Carolina, USA.

Mitchell, R. C. and R. D. Carson 1989: *Using surveys to value public goods. The Contingent Valuation Method.* Resources for the future, Washington D.C., 463 pp.

Mørkved, O. J. & P.S. Krokan 2000: *Økonomiske analyser av villakseressursene i nasjonale laksevassdrag*. Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. 19.11.2000.

Navrud, S. 1985: Forsurningssituasjonen – alternative utslipp. Økt samfunnsøkonomisk verdi av ferskvannsfisket ved reduksjoner i svovelnedfallet. Rapport til Miljøverndepartementet. Senter for Industriforskning (SI; nå del av SINTEF). Rapport 83 05 01 –1. 29. januar 195.

Navrud, S. 1989: Estimating the social benefits of environmental improvements from reduced acid deposition. A Contingent Valuation Survey. In H. Folmer and E. Van der Ierland (eds.): *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics.* Studies in Environmental Sciences 36; 69-192. Elsevier Science Publishers.

Navrud, S: 1992a (red.): *Pricing the European Environment*. Universitetsforlaget. Scandinavian University Press) / Oxford University Press. 288 s.

Navrud, S. 1992b: Økonomisk verdi av biologisk mangfold. Kap. 5 (s. 87-95) i DN-rapport 1992-5a: Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

Navrud, S. 1993a: Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann. Utredning for DN Nr. 1993-3. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim

Navrud, S. 1993b: Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Audna. Utredning for DN Nr. 1993-5. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim

Navrud, S. 1993c: Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Vegår. Utredning for DN Nr. 1993-5. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim

Navrud, S. 1994: Economic valuation of the external costs of fuel cycles. Testing the benefit transfer approach. In A.T. Almeida (ed.): *Models for Integrated Electricity Resource Planning*. Pp. 49-66. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands

Navrud, S. 1997a: *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring*. Rapport 1997:14. Statens Forurensningstilsyn.

Navrud, S. 1997b: Er kalking lønnsomt? I rapport fra "Svensk-norsk seminar: Forsurning og Kalking", Lökeberg, Sverige, 15.-17. september 1997. (Artikkelen er basert på Navrud, S. 1994: *Kalking lønner seg*. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning (DN); som også dannet basis for DNs brosjyre *Kalking er lønnsomt (*1995))

Navrud, S. 2001 a: Economic valuation of inland recreation fisheries: empirical studies and their policy use in Norway. Forthcoming in *Fisheries Management and Ecology*. 14 pp

Navrud, S. 2001 b: Linking physical and Economic Indicators of Environmental Damage: Acid Deposition in Norway. Chapter 6 in C.L. Spash and S. McNally (eds.): *Case Studies in Ecological and Environmental Economics.* John Wiley & Sons Ltd. In press.

.

Navrud, S. 2001c: *Evaluering av rapport til DN: "Økonomiske analyser av villlakseressurser i nasjonale laksevassdrag" (Mørkved & Krokan 19.11.2000).* Rapport til DN, 15.02.2001.

Navrud, S. & D. M. Kristofersson 2001.: *Can Contingent Valuation Estimates for Freshwater Fish Stocks be transferred Across the Nordic Countries?* Unpublished paper. Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway (basert på Nordisk Ministerråd-prosjektet: "Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries"; TemaNord Rapport 2000:604, Nordisk Ministerråd, København)

Navrud, S. & J. Strand 1992: Norway. I Navrud, S. (ed.): *Pricing the European Environment.* Scandinavian University Press (Universitetsforlaget) / Oxford University Press. Oslo, Oxford, New York

Navrud, S. and K. Veisten 1997: Using contingent valuation and actual donations to bound the true willingness-to-pay. Presented at the seventh annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Lisbon, June 27-29 1996.Revised version May 1997.

Ready, R.C. S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks and M.X.V. Rodriquez 1999: *Benefit Transfer in Europe. Are Values Consistent Across Countries?* Paper presented at the EVE Workshop on Benefit Transfer (EU Concerted Action: Environmental Valuation in Europe (EVE)), Lillehammer, October 1999.

Sturtevant, L.A., Johnson, F.R. and W.H. Desvousges 1995: A meta-analysis of recreational fishing. Triangle Economic Research, Durham, North Carolina, USA.

Toivonen, Anna-Liisa; Appelblad, Håkan; Bengtsson, Bo; Geertz-Hansen, Peter; Gudbergsson, Gudni; Kristofersson, Dadi; Kyrkjebø, Hilde; Navrud, Ståle; Roth, Eva; Tuunainen, Pekka & Weissglas, Gösta: *The Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries.* TEMA Nord Rapport 2000: 604, 68 pp. Nordisk Ministerråd; København

Ulleberg, M. 1988: Rekreasjonsverdien av fisket etter laks (Salmo salar L.) og sjøaure (Salmo trutta L.) i Stordalselva, Åfjord kommune i 1987. Hovedoppgave ved Institutt for Skogøkonomi og Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.

Veisten, K., H.F. Hoen, S. Navrud & J. Strand 1995: Valuing endangered species. Testing for sequence and scope in Contingent Valuation. Revised version of a paper presented at the 4th annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Fontainebleau, France 1993.

Walsh, R.G., D.M. Johnson and J.R. McKean 1990: *Nonmarket values from two decades of research on recreation demand*. Advances in applied micro-economics, vol. 5, 167-193, JAI Press Inc.

Walsh, R.G., D.M. Johnson and J.R. McKean 1992: Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968-1988. *Water Resources Research*, 28 (3) 707-714.

Wenstøp, F. and A.J. Carlsen 1998: Using decision Panels to Evaluate Hydropower Development Projects. In Beinet, E and P. Nijkamp (eds.) 1998: *Multi Criteria Analysis For Land Use Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Aasly, N 1996: *Meta-analyse av økonomiske verdsettingsstudier. En undersøkelse av hvilke faktorer som påvirker rekreasjonsverdien av fritidsfiske i ferskvann*. Hovedoppgave. Institutt for Økonomi og Samfunnsfag, Norges Landbrukshøyskole, Ås.

VEDLEGG 2.
NORSKE VERDSETTINGSSTUDIER (T.O.M. 1992) AV REKREASJONSVERDIEN VERDIEN AV FRITIDSFISKE I FERSKVANN OG SALTVANN

Alle beløp er omregnet til 1991-kr ved hjelp av konsumprisindeksen.

For å regne om til 2001-kr v.h.a. konsumprisindeksen må tallene multipliseres med 1.24.

Kilde: Navrud & Strand (1992, tabell 6.1)

River	Species	Author	Method[1]	Recreational value per angling day (1991-NOK)
** Freshwater*				
River Gaula	Salmon/ Sea trout	Strand (1981 b)	ZTCM	ca. 335
		Rolfsen (1991)	ITCM CVM	440-607 321
		Singsaas (1991)	ITCM	217-339
River Vikedals-elv (acidified)	Salmon/ Sea trout	Navrud (1988b)	ITCM CVM	139-190 131-187
River Audna (acidified)	Salmon/ Sea trout	Navrud (1990)	ITCM CVM	214-243 94-274
River Stordals-elv	Salmon/ Sea trout	Ulleberg (1988)	ITCM	235-311
River Halling-dalselv	Brown trout	Navrud (1984)	ZTCM	ca. 170

Tabell forts.

River	Species	Author	Method[1]	Recreational value per angling day (1991 NOK)
River Tinnelv	Brown trout	Scancke (1984)	ZTCM	ca. 170
Lake Lau-vann	Brown trout	Navrud (1991a)	ITCM CVM	119-151 76-103
Gjerstad-skog Lakes	Brown trout	Navrud (1991a)	ITCM CVM	85-95 44-65
* *Saltwater*				
Sea area near River Audna	Salmon/ sea trout	Navrud (1991b)	ITCM CVM	27-56 40-65

Remark: 1 ZTCM = Zonal Travel Cost Method, ITCM = Travel Cost Method based on individual observations, and CVM = Contingent Valuation Method.