



0-93137

Verdsetting av endret  
vannkvalitet og tilhørende  
naturvitenskapelige  
utredninger for  
Aulivassdraget

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93137	Undernr.:
Løpenr.: 3277	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Verdsetting av endret vannkvalitet og tilhørende naturvitenskapelige utredninger for Aulivassdraget	Dato: 10.06.95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Vannressursforvaltning	
Forfatter(e): Kristin Magnussen Jon Lasse Bratli	Geografisk område: Vestfold	
	Antall sider: 55	Opplag:

Oppdragsgiver: Norges forskningsråd	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:

I dette prosjektet forsøker vi å komme fram til verdien av å redusere landbruksforurensningen i Aulivassdraget i Vestfold. Nyten av redusert vannforurensning er forsøkt funnet ved å forsøke å overføre nytteestimer fra eksisterende betinget verdsettingsundersøkelser, kombinert med en pilottest i Aulivassdraget. Metodikken for overføring av nytteestimer vurderes samtidig. Et viktig grunnlag for å verdsette bedret vannkvalitet er å kjenne sammenhengen mellom (reduserte) utslipp og effektene på vannkvalitet og egnethet for bruk. Det er derfor satt opp dose/responsammenhenger for utslippsreduksjon som kan brukes i verdsettingsdelen. Delen som omhandler dose/responsforhold er spesielt ment å belyse sammenhenger mellom et gitt utslipp og effektene av dette i form av økte konsentrasjoner av forurensninger i vannmassene og minsket egnethet for forskjellig bruk.

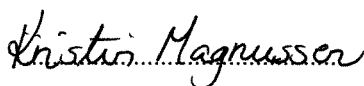
4 emneord, norske

1. Eutrofiering
2. Dose/responsmodeller
3. Verdsetting av miljøgoder
4. Overføring av nytteestimer

4 emneord, engelske

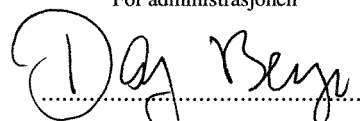
1. Eutrophication
2. Dose/response models
3. Valuation of environmental goods
4. Benefit transfer

Prosjektleder



Kristin Magnussen

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN-82-577-2798-9

Norsk institutt for vannforskning

**O-93137**  
**Verdsetting av endret vannkvalitet**  
**og tilhørende naturvitenskapelige utredninger for**  
**Aulivassdraget**

Av Kristin Magnussen og  
Jon Lasse Bratli

## Forord

*Dette er sluttrapporten for prosjektet Verdsetting av endret vannkvalitet og tilhørende naturvitenskapelige utredninger. Prosjektet har kommet i gang på initiativ fra forskningsprogrammet "Økologi og økonomi - ressurser og forurensninger i landbruket" (ØkØk/RFL).*

*Forsker Kristin Magnussen har hatt ansvaret for den økonomiske delen av prosjektet, mens forskningsleder Jon Lasse Bratli har ansvaret for den naturvitenskapelige delen.*

*Vi har begge mottatt nyttige kommentarer fra deltagerne i ØkØk/RFL. For den økonomiske delen må det særlig nevnes at jeg har hatt stor nytte av samarbeidet med Olvar Bergland og Ståle Navrud, begge ved Institutt for økonomi og samfunnsfag ved Norges landbrukshøgskole, i forbindelse med et annet prosjekt som har gått parallelt, nemlig "Overføring av nytteestimer - Status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet" - et prosjekt finansiert av Forskningsprogrammet for virkemidler i miljøforvaltningen - MILFOR. Vår kunnskapsinnhenting, våre diskusjoner og erfaringer i forbindelse med det prosjektet har vært til stor nytte i herværende prosjekt.*

*Vi retter en stor takk til alle som har bidratt!*

*Oslo, 10.06.95.*

*Kristin Magnussen  
 Prosjektleder*

# Innhold

Forord .....	2
Sammendrag .....	4
1. Innledning og formål .....	9
1.1. Innledning .....	9
1.2. Formål .....	10
2. Virkningstyper, grunnleggende dose/respons sammenhenger .....	11
2.1. Virkning av næringssalter i ferskvann .....	11
3. Modellsammenhenger mellom tilførsler og vannkvalitet .....	13
3.1. Eutrofimodeller i elver .....	13
3.2. Eutrofimodeller i grunne innsjøer .....	16
3.3. Modeller for suspendert stoff i ferskvann .....	20
4. Forholdet mellom vannkvalitet og egnethet for bruk .....	22
4.1. Båtbruk .....	22
4.2. Sportsfiske .....	23
5. Verdsetting av miljøgoder- betinget verdsettings-metoden .....	24
6. Overføring av nytteestimer .....	28
7. Materiale .....	33
7.1. Undersøkelsen i Østfold .....	33
7.2. Undersøkelsen i Aulivassdraget .....	34
7.3. Forskjeller mellom Østfold-undersøkelsen og Auli-undersøkelsen .....	35
7.4. Overføring av nytteestimer - denne undersøkelsen .....	37
8. Resultater .....	39
8.1. Betalingsvillighet i Halden, Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget .....	39
og Aulivassdraget .....	39
8.2. Overføring av gjennomsnittlige enhetsverdier .....	40
8.3. Overføring av korrigert enhetsverdi .....	40
8.3.1. Hvilke faktorer skal vurderes? .....	40
8.3.2. Sammenheng mellom betalingsvillighet og bakgrunnsvariabler ..	42
i de ulike vassdrag .....	42
8.3.3. "Korrigert" betalingsvillighet .....	44
9. Hva er betalingsvilligheten for bedre vannkvalitet i Aulivassdraget? .....	50
10. Referanser .....	53

# Sammendrag

Formålet med dette prosjektet er å komme fram til verdien av å redusere landbruksforurensningen i Aulivassdraget i Vestfold. Nyten av redusert vannforurensning skal finnes ved å forsøke å overføre nytteestimer fra eksisterende betinget verdsettingsundersøkelser ("betalingsvillighetsundersøkelser") knyttet til vassdragene i Østfold. Metodikken for overføring av nytteestimer skal samtidig vurderes.

De målene som brukes for vannkvalitet i verdsettingsundersøkelser spenner over vide intervall og er lite presise. Selv om det ikke finnes noen helt entydig sammenheng mellom tilførsler av næringsstoff til et vassdrag og vannkvalitet (dose/responsammenheng), er formålet i dette prosjektet å lage dose/responsammenhenger på samme presisjonsnivå som de vannkvalitetsmålene som brukes i verdsettingsdelen. De sammenhengene en kommer fram til i den naturvitenskapelige delen av prosjektet, vil bli brukt i verdsettingsdelen for å framstille forventet endring i vannkvalitet og dermed egnethet for ulike brukerinteresser som følge av spesifiserte endringer i vannkvalitet.

Dette vil si at vi skal "følge" utslippsreduksjonen via ulike sammenhenger mellom utslipp, næringsstoffinnhold i vannforekomsten, forekomst av klorofyll og dets betydning for siktedypet til siktedypets og andre resulterende faktorerens betydning for vannets egnethet for ulike bruk og videre til bruksmulighetenes betydning for folks betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringen. Det at vi har forsøkt å gå relativt grundig inn på både de naturvitenskapelige og de samfunnsøkonomiske sammenhenger gjør at vi "drar med oss" mye usikkerhet, fordi alle sammenhengene innebærer en viss usikkerhet. Denne usikkerheten er imidlertid nokså illustrerende, og vi har forsøkt å få fram at det er usikkerhet både knyttet til sammenhenger innen naturvitenskapen, sammenhenger innen samfunnsvitenskapen og sammenhenger mellom naturvitenskap og samfunnsvitenskap. Det er interessant å få fram dette fordi det er relativt sjeldent at naturvitenskapelige dose/responsmodeller føres fram til samfunnsøkonomiske konsekvenser eller at samfunnsøkonomiske analyser begynner med en såpass grundig gjennomgang av det naturvitenskapelige grunnlaget

Delen som omhandler dose/responsforhold er spesielt ment til å belyse sammenhenger mellom et gitt utslipp og effektene eller virkningene av dette i form av økte konsentrasjoner av forurensninger i vannmassene og minsket egnethet for forskjellig bruk. Det er vist gjennom eksempler hvordan dose/responsforhold knyttet til overgjødning (eutrofiering) og suspendert stoff kan beregnes for Aulielva og Revovannet i Vestfold. Dette er gjort ved å ta utgangspunkt i generelle modeller og sammenhenger for henholdsvis rennende vann og grunne innsjøer og de målte verdier en har for Aulivassdraget.

Det er hovedsakelig for virkningstype eutrofi, og da særlig fosfor, at det er utarbeidet gode dose/responsammenhenger. For andre forurensningstyper som erosjon/suspendert materiale, miljøgifter etc. finnes det ikke enkle sammenhenger basert på årstilførsler og gjennomsnittlig vannkvalitet.

Eutrofimodellene tar utgangspunkt i årstilførsler av totalfosfor, og resulterende vannkvalitet for hele året for elver, og over produksjonssesongen (20. mai - 1. okt.) for innsjøer. For elver er vannkvaliteten, målt som innhold av totalfosfor i vannet, regnet som en funksjon av vannføringen og tilført mengde (kg) totalfosfor. Dette forutsetter imidlertid at elvene har relativt jevn vannføring, og at forurensningene blandes godt inn i vannmassen. For innsjøer er det utarbeidet egne sammenhenger mellom tilførsler av totalfosfor i kg/år og totalfosforinnhold i innsjøen. Likeledes sammenheng mellom totalfosforinnhold i innsjøen og klorofyllnivå, og til slutt klorofyllnivå og siktedyp. Sammenhengene er gitt som regresjonskoeffisienter, og er jevnt over

gode. Sistnevnte sammenheng er dog dårligere enn de to førstnevnte. Dette har sammenheng med at det er mange stoffer utover alger (klorofyll) som virker inn på siktedypet.

Modellene er forskjellige for dype og grunne innsjøer. De er imidlertid laget for innsjøer uten særlig grad av selvgjødsling, og for Revovannet, der selvgjødslingen antakeligvis er betydelig, gir modellene desto større usikkerheter. Slike typer innsjøer responderer erfaringsmessig senere på en avlastning fra nedbørfeltet. Sannsynligvis er responsen også mindre, sett over tid. Økosystemstrukturen i denne typen innsjøer er ofte svært ubalansert, ofte med store mengder karpefisk som beiter ned dyreplanktonet, noe som medfører at beitekontrollen av algebiomassen avtar. Dette gjør at en dårlig vannkvalitet i stor grad vil opprettholdes selv om eksterne fosfortilførsler reduseres. Først når en ved hjelp av nedbørfelttiltak, helst i kombinasjon med innsjøinterne tiltak, lykkes å komme under et nivå der selvgjødslingen "slås av", vil en se en radikal bedring av vannkvaliteten. Uten nærmere målinger og undersøkelser av denne spesielle vannforekomsten kan en ikke si nøyaktig hva effektene av reduserte tilførsler av næringsstoffer vil bli.

Ut fra de foreliggende opplysninger kommer vi fram til at dagens vannkvalitet i Aulivassdraget tilsvarende forurensningsklasse IV. Etter 25% reduksjon i antropogene tilførsler vil resipienten fortsatt være i klasse IV. Antagelig vil det resultere i en merkbart bedre klasse IV i elven og en mindre merkbar forbedring i Revovannet.

En 50% reduksjon av antropogene kilder vil gi en betydelig reduksjon i forurensningskonsentrasjon, men strengt tatt vil resipienten fortsatt være i forurensningsklasse IV med hensyn til fosfor, i forhold til det gamle kriteriesettet for vannkvalitet. Når det i spørreundersøkelsen allikevel ble satt opp til klasse III for reduksjon med 50%, har dette særlig sammenheng med to forhold:

1. I spørreundersøkelsen er det vist til en mer generell beskrivelse av forurensningsgrad, og ikke en så rigid klasseinndeling som vannkvalitetskriteriesystemet representerer. Forbedringen ved 50% avlastning vil være svært tydelig i Aulielva, og vil korrespondere godt med beskrivelsen gitt i spørreundersøkelsen ved en reduksjon på *en* hel vannforurensningsklasse.
2. I betalingsvillighetsundersøkelsen i Vansjø-Hobølvassdraget som denne undersøkelsen sammenliknes med, ble det etter foreløpige beregninger av vannkvalitetsforbedring forespeilet en hel forurensningsklasse forbedring som følge av 50% reduksjon av overgjødningen. Dette var noe bedre enn det de endelige beregningene konkluderte med.

Siden undersøkelsene som danner utgangspunktet for overføring av nytteestimer i dette prosjektet er gjennomført ved betinget verdsetningsmetoden, innledes den "økonomiske delen" med omtale av verdsetting av miljøgoder generelt og betinget verdsetningsmetoden spesielt før vi går inn på en nærmere omtale av metoder for overføring av nytteestimer.

Med overføring av nytteestimer menes anvendelse av verdsetningsdata som var utviklet for en spesiell bruk til en alternativ anvendelse. Miljøressursen (f.eks. vassdraget) der den eksisterende studien ble gjennomført kalles studiestedet ("study site") mens den "nye" ressursen (vassdraget) som skal vurderes med hensyn til kvalitetsendring kalles analysestedet ("policy site"). Nytteestimer blir altså overført fra studiestedet til analysestedet.

Den lokale undersøkelsen i Østfold som verdsetningsestimater skal overføres fra omfattet 200 personer. Den ble gjennomført i Østfold fylke våren 1991, og er spesielt knyttet til de tre hovedvassdragene i Østfold; Glomma-, Halden- og Vansjø-Hobølvassdraget (Magnussen 1992).

Data for betalingsvillighet knyttet til Aulivassdraget ble innhentet som del av en hovedoppgave våren 1994 (Klynderud 1994). Opplegget for undersøkelsen fulgte i størst mulig grad opplegget

knyttet til Østfold-undersøkelsen (Magnussen 1992). Allikevel var det en del forskjeller i undersøkelsesopplegget og de verdsatte vassdragene. Dette diskuteres i avsnitt 7.3.

En kan si at det er tre hovedtilnæringsmåter til overføring av nytteestimer:

- i) Overføring av gjennomsnittlige enhetsverdier
- ii) Overføring av korrigerede enhetsverdier
- iii) Overføring av etterspørsels/verdsettingsfunksjonen.

I denne undersøkelsen vil vi begrense oss til å vurdere overføring av gjennomsnittsverdier og korrigerede gjennomsnittsverdier. Vi vil teste hvorvidt betalingsvillighetsmålet er "likt" i overført og original undersøkelse. Dette gjøres ved å etablere konfidensintervall for de originale og overførte estimater og si at betalingsvillighetsestimatene er "like" hvis de ligger innenfor hverandres konfidensintervall.

Ved direkte overføring av nytteestimer fra Østfold-undersøkelsen til analyseresipienten Aulivassdraget, med eventuell korrigerende for kjente forklaringsvariabler som er forskjellige (f.eks. befolkningens alder, kjønn, inntekt) og skjønnsmessige korrigerende for andre forhold (som evt. mindre endring i vannkvalitet, mindre resipient) etc., fås ingen kontroll av hvor gode eller dårlige de overførte nytteestimatene er.

Vi vil derfor betrakte Haldenvassdraget som studieresipient og forsøkte å overføre gjennomsnittlig betalingsvillighet til "analyseresipientene", henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget. Siden vi har originale betalingsvillighetsestimater for Vansjø-Hobølvassdraget og originale betalingsvillighetsestimater fra pilottesten for Aulivassdraget, kan de "overførte" estimatene sammenlignes med de originale for begge analyseresipientene. Videre kan vi ved prosedyren for å komme fram til korrigeret gjennomsnittlig betalingsvillighet vurdere om korrigerende av betalingsvilligheten for Haldenvassdraget etter de samme retningslinjer for Aulivassdraget som de som ble brukt for Vansjø-Hobølvassdraget, gir resultater som er "like" de originale betalingsvillighetsestimatene.

I Østfold-undersøkelsen varierte betalingsvilligheten for vannkvalitetsforbedringer som følge av 50% reduksjon i næringssaltutslippene betydelig med ulike tilnæringsmåter i spørreskjemaene. For de tre vassdragene samlet var gjennomsnittlig betalingsvillighet oppgitt til ca kr 1300-1800 per husholdning per år. Tilsvarende tall separat for Haldenvassdraget var ca kr 400-900, for Glommavassdraget ca kr 700-900 og for Vansjø-Hobølvassdraget ca kr 300-600.

Det ble funnet at gjennomsnittlig betalingsvillighet for 50% reduksjon i utslippene til Aulivassdraget var 1468 kr per husholdning per år. For 25% reduksjon var gjennomsnittlig årlig betalingsvillighet estimert til 600-1100 kroner per husholdning per år.

I følge kriteriet for overførbarhet nevnt over, er resultatene fra Haldenvassdraget direkte overførbare til Vansjø-Hobølvassdraget, men ikke til Aulivassdraget. Resultatene fra Glommavassdraget er heller ikke overførbare til Aulivassdraget, men er nærmere en konklusjon om overførbarhet.

I neste omgang vurderte vi hvorvidt korrigeret gjennomsnittlig betalingsvillighet var overførbare fra Haldenvassdraget til henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget. Etter vurdering av forskjeller i variabler som antas å kunne påvirke betalingsvilligheten, kom vi fram til korrigeret betalingsvillighet for henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget.



**Tabell 1.** Korrigering av betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget ut fra ulikheter i viktige faktorer i vassdragene. +/0/- i rubrikkene for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget viser om forskjeller i denne faktoren i forhold til Haldenvassdraget, skulle tilsi høyere/lik/ eller lavere betalingsvillighet i de respektive vassdrag.

Faktor	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Nærområde	0	(+)
Husholdningsinntekt	0	0
Utdanning	0	(+)
Holdning til miljøvern	0	-
Bruk/ikke bruk av vassdrag	0	-
Merbruk/ikke merbruk	0	(+?)
Direkte/ikke direkte verdsetting	-	+
*Størrelse og "viktighet"	-	-
*Attraktivitet	?	-
*Utgangssituasjon -vannkvalitet	0	+
*Endring i vannkvalitet	0	-
*Forekomst av alternativer	?	?

Hvorfor vi har kommet fram til de ulike korreksjonsfaktorer diskuteres nærmere i rapporten.

Hvis vi oppsummerer tabellen over, finner vi at det er visse forhold som tilsier at betalingsvilligheten for Vansjø-Hobølvassdraget bør justeres ned i forhold til betalingsvilligheten for Haldenvassdraget mens det er forhold som trekker i begge retninger for Aulivassdraget. Uten å kvantifisere hvor mye som skal trekkes fra og legges til for hvert enkelt punkt, noe data ikke gir grunnlag for, er konklusjonen at betalingsvillighet for Aulivassdraget skulle være omtrent den samme som i Haldenvassdraget og noe lavere i Vansjø-Hobølvassdraget enn i Haldenvassdraget.

Dette stemmer med original-resultatene for Vansjø-Hobølvassdraget. Det stemmer imidlertid dårlig for resultatene beregnet i pilotundersøkelsen i Aulivassdraget, som ligger betydelig høyere. Undersøkelsene gir ikke svar på hva som er årsakene til dette.

Betalingsvillighet for 50% reduksjon av forurensningen til Aulivassdraget var i følge Klynderud (1994) kr 1079-1857 per husholdning per år. I følge alle observasjoner for Haldenvassdraget er betalingsvillighet kr 518-758 og hvis vi var tar med betalingsvillighet der Haldenvassdraget ble direkte verdsatt er betalingsvillighet kr 625-1055 (med 95% konfidensintervall).

Vi vil foreslå at en velger et "konservativt" og relativt "vidt" estimat for gjennomsnittlig betalingsvillighet, og sier at den er ca. 500-1500 kr per husholdning per år for 50% reduksjon av overgjødslingen i Aulivassdraget. Når vi foreslår en viss reduksjon og utvidelse av intervallet for betalingsvilligheten i forhold til det Klynderud (1994) konkluderer med, har det særlig sammenheng med følgende forhold: Det at Aulivassdraget ble verdsatt alene, kan gi fokuseringseffekt; noe "raus" vannkvalitetsforbedring ble forespeilet i scenariobeskrivelsen; beregnet betalingsvillighet var nokså følsom for de høyeste oppgitte bud; og pilotundersøkelsen inneholdt relativt få intervjuer, gjennomført av en ikke profesjonell intervjuer.

Hvis vi antar at denne betalingsvillighet bare gjelder for befolkningen i de berørte kommuner (ca. 35000 husholdninger) mens alle andre har 0 i betalingsvillighet, tilsvarer dette en total betalingsvillighet på ca. kr 17.5 - 52.5 millioner kr per år. Dette må sies å være et konservativt

anslag fordi også folk i resten av fylket må antas å ha en viss betalingsvillighet for rensning av Aulivassdraget. Dette var jo f.eks. absolutt tilfelle i Østfold, der en for Haldenvassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget ikke fant noen forskjell i betalingsvillighet mellom dem som bodde i kommuner vassdraget rant gjennom ("nærrområde") og de andre ("ikke nærrområde"). Sannsynligvis vil det også være betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringer i Aulivassdraget utenfor de aller nærmeste kommunene både i fylket og muligens også i landet forøvrig.

# 1. Innledning og formål

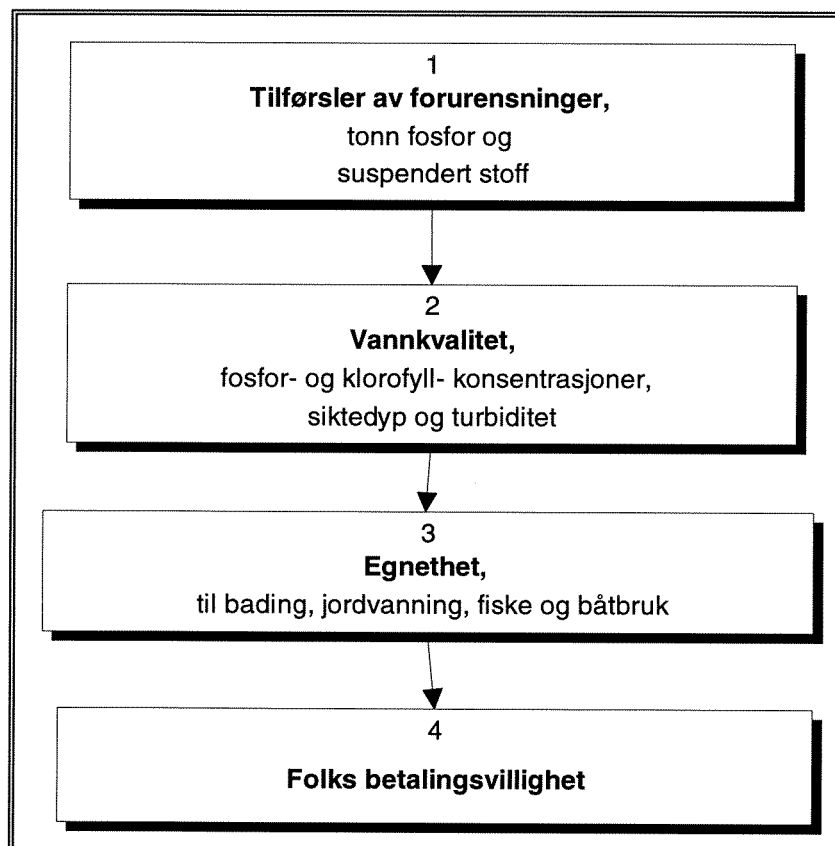
## 1.1. Innledning

I forbindelse med betalingsvillighetsundersøkelser der en tar utgangspunkt i en gitt reduksjon av visse forurensningsstoffer, må en kunne gi en så sikker og klar beskrivelse som mulig av hvilke forbedringer en kan vente seg av vannkvaliteten i gitte vannforekomster.

Effekten av en og samme utslippsmengde (eller en gitt reduksjon i utslippsmengde) kan variere svært mye ut fra hva slags vannforekomst som mottar denne. En grunn innsjø som Revovannet øverst i Aulivassdraget vil f. eks. tåle en gitt tilførsel langt dårligere enn en dyp innsjø med stort fortynningsvolum.

For å finne sammenhengen mellom utslippsmengden eller dosen (f.eks. kg pr. år) og effekten eller responsen i vannforekomsten (vannkvalitet i  $\mu\text{g/l}$ ), må en bruke dose/responsmodeller eller andre mer generelle kunnskaper om de aktuelle sammenhengene. Det er også en sammenheng mellom vannkvalitet og egnethet for forskjellig type bruk. For å gi et mest mulig konkret bilde på hva folk vil "få igjen" etter en utslippsreduksjon, diskuteres sistnevnte sammenheng også i noen grad i rapporten.

Ut fra kjennskap til de ovennevnte sammenhengene, har vi et best mulig utgangspunkt for å gi mest mulig korrekt informasjon i en betinget verdsettingsundersøkelse, slik at vi kan komme fram til en "riktigst mulig" betalingsvillighet. Figur 1 gir oversikt over sammenhenger som blir beskrevet i denne rapporten.



**Figur 1.** Sammenhenger mellom forskjellige relasjonsnivåer som beskrives i denne rapporten.

## 1.2. Formål

Formålet med dette prosjektet er å komme fram til verdien av å redusere landbruksforurensningen i Aulivassdraget i Vestfold. Nyten av redusert vannforurensning skal finnes ved å forsøke å overføre nytteestimer fra eksisterende betinget verdsetningsundersøkelser ("betalingsvillighetsundersøkelser") knyttet til vassdragene i Østfold. Metodikken for overføring av nytteestimer skal samtidig vurderes.

De målene som brukes for vannkvalitet i verdsetningsundersøkelser spenner over vide intervall og er lite presise. Selv om det ikke finnes noen helt entydig sammenheng mellom tilførsler av næringsstoff til et vassdrag og vannkvalitet (dose/responsammenheng), er formålet i dette prosjektet å lage dose/responsammenhenger på samme presisjonsnivå som de vannkvalitetsmålene som brukes i verdsetningsdelen. De sammenhengene en kommer fram til i den naturvitenskapelige delen av prosjektet, vil bli brukt i verdsetningsdelen for å framstille forventet endring i vannkvalitet og dermed egnethet for ulike brukerinteresser som følge av spesifiserte endringer i vannkvalitet.

Denne rapporten er organisert slik at de første kapitlene (kapittel 2-4) tar for seg den naturvitenskapelige delen av prosjektet, det vil si går gjennom virkninger og grunnleggende dose/responsammenhenger (kapittel 2), modellsammenhenger mellom tilførsler av forurensende stoffer og vannkvalitet i kapittel 3 og sammenheng mellom vannkvalitet og egnethet for ulik bruk i kapittel 4.

Siste del av rapporten er viet økonomisk verdsetting og tar for seg mulighetene for å bruke noen av resultatene fra betalingsvillighetsundersøkelsen som ble gjennomført i forbindelse med Nordsjøplanen til å si noe om verdsetting av redusert landbruksforurensning i Aulivassdraget.

I kapittel 5 vil vi beskrive metoder for verdsetting av miljøgoder, spesielt betinget verdsetningsmetoden, som er brukt i grunnlagsstudiene i denne rapporten, og i kapittel 6 beskrives metoder for overføring av nytteestimer. Deretter følger beskrivelse av materialet og noen vurderinger angående mulighetene og begrensningene som ligger i resultatene fra Nordsjøplanundersøkelsen ut fra litteratur om overføring av nytteestimer. Resultater fra forsøkene på overføring og sammenligning av de originale og overførte resultatene finnes i kapittel 8. I kapittel 9 diskuteres resultatene, og vi forsøker å trekke noen konklusjoner.

## 2. Virkningstyper, grunnleggende dose/respons sammenhenger

Det er særlig i forbindelse med eutrofiering (overgjødning), det er etablert sammenhenger mellom utslipp og effekt i form av matematiske likninger og modeller. For virkninger av suspendert stoff er det mer uklare sammenhenger, men noen enkle regneregler finnes i forhold til spredning og sedimentasjon.

### 2.1. Virkning av næringsalter i ferskvann

Når tilførselene av plantenæringsstoffer, særlig fosfor, blir store kan dette få endel uheldige virkninger i vannforekomsten.

Generelt blir det mer planter i innsjøen, både frittlevende planteplankton i vannmassen og vegetasjonsbelter langs strandkanten. Spesielt kan planteplankton misfarge vannet og nedsette siktedypet. Vannet blir mindre egnet som råvann, til jordvanning og til bading. Stor tilvekst av strandvegetasjon kan minske mulighetene for bading, båtliv og fiske.

Økt planteproduksjonen kan føre til oksygenvinn i dyplaget p.g.a. for stor nedbrytning av organisk materiale. Hvis alt oksygen forbrukes blir det ulevelige forhold for høyerestående organismer.

En økning i fosfortilførselen gir både en forandring av mengde og av artssammensetningen for plantene, i det en ofte får færre arter (lavere biodiversitet) og problemer med oppblomstring av blågrønnalger. Disse kan forekomme i rene monokulturer, og kan produsere meget giftige stoffer.

Disse problemene er ofte størst i lavlandet der det er stor menneskelig aktivitet, der det ofte er grunne innsjøer som tåler liten belastning, og hvor innsjøene fra naturens side allerede har et visst tilskudd av plantenæringsstoffer. Store, dype sjøer som f.eks. Mjøsa har imidlertid også blitt overbelastet av fosfor, og har tidligere vist negative reaksjoner med bl.a. omfattende blågrønnalgeoppblomstringer.

Forurensningsvirkningene varierer seg forskjellig i hurtigrennende og sakteflytende vassdrag. Dette som følge av vesensforskjellig dynamikk, vannutskifting og temperatur.

I rennende vann er det i vesentlig grad begroingsorganismene som avspeiler opptak og omsetning av løste næringsalter og løste lett nedbrytbare organiske forbindelser. Begroingsorganismene reagerer imidlertid også på en rekke andre faktorer som lys, temperatur, miljøgifter, surhetsgrad m.m.

Begroingsstudier benyttes først og fremst til å beskrive forurensningsvirkninger i hurtigrennende elver. Her veksler miljøforholdene raskt og kan være vanskelig å karakterisere ved andre parametre. Begroingsstudiers evne til å integrere (summere eller lagre) påvirkninger over tid har vist seg nyttig i den forbindelse.

Tilførsel av forurensninger til et vassdrag omfatter som regel både næringsalter og organiske stoffer. Tre funksjonelt forskjellige organismegrupper treer derfor i funksjon:

- **Primærprodusentene** stimuleres av næringssalter i oppbyggingene av organisk materiale. Disse utgjøres av alger, moser og høyerestående vegetasjon.
- **Nedbrytere** bryter ned organisk materiale under forbruk av  $O_2$  og frigjørelse av  $CO_2$ . Organismegrupper her er bakterier og sopp.
- **Konsumentene** bruker organisk materiale som byggestener. Eksempler på dette er lavtstående dyr som ciliater og svamper, dyreplankton, bunndyr og fisk.

I rennende vann foregår oppbygging og nedbrytning av organisk stoff parallelt, og det er vanskelig å skille disse prosessene fra hverandre. Begroingsamfunnet som består av både produsenter og nedbrytere, reagerer både på næringssalter og organisk stoff når disse tilføres samtidig (kloakkvann).

Fordi to funksjonelt forskjellige organismegrupper vurderes - produsenter/nedbrytere - vil anvendelsesområdet for hver enkelt variabel være forskjellig. Ved karakterisering av den biologiske respons må det derfor anvendes flere parametre slik at egenskaper ved begge de funksjonelle grupper er dekket.

## 3. Modellsammenhenger mellom tilførsler og vannkvalitet

### 3.1. Eutrofimodeller i elver

I elver er det en kontinuerlig og omfattende stoffutveksling mellom vannmassene, ulike typer organismer og bunnsedimentene. Variasjoner i vannføring og vannhastighet spiller i denne sammenheng en stor rolle. Stoffe som sedimenterer i lavvannsperioder resuspendes og fraktes videre ved høye vannføringer. I stilleflytende partier, loner og reguleringsdammer vil imidlertid en viss netto tilbakeholdelse (retensjon) av stoffer f. eks. fosfor kunne finne sted. Under storflom kan sannsynligvis en viss utvasking finne sted. Ved oversvømmelser kan partikulært materiale avleires på elvesletter i enkelte områder, mens det i andre områder vil finne sted en viss utgravingsvirksomhet og erosjon.

Ved siden av sedimentasjon som er den viktigste retensjonsprosessen, vil biologisk opptak og adsorpsjon også medføre et gradvis avtak av fosfor. De to sistnevnte prosesser medfører dessuten at en del av fosforet inaktiveres ved at biologisk tilgjengelig ortofosfat går over til mindre tilgjengelige former for partikulært fosfor. Den biologiske tilgjengeligheten av stoffene (fosforet) vil derfor gradvis avta. En eventuell inaktivering vil imidlertid variere avhengig av strømhastighet og vassdragets utforming.

P.g.a. det regionalt varierende strømningsmønster (hurtig- og sakteflytende) i en elv, vil eventuell retensjon/inaktivering av stoffer variere. Bruk av varierende retensjonskoeffisienter vil medføre et meget omfattende arbeide og eventuelle dose-responsmodeller må tilpasses det enkelte vassdrag/vassdragsavsnitt.

Glomma kan tjene som et eksempel på hva som er funnet av retensjon i elv, regnet som totalfosfor på årsbasis. Her ble det anvendt en midlere tilbakeholdelse-prosent for fosfor på 0.1 % pr. km elvestrekning (Holtan 1991).

Selv om denne verdi gav beregningsresultater som stemte bra med måleresultatene, er det nødvendig med ytterligere forskning for å studere sammenhengen dose-respons i denne forbindelse.

En ytterligere kompliserende faktor ved utarbeidelse av dose-responsmodeller for elver, er at fortynningsvannmengdene øker nedover i vassdraget og at stadig nye tilførsler kommer til. Det vil derfor være nødvendig å dele opp vassdraget i segmenter, hvor hvert segment behandles for seg. De totale tilførsler blir da summen av tilførslene fra ovenforliggende segment og de lokale tilførsler til segmentet (Holtan 1991):

$$\text{Tot } P_1 = \text{Tot } P_0 * (1 - t/100) + \text{Tot } P_{\text{lok}} \quad [3.1.]$$

der

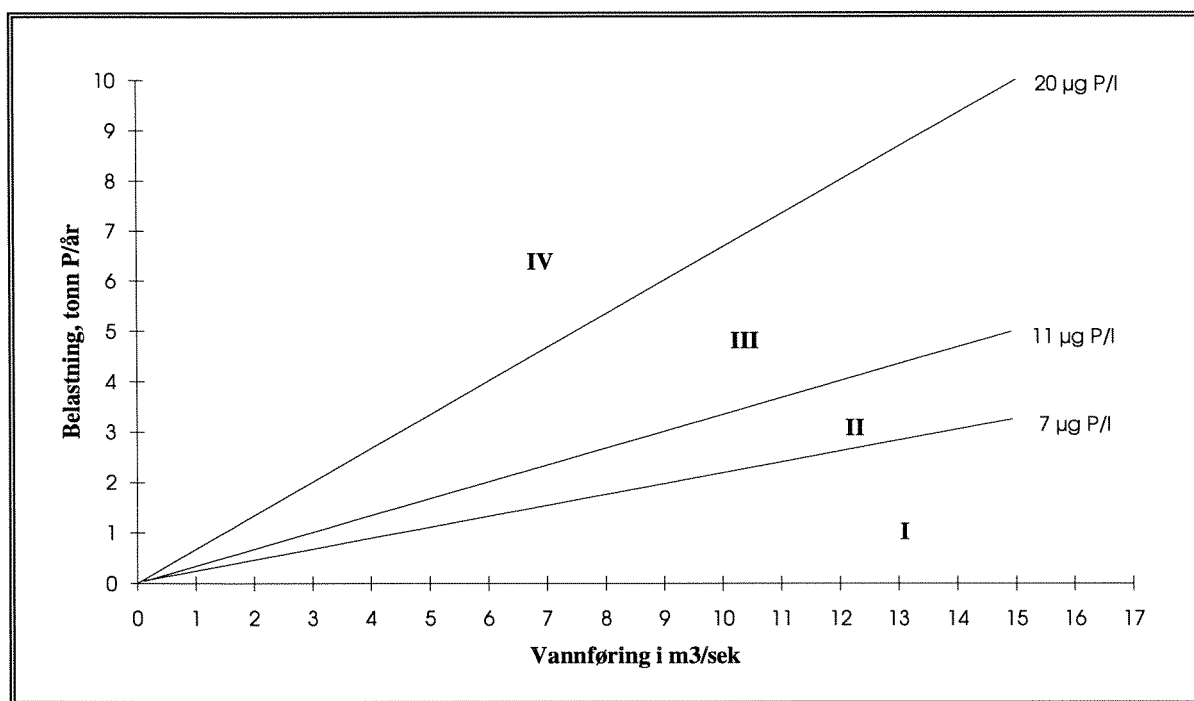
Tot  $P_1$  = den totale tilførsel av fosfor

Tot  $P_0$  = fosfortilførslene til ovenforliggende segment

t = tilbakeholdelseskoeffisienten for fosfor i ovenforliggende segment

Tot  $P_{\text{lok}}$  = lokale tilførsler.

Stoffkonsentrasjonene avhenger av belastningen, dvs. de beregnede tilførslene, og vannføringen. Denne sammenhengen går fram av figur 2.



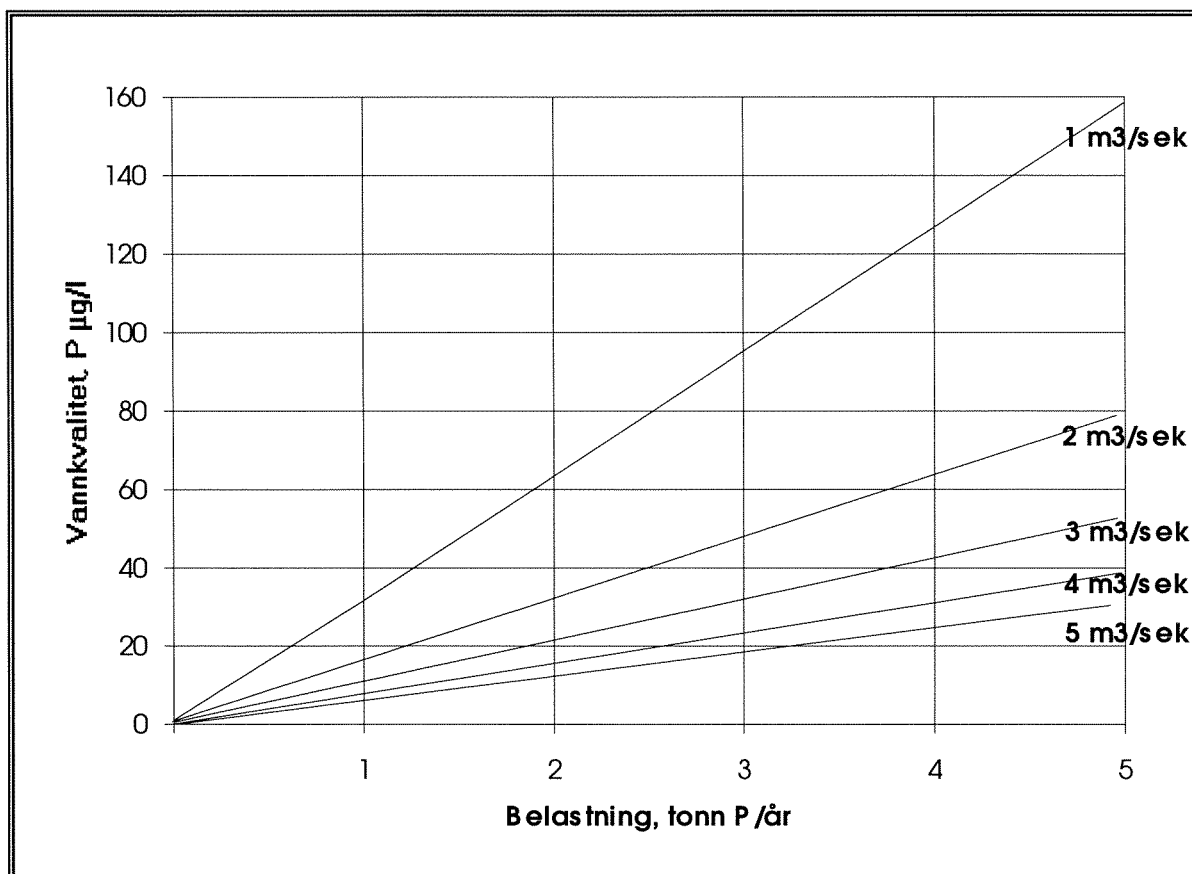
**Figur 2.** Sammenhengen mellom belastning og vannføringen i elver. Romertallene angir tilstandsklassen.

Vi forutsetter at tilførselen blandes godt inn i vannmassen, noe som er vanlig for norske elver. Dessuten forutsettes at belastningen er jevnt fordelt over året. Dette gjelder ofte for industriutslipp eller utslipp fra kommunale avløpsanlegg, men passer mindre bra for landbruksavrenning.

Ofte er det allerede målt konsentrasjoner av næringssalter i elvene. Hvis en skal beregne en ny vannkvalitet, målt som midlet årskonsentrasjon av f.eks. totalfosfor, ut fra en gitt prosentvis reduksjon i tilførslene, behøver ikke tilførslene å være beregnet/målt på forhånd. Allikevel vil det være en fordel å ha en god oversikt over dagens tilførsler når en ny målsetting for vannkvalitet skal settes opp om ikke annet for å se om praksis stemmer med teori.

Forholdet mellom tilførsler og vannkvalitet styres også i særlig grad av vannføringen. Hvis en forutsetter at en skal gjøre tiltak som ikke påvirker vannføringen i særlig grad, kan en anta at det er et tilnærmet lineært forhold mellom tilførsler og resulterende vannkvalitet, målt som totalfosfor. Figur 3, som er en omarbeidning av figur 2, er da lettere å bruke.





**Figur 3.** Sammenhengen mellom belastning (tilførsler) og resulterende vannkvalitet ved noen gitte vannføringer.

For Aulielva er det målt vannkvalitet ved utløpet i 1991/1992 (Holtan 1992). Middelkonsentrasjoner for fosfor var i denne perioden  $60 \mu\text{g/l}$ . Forurensningsgrad betegner forholdet mellom dagens vannkvalitet og en naturlig bakgrunnskvalitet. For å beregne forurensningsgrad må en derfor foruten å kjenne dagens tilstand, også ha en formening om hvor stor del av de målte verdiene som stammer fra naturlige tilførsler. Aulivassdraget drenerer i stor grad områder under marin grense, dvs. marine leirer som fra naturens side gir en god del tilførsler av næringssalter og partikler. For fosfor har vi satt at  $12 \mu\text{g/l}$  skyldes naturlige tilførsler, og resten skyldes antropogene kilder. Etter det gamle vannkvalitetskriteriesystemet med 4 klasser tilsvarer dette en klar klasse IV, altså sterkt forurensset.

I forbindelse med spørreundersøkelsen om folks betalingsvillighet, skulle det tas utgangspunkt i en avlastning på henholdsvis 25 og 50% av dagens tilførsler/utslipp. Dette bør tolkes som en reduksjon av de antropogene tilførsler og ikke totaltilførslene, siden det ikke kan gjennomføres tiltak for å redusere de naturlige tilførslene. En 25% reduksjon vil gi en resulterende fosforkonsentrasjon på  $48 \mu\text{g/l}$ , noe som fortsatt vil medføre en klasse IV i forurensningsgrad. Allikevel vil dette være en langt bedre klasse IV, hvor folk vil se klare forbedringer i vassdraget. Dette har sammenheng med at ved siden av den rene næringssaltavlastningen, vil de mest kostnadseffektive tiltakene som evt. vil bli gjennomført, redusert høstpløying etc. Dette vil gi en god tilleggs effekt ved redusert erosjon, og dermed klarere vann.

En 50% reduksjon av antropogene kilder vil gi en tilsvarende reduksjon ned til  $36 \mu\text{g/l}$ . Denne konsentrasjonen vil strengt tatt fortsatt bety en forurensningsklasse IV mhp. fosfor, i forhold til det

gamle kriteriesettet. Når det i spørreundersøkelsen for Aulivassdraget allikevel ble satt opp en klasse III for reduksjon med 50%, har dette særlig sammenheng med to forhold:

1. I spørreundersøkelsen er det vist til en mer generell beskrivelse av forurensningsgrad, og ikke en så rigid klasseinndeling som vannkvalitetskriteriesystemet representerer. Forbedringen ved 50% avlastning vil være svært tydelig i Aulielva, og vil korrespondere godt med beskrivelsen gitt i spørreundersøkelsen ved en reduksjon på *en* hel vannforurensningsklasse.
2. I betalingsvillighetsundersøkelsen i Vansjø-Hobølvassdraget som denne undersøkelsen sammenliknes med, ble det etter foreløpige beregninger av vannkvalitetsforbedring forespeilet en hel forurensningsklasse forbedring som følge av 50% reduksjon i overgjødningen. Dette var noe bedre enn det de endelige beregningene konkluderte med.

### 3.2. Eutrofimodeller i grunne innsjøer

Det brukes modeller som ser på årstilførsler og vannkvalitet i sommerhalvåret.

Modellene som er referert nedenfor gjelder for grunne sjøer med middeldyp (volum/areal) mellom 1,5 og 15 m. Dette synes derfor i utgangspunktet å passe bra på Revovannet som har et middeldyp på bare 2,2 m.

Berge (1987, 1990) har laget modeller for såkalt *akseptabel* belastning av fosfor. I begrepet *akseptabel* belastning/vannkvalitet ligger at faren for oppblomstringer av blågrønnalger er redusert til et minimum, at vannmassene får beholde oksygenet gjennom hele året, og at evt. selvovergjødslingproblemer fra sedimentene er sterkt redusert.

Modellene må ses på som veiledende og ikke som absolutte fasitsvar. Selv om enkelte av korrelasjonsfaktorene (r-verdien) virker overbevisende gode, vil innsjøer med forskjellige økosystemstrukturer reagere forskjellig på en fosfortilførsel. Særlig innsjøer med ubalanserte økosystemer vil kunne ha en sterk respons på en gitt fosfortilførsel i form av økt algevekst og blågrønnalgeoppblomstringer. Med ubalanserte økosystemer menes innsjøer med overvekt av planktivore fiskeslag (mort, brasme eller lagesild) som beiter effektivt ned zooplanktonbiomassen som i neste omgang ikke har mulighet til å modifisere en økt algevekst. Revovannet er et eksempel på en slik innsjø med skjev økosystemstruktur.

Modellene er til en viss grad tilpasninger av Vollenweiders (1968, 1976) opprinnelige ligninger som bygde på empiriske data fra mellomeuropeiske innsjøer.

Det har vist seg at grunne innsjøer tåler bedre en høy fosforkonsentrasjon enn dypere innsjøer før blågrønnalger produseres i stort omfang. Det er satt opp en formel for å finne akseptabel fosforkonsentrasjon og der eneste bestemmende parameter er middeldypet.

$$\overline{[P]} = -8,68 * \ln \overline{z} + 30,13 \quad r=1.00 \quad p=0.001 \quad [3.2.]$$

der

$\overline{[P]}$  = akseptabel fosforkonsentrasjon målt som Tot-P i blandprøve fra epilimnion gjennom produksjonsperioden  
 $\overline{z}$  = middeldypet til innsjøen (volum/areal)

Tabell 2 viser en del sentrale morfometriske og hydrologiske data for Revovannet:

**Tabell 2.** Morfometriske og hydrologiske data for Revovannet (fra Berge 1988).

Areal nedbørfelt	21,8 km <sup>2</sup>
Areal innsjø	1,7 km <sup>2</sup>
Innsjøens høyde over havet	44 m
Midlere dyp (V/A)	2,2 m
Største dyp	3,5 m
Volum	3,7*10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Midlere avrenning	22 l/km <sup>2</sup> sek
Årlig avløp	15,1*10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Teoretisk oppholdstid	0,25 år

I forhold til ovennevnte data og bruk av modellen for akseptabel belastning vil Revovannet tåle maksimalt en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 23,3 µg/l gjennom sommerhalvåret, og en årlig fosfor tilførsel på 646 kg fosfor.

Grunne sjøer tåler imidlertid mindre belastning (tilførselsmengde) enn dype sjøer, og gjennomsnittlig innsjøkonsentrasjon avhenger, i tillegg til tilført mengde, av innsjøens teoretiske oppholdstid og det årlig avløpet etter formelen:

$$\overline{[P]} = \frac{\text{Tot } P_{\text{inn}}}{2,293 * T_w^{0,16} * Q} \quad r=0.83 \quad p=0.001 \quad [3.2.]$$

der

$\overline{[P]}$  = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

Tot  $P_{\text{inn}}$  = årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet

$T_w$  = teoretisk oppholdstid (oppfyllingstiden, hvis innsjøbassenget hadde vært tomt)

$Q$  = årlig avløp (m<sup>3</sup> ut av sjøen pr år)

Problemet er at dette gjelder innsjøer som i all hovedsak får sine tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet. For Revovannet er det målt svært høy pH (9,9) i overflatelaget om sommeren (Løvstad et al. 1987). Ved slike pH-verdier vil sedimentert fosfor i strandsonen igjen bli mobilisert, og innsjøen begynner å gjødsle seg selv. Å bruke modellen ovenfor gjør derfor at en får et overestimat hvis en regner at alt fosforet kommer fra nedbørfeltet. Modellen kan allikevel gi et overslag over hvor mye fosfor som totalt tilføres innsjøen fra både indre og ytre kilder, altså fra intern overgjødning og fra nedbørfeltet.

Tabell 3 viser sesongmidlede verdier fra to undersøkelser i 1987 (Løvstad et al. 1987), og i 1988 (Faafeng et al. 1990).

**Tabell 3.** Sesongmiddelverdier for Revovannet 1987 og 1988.

Parametre	1987	1988
Konduktivitet, mS/cm (25°C)	10,2	
pH	9,91	
Farge, mg Pt/l	20	
Total fosfor, µg P/l	61	75,5
Total nitrogen, µg N/l	1540	1226
Algevolum, mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	46300	
Klorofyll, µg/l		50,0

Hvis vi bruker midlede verdier av Tot-P-konsentrasjon fra begge undersøkelser får vi 68 µg P/l. Bruk av ovennevnte modell gir en total tilførsel av fosfor på 2,45 tonn/år. Dette gjelder både indre og ytre kilder. De indre kildene er imidlertid ikke kvantifisert. Som en mulig utvei kan man anta at de indre kildene ligger mellom 20 og 60 % av totaltilførselen, dvs. mellom 490 og 1470 kg P kan komme fra eget sediment. Ved at de eksterne kilder reduseres, blir også de interne kilder redusert, eller delvis "slått av". Endel av kildene skyldes naturlige tilførsler fra utvasking av næringssalter fra den marine leira som utgjør mesteparten av nedbørfeltet. Disse tilførslene kan det ikke gjøres tiltak i forhold til, og det er vurdert at dette kan utgjøre 7-8 % av tilførslene fra nedbørfeltet (j.fr. kapittel 3.1 om Aulielva), altså 70-140 kg. Alt i alt betyr det at reduksjonspotensialet fra nedbørfeltet er 910-1820 kg.

Ved å avlaste 25 og 50% av nedbørfelttilførslene vil de interne tilførslene også reduseres, men neppe i like stor grad. Denne type innsjøer gir gjerne en svakere og ofte også utsatt respons på avlastninger fra nedbørfeltet. Dette antas å ha sammenheng med at den interne overgjødningen bare i liten grad blir "slått av" ved reduksjoner av P fra nedbørfeltet. La oss anta at en 25-50% avlastning i nedbørfeltet er med på å redusere den interne overgjødningen med det halve, relativt sett, dvs. 12,5-25%.

Dette gir følgende reduksjoner:

- A. 25% gir 230-460 kg P fra nedbørfeltet og 60-120 innsjøinternt fosfor, totalt 290-580 kg.
- B. 26% gir 460-920 kg P fra nedbørfeltet og 120-240 innsjøinternt fosfor, totalt 580-1160 kg.

Vannkvalitetsmessig, som reduksjon av totalfosfor i vannmassen, får dette følgende utslag:

- A. 25% avlastning medfører 52-60 µg P/l.
- B. 50% avlastning medfører 36-52 µg P/l.

For å finne forurensningsgraden som dette tilsvarer må en vite den naturlige fosforverdien i innsjøen. Den kan finnes på bakgrunn av naturlig konsentrasjonen i bekkene, som allerede er bestemt til 12 µg P/l og ved bruk av en omregning av lign. 1:

$$[P]_i = 2.293 * \overline{[P]} * T_w^{0.16} \quad [3.3.]$$

der

$[P]_i$  = gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon i tilløpsbekkene

$\overline{[P]}$  = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

Dette gir 7 µg P/l for innsjøen.

Strengt tatt er både 25 og 50% avlastning fortsatt i klasse IV. Med den samme begrunnelse som under elver (kap. 3.1), ble det allikevel funnet forsvarlig å benytte klasse III i spørreundersøkelsen for 50% avlastning. For 25% avlastning er det usikkert i hvilken grad en kan vente synlige forbedringer i vannkvaliteten i Revovannet. Som nevnt vil endel innsjøer med stor grad av selvovergjødning effektivt klare å motstå en vannkvalitetsforandring selv om tilførslene fra nedbørfeltet reduseres mye. I spørreundersøkelsen ble det spurt om vassdraget sett under ett (dvs. inklusive elvestrekningene som utgjør den absolutt største delen av vassdraget). En 25% reduksjon vil da få synbare effekter.

Det er videre etablert et empirisk forhold mellom totalfosfor-innholdet i innsjøen og klorofyllnivået (algenivået).

$$[Kl.a] = 0.6[\overline{P}]^{0.96} \quad r=0.90 \quad p=0.001 \quad [3.4.]$$

der

$[Kl.a]$  = gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon ( $\mu\text{g/l}$ ), målt gjennom sommersesongen

$[\overline{P}]$  = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

For Revovannet vil en midlet fosforkonsentrasjon for 1987/88 på  $68 \mu\text{g P/l}$ , noe som tilsvarer  $34 \mu\text{g Kl a/l}$ . I forhold til en målt konsentrasjon på 50 (målt bare ett år i 1988) ser ikke samsvaret særlig godt ut. For svært eutrofe innsjøer med en stor grad av selvovergjødning, finner en imidlertid ofte oppblomstringer av blågrønnalger, noe som gir høye klorofyllverdier.

Det er ikke etablert noen empirisk sammenheng mellom klorofyllnivået og innholdet av blågrønnalger. Det er foreslått noen sammenhenger (Trimbee & Prepas, 1987), men her er det også mange andre forhold som spiller inn. Revovannet har gjentatte år opplevd blågrønnalgeoppblomstringer, og det har også vært registrert spor av giftproduksjon (Skulberg 1987).

Det er også registrert problemer med framvekst av blågrønnalger (også giftproduserende) i innsjøer med relativt lave fosfor- og klorofyllkonsentrasjoner, noe som indikerer at også andre faktorer er bestemmende. Forholdet mellom fosfor og nitrogen, topografiske forhold og graden av gjennomstrømming er bl.a pekt på som medvirkende årsaker.

Klorofyllmengden vil innvirke i stor grad på siktbarheten (Sd) i vannet, noe som er en viktig parameter for bestemmelse av egnethet for ulike brukerinteresser som f.eks. bading.

$$Sd = 10,8[Kl a]^{-0.62} \quad r=0.91 \quad p=0.001 \quad [3.5.]$$

der

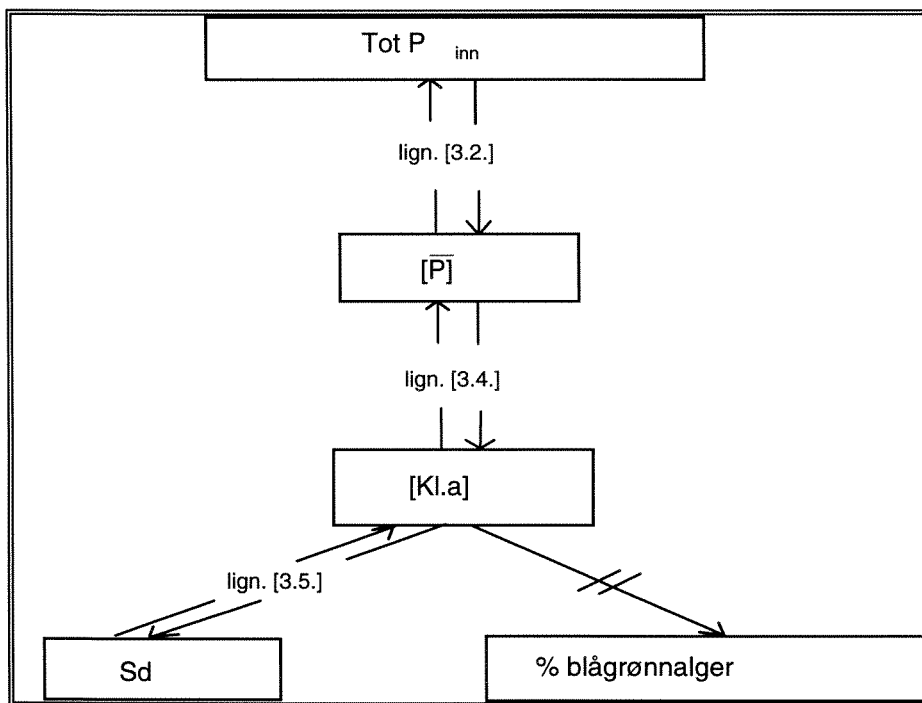
Sd = gjennomsnittlig siktedyp (m), målt med Secciskive gjennom sommersesongen

$[Kl.a]$  = gjennomsnittlig klorofyllkonsentrasjon ( $\mu\text{g/l}$ ), målt gjennom sommersesongen

Siktedypet er ikke bestemt i det materialet vi disponerer. En klorofyllkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g/l}$  i Revovannet vil gi et siktedyp på 95 cm.

Det er imidlertid også andre forhold som vil spille inn på siktbarheten i vannet. Dette kan særlig være knyttet til erosjonspartikler fra leirbekker og elver, eller at badeaktiviter i seg selv på strand med finpartiklet bunn skaper grumsete vann.

De etablerte sammenhengene som er utredet ovenfor er illustrert i figur 4.



**Figur 4.** Sammenhengen mellom fosfortilførsler, klorofyllnivåer og siktedyp i grunne innsjøer. Pil med strek over viser at det er en sammenheng mellom nivåene men at det ikke er etablert et empirisk grunnlag som lar seg beskrive med en matematisk ligning.

Formlene ovenfor er satt opp for å finne effekten av et gitt utslipp på totalfosforkonsentrasjonen, klorofyllnivået og siktedypet. De ovennevnte sammenhenger gjør det mulig på en enkel måte å regne tilbake for å finne nødvendig avlastingsnivå (i kg P) ut fra ønskede forbedringer og vannkvalitet i form av reduserte algemengder og økt siktedyp.

### 3.3. Modeller for suspendert stoff i ferskvann

I områder med marin leire (som utgjør mesteparten av Aulivassdragets nedbørfelt) kan erosjonsprosessene være svært sterke, og kan faktisk overgå mange breelver (Bogen 1986). I områder der det er foretatt bakkeplanering, intensiveres erosjonsprosessene ytterligere. Naturlige elveløp kan bli gjenfylt, og partikkeltransporten, ikke minst partikkelbundet fosfor, kan være betydelig.

Vannet i Aulielva er under flomperioder sterkt balastet med suspendert materiale og verdier på over 160 mg/l er målt. Ved normal og lav vannføring varierer konsentrasjonen mellom 2 og 10 mg/l (Holtan 1992). Det er vanskelig å bestemme den naturlige verdien av suspendert stoff, og det blir dermed vanskelig å bestemme forurensningsgraden. Ut i fra tilstandsklassifiseringen, tilstanden uavhengig av hvor tilførselene kommer fra (SFT 1989), tilsvarer dette imidlertid klasse 4, hvis noen flomsituasjoner er med i dataene. Ved normal og lav vannføring kan tilstanden bevege seg ned mot klasse 3.

Det er ikke utarbeidet enkle dose/responsmodeller for suspendert stoff/partikler i elver og innsjøer. Modeller som er sammenliknbare med de forannevnte eutrofimodellene som tar

utgangspunkt i årstilførsler og gjennomsnittlige betraktninger om stoffkonsentrasjoner, som videre kan relateres til siktedyp, finnes altså ikke.

Det finnes imidlertid flere kompliserte økosystemmodeller, med en tidsoppløsning ned til en dag og som kan simulere stoffinnhold og mange andre parametre. For elver kan nevnes Qual -2E og for innsjøer FINNECO. Modellene krever imidlertid mange inputparametre og er generelt vanskelige å kalibrere. Begge modellene er i bruk ved NIVA.

## 4. Forholdet mellom vannkvalitet og egnethet for bruk.

I vannkvalitetskriteriene (SFT 1992, SFT 1989) er det gitt konkrete kriterier som knytter vannkvaliteten målt i f.eks. fosfor, klorofyll og siktedyp til egnethet for forskjellig bruk. Inndelingen er i fire klasser: godt egnet (1), egnet(2), mindre egnet(3) og ikke egnet(4). Det er laget kriterier for egnethet i forhold til drikkevann, friluftsbad, jordvanning, fiskeoppdrett, sportsfiske, båtsport, naturvern og kulturminnevern. I kortversjonen (SFT 1992) er de tre sistnevnte kategoriene ikke tatt med. I forbindelse med det oppsettet som ble laget for betalingsvillighetsundersøkelsen knyttet til Nordsjøplanen, og senere i Aulivassdraget, ble det brukt fire brukerkategorier. Dette skulle tilsvare de fire forurensningsklassene, og der beste forurensningsklasse tilsvarte en brukeregnethet for alle brukerkategorier, mens dårligste forurensningsklasse bare tilsvarte egnethet for en kategori (båtbruk).

Det ble satt opp en gradering av brukerinteressene etter hvilke som satte høyest krav til vannkvaliteten. I gradert rekkefølge ble dette:

1. Drikkevann
2. Svømming/bading
3. Sportsfiske
4. Bruk av båt

Dette representerer en forenkling på den måte at graderingen ikke er uniform for alle virkningstyper/forurensningstyper. Dessuten er det en firedeling i egnethetsklassifiseringen og ikke en absolutt gradering egnet/ikke egnet som indirekte brukes i undersøkelsen. Ut fra en helhetlig og forenklet betraktning kan det allikevel forsvares at en noe stilisert og forenklet beskrivelse brukes i en betalingsvillighetsundersøkelse.

For Aulivassdraget ble det vist en oversikt over alle forurensningsklasser med tilhørende egnethet, men kun forurensningsklasse 3 og 4 ble brukt som mulig avlastningsnivå/målnivå/scenario. For klasse 4 ble det hevdet at vannkvaliteten kun var egnet til båtbruk, mens klasse 3 egnet seg til både båtbruk og sportsfiske.

For klasse 2 og 1 er vannet egnet til bading h.h.v. drikkevann. Drikkevannsforsyningen kan imidlertid også benytte vann av dårligere råvann enn det forurensningsklasse 1 representerer. Dette betyr imidlertid at en må investere ganske store summer i renseanlegg for å kunne gi en godkjent kvalitet ut til forbruker. Ved å gjennomføre tiltak som forbedrer vannkvaliteten, reduseres imidlertid nødvendigheten av å implementere høygradig renseutstyr og dermed kan en oppnå en betydelig innsparing.

Siden klasse 3 og 4, som er aktuelt i Aulivassdraget, kun gjelder båtbruk og sportsfiske vil vi knytte noen kommentarer til disse brukerinteressene.

### 4.1. Båtbruk

Vannkvaliteten i de aller fleste vassdrag i Norge er ikke til særlig hinder for båtbruk. Å bruke vannkvaliteten som eneste egnethetskriterium er derfor ikke særlig hensiktsmessig. Sterkt belastede vannforekomster er bl.a. av estetiske grunner ikke særlig egnet for fritidsaktiviteter, inkludert båtbruk. Vannkvaliteten bør bety mer ved bruk av båter der det er en reell mulighet for ufrivillig å falle ut i vannet. Opplysninger om vannvegetasjonens sjenanse for båtbruk bør være med som et egnethetskriterium.



Vannforekomstens utforming, og ikke minst dybdeforhold vil være viktige kriterier for egnethet. Her kan det være forskjellige preferanser ettersom hvilken båttype som brukes. F. eks. ved kanopadling foretrekkes som oftest rolige og mindre innsjøer. Tilrettelegging for båtbruk, brygger, bøyer, opplag, parkering etc. vil også bety mye når egnetheten skal vurderes.

Som en totalvurdering kan en si at Aulivassdraget idag egner seg til visse typer aktiviteter, f. eks. kanopadling. På enkelte strekninger, særlig nederst i vassdraget, vil nok allikevel vannkvaliteten for noen virke svært uestetisk.

## 4.2. Sportsfiske

Fiskefaunaen i vannforekomstene er betinget av innvandringshistorie, utsettinger, vassdragsinngrep og forurensningstilstand. I de eutrofierte lavlandsvassdragene på Østlandet, som Aulivassdraget er del av, ser en ofte at ørret har forsvunnet helt eller delvis pga. forurensningstilførsler. I slike vassdrag ser en ofte en dominans av karpefisk som i liten grad egner seg som matfisk. Denne dominansen øker vanligvis jo mer forurenset vassdraget er.

Revovannet har en stor karpefiskbestand bestående av hovedsakelig mort og brasme (MVA 1986). Det finnes imidlertid også en bestand av gjedde og abbor, som tradisjonelt sett er fiskearter som det knyttes en viss interesse til. De førstnevnte karpefiskene, som er nærmest helt uinteressante i sportsfiskesammenheng, utgjør imidlertid en meget stor del av den totale fiskebiomassen.

På tross av en stor grad av forurensningsbelastning i Aulielva er det registrert ørret. Ved gjennomføring av tiltak for begrenning av tilførselen av næringssalter og erosjonspartikler vil vannkvaliteten bedres og gyteområder i mindre grad tilslemmes av partikler. Hvis forurensningssituasjonen bedres fra klasse 4 til 3, vil forholdene for ørreten i elva bedres betraktelig. Det vil bli mer fisk, og vannet blir klarere slik at de estetiske forholdene i forbindelse med utøvelsen av fisket vil bedres.

En tilsvarende forbedring i Revovannet vil kunne gi bedre forhold for gjedde, ved at den lettere kan se og fange fisken. Abboren vil etter alt å dømme også få forbedret sine levekår. Om karpefisken vil gå særlig tilbake er mer usikkert. Det virker som om hvis disse fiskene først har opparbeidet seg et hegemoni i pelagialen, så gir de ikke så lett slipp på dette. Ved utsetting av rovfisk, f.eks. gjørs, kan imidlertid dette hegemoniet løses på. En utsetting av storørret kan også komme på tale hvis forurensningsbegrensende tiltak gjør gytebekkene tilfredsstillende for ørreten.

På bakgrunn av det ovenstående vil en ved en forbedring fra dagens forurensningklasse 4 til forurensningklasse 3 kunne si at vannforekomsten vil være egnet for sportsfiske.

## 5. Verdsetting av miljøgoder- betinget verdsettingsmetoden

Siden undersøkelsene som danner utgangspunktet for overføring av nytteestimer i dette prosjektet er gjennomført ved betinget verdsettingsmetoden, vil vi ved innledningen til den "økonomiske delen" si litt om verdsetting av miljøgoder generelt og om betinget verdsettingsmetoden spesielt.

Ved verdsetting av miljøgoder forsøker en å finne godets totalverdi. Totalverdien består av to hovedkomponenter: bruksverdi og ikke-bruksverdi. Med bruksverdier menes at folk verdsetter miljøgoder p.g.a egen nåværende og/eller (potensiell) framtidig bruk. Ikke-bruksverdier er verdier som ikke er motivert ut fra faktisk eller mulig framtidig bruk av godet. Årsaken til dette kan være at de ønsker å bevare miljøgodene for framtiden (bevaringsverdi), at de ønsker at miljøgodene skal "finnes der" for dem selv og/eller andre (eksistensverdi) eller at de ønsker å vite at godet vil være tilgjengelig for framtidige generasjoner.

Det er utviklet flere metoder for verdsetting av miljøgoder. Disse kan deles inn i direkte og indirekte metoder. De indirekte metodene tar utgangspunkt i individenes adferd i markeder for et privat gode som er komplementært til det aktuelle miljøgodet. De mest kjente er transportkostnadsmetoden og omveismarkedsmetoden ("hedonic pricing").

Transportkostnadsmetoden tar utgangspunkt i et avgrenset rekreasjonsområde. Ut fra reisekostnader forbundet med besøk i området og besøkhypighet for folk i ulik avstand fra området, kan en beregne etterspørselskurven for rekreasjonsområdet ved å anta at besøkhypigheten avtar når reisekostnadene øker.

Omveismarkedsmetoden forutsetter at det er et "marked" for forurensninger i den forstand at f.eks. boliger vil ha en høyere markedspris jo mindre forurensninger det er i området. Dersom alle andre aspekter ved boligene er like og kan identifiseres, vil forskjeller i miljøkvalitet gi seg utslag i ulike boligpriser. Dette vil da gjenspeile total betalingsvillighet for denne forskjellen i miljøgodets kvalitet.

De direkte metodene forsøker å utlede individenes betalingsvillighet direkte ved å konstruere et hypotetiske marked. Mest kjent blant de direkte metodene er "Contingent Valuation Method", kalt betinget verdsettingsmetoden, betalingsvillighetsundersøkelser eller intervjumetoden på norsk.

De ulike metodene måler ikke den samme verdien av miljøgodene. Dette har betydning når en skal velge metode for verdsetting av miljøgoder. De indirekte metodene, transportkostnadsmetoden og omveismarkedsmetoden, kan bare brukes for å verdsette bruksverdien av et miljøgode. Hvis en skal verdsette miljøgoder som først og fremst har bruksverdi, kan derfor disse metodene være egnet.

Betinget verdsettingsmetoden har et stort bruksområde fordi den, i motsetning til de indirekte metodene kan måle totalverdien av miljøendringer, altså både bruks- og ikke-bruksverdier. For goder som har betydelige innslag av ikke-bruksverdier er denne metoden den eneste tilgjengelige. Det er stort sett enighet om at metoden er best egnet til å verdsette miljøgoder som er velkjente, kan beskrives klart og i riktig sammenheng og ikke er altfor komplekse (se f.eks. Mitchell og Carson 1989).

I det følgende gis en summarisk henvisning til det teoretiske grunnlaget den betingede verdsetningsmetode bygger på. Det vises til standardbøker i velferdsteori for en mer inngående beskrivelse av de begreper som benyttes (se f.eks. Boadway og Bruce 1989).

Både betinget verdsetningsmetoden og de andre verdsetningsmetodene bygger på verdibegrepet slik det er definert i økonomisk teori. Utgangspunktet for verdibegrepet er en persons preferanser eller nyttefunksjon. Nyttefunksjonen gir uttrykk for det maksimale nyttenivå en person kan oppnå gitt inntekt, priser på markedsgoder og tilgangen til kollektive goder.

Et nyttig teoretisk utgangspunkt for verdsetting av miljøgoder er totalverdifunksjonen (Bradford 1970). Anta en situasjon der nyttenivået til en person er bestemt av inntekt  $y$ , prisen  $p$  på markedsgoder og omfanget av miljøgoder,  $q$ . Vi kan skrive verdsetningsfunksjonen som:

$$v = v(p, q, y). \quad [5.1.]$$

I utgangspunktet er nyttenivået  $v_0 = v(p_0, q_0, y_0)$ . Hvis vi antar at omfanget eller kvaliteten av miljøgodene endres fra  $q_0$  til  $q_1$ , er det kompensierende overskuddsmålet den endring i inntekt som holder personen på det samme nyttenivået ( $v_0$ ). Dersom endringen i  $q$  fører til en nytteøkning, betyr dette en reduksjon av inntekt fra  $y_0$  til  $y_1$  for å holde nyttenivået konstant.

Det kompensierende overskuddsmålet,  $k$ , kan nå defineres indirekte ved

$$v_0 = v(p_0, q_0, y_0) = v(p_0, q_1, y_1) = v(p_0, q_1, y_0 - k) \quad [5.2.]$$

Ved en økning i nyttenivået er  $k > 0$ , og er den maksimale betalingsvillighet for endringen fra  $q_0$  til  $q_1$ .

Utgiftsfunksjonen er en måte å representere nyttemaksimeringsproblemet på. Den er definert som:

$$e(p, q, u) = \min \{y: v(p, q, y) \geq u\} \quad [5.3.]$$

der  $u$  er et visst nyttenivå, og de øvrige symboler er som forklart foran [5.1.] ovenfor.

Lar vi  $(p_0, q_0, y_0)$  være før-situasjonen og ser på en endring til  $(p_1, q_1, y_1)$  er det kompensierende overskuddsmålet:

$$k = e(p_0, q_0, u_0) - e(p_1, q_1, u_0) + (y_1 - y_0) = y_1 - e(p_1, q_1, u_0) \quad [5.4.]$$

I en betinget verdsetningsstudie blir respondenten bedt om å bestemme (og oppgi) hvilken endring i inntekt som samtidig med endringen i kvalitet/kvantitet av miljøgodet, gjør at han befinner seg på samme nyttenivå etter endringen som han gjorde før endringen. Hvis endringen er positiv, det vil si at  $q_1$  blir foretrukket framfor  $q_0$ , blir kompensierende overskuddsmål positiv. Det vil si at respondenten vil være villig til å betale inntil det beløp som gjør at hans nyttenivå er det samme som i den opprinnelige situasjon.

Det normative prinsippet bak samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse er at dersom summen av alle individenes kompensierende overskuddsmål i samfunnet er positiv, er det samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre prosjektet. De i samfunnet som opplever en forverring som følge av prosjektet kan da i teorien få kompensasjon ut av det samlede kompensierende overskuddet, og det overskytende overskuddet kan fordeles slik at alle i samfunnet er på et høyere nyttenivå etter at prosjektet er gjennomført. I praksis er det sjelden at det blir gitt full kompensasjon til alle parter.

Den betingete verdsettingsmetoden forsøker å få respondenter i en spørreundersøkelse til å oppgi sin verdsetting av hypotetiske endringer i forsyning eller kvalitet av et gode som ikke omsettes på et marked. Respondentene gis en beskrivelse av godet som skal verdsettes, nåværende kvantitet og kvalitet og forventet endring. Betalingsmåten for å finansiere endringen blir også presentert. Så blir respondenten bedt om å vurdere den beskrevne endringen grundig og oppgi sin maksimale betalingsvillighet for å få, eller minimale kompensasjon for å akseptere, endringen. Det er flere variasjoner av denne måten å spørre på, som omtalt nedenfor. Betalingen kan f.eks. knyttes til økte skattesatser, økte priser eller avgifter på bestemte varer eller tjenester.

Betalingsmåten bør være realistisk, det vil si ha sammenheng med det aktuelle miljøgodet. Dersom miljøendringen som skal verdsettes er vern av elver mot vannkraftutbygging, kan det være naturlig at betalingsmåten er økning i elektrisitetsavgiften; dersom det er bedre vannkvalitet som følge av reduserte kommunale utslipp, kan betalingsmåten være økte kloakkavgifter osv. En ønsker imidlertid ikke at betalingsmåten skal forårsake protestsvar fordi respondentene generelt er skeptiske til denne betalingsmåten, f.eks. fordi de synes at det generelle skattenivået er "for høyt".

Undersøkelsen kan gjennomføres ved hjelp av brev, telefon eller personlig intervju. Alle metoder har sine fordeler og ulemper. Postale undersøkelser er relativt billige å gjennomføre sammenlignet med personlig intervjuer. Dersom undersøkelsen inneholder informasjon av noe lengde og vanskelighet, det skal framvises kort, kart, billedmateriale e.l., er personlige intervjuer nødvendig.

De første betingede verdsettingsundersøkelsene benyttet den såkalte "bidding-games"-teknikken for å komme fram til individenes betalingsvillighet. I denne tilnæringsmåten blir respondentene spurt om de vil betale et spesielt beløp for godet. Prosedyren gjentas helt til det maksimale beløp de er villige til å betale, er nådd. Ett av de største problemene med denne metoden er såkalt "startpunktsskjevhet", det vil si at det beløpet respondentene oppgir som sin maksimale betalingsvillighet er avhengig av utgangsbudet eller startbudet for prosedyren.

Spørremåten med framvisning av betalingskort ble utviklet av Mitchell og Carson (1981, 1984) bl.a. for å unngå problemene en hadde i en del studier med at mange respondenter ikke besvarte betalingsvillighetsspørsmålene, og for å unngå "bidding games"-teknikkens problemer med startpunktsskjevhet. Imidlertid kan også prosedyren med bruk av betalingskort være utsatt for skjvheter forbundet med hva som velges som høyeste beløp på kortet og hvilke og hvordan de øvrige beløp på kortet er satt opp.

Bishop og Heberlein (1979) utviklet "take-it-or-leave-it"-metoden som nå også kalles "(single bounded) discrete/dichotomous choice" eller "referendum-formatet" og som her er kalt "ja-nei-spørsmål". Respondentene blir spurt om de vil betale en viss pris for godet og kan svare ja eller nei til denne prisen. Respondentene blir stilt overfor ulike priser. På denne måten kan en finne øvre/nedre grense for respondentenes betalingsvillighet. Fordelen med denne metoden er at det er enklere for respondenten, som bare blir stilt overfor en gitt pris som kan aksepteres eller forkastes, et spørsmål som er analogt til det respondentene stilles overfor daglig som forbrukere av markedsgoder- og tjenester. Ulempen med denne prosedyren er at den gir mindre informasjon om respondentenes verdsetting av godet enn det kontinuerlige betalingsvillighetsspørsmålet.

"Gjentatte ja-nei-spørsmål" ("iterated or double bounded discrete choice") ble foreslått av Randall et al. (1985) og Carson et al. (1986) for å øke effektiviteten og beholde de øvrige fordelene med "ja-nei-spørremetoden". Respondenten blir stilt overfor en pris som kan aksepteres eller forkastes. Hvis respondenten svarer ja til denne prisen, blir vedkommende stilt overfor en høyere pris, som igjen kan aksepteres eller forkastes. Svarer respondenten nei til den første prisen, blir vedkommende spurt om han vil betale en lavere pris. Ved hjelp av disse to spørsmålene finner en fram til et intervall for vedkommendes betalingsvillighet.

Det er viktig at beskrivelsen av godet, betalingsmåten og scenariet virker realistisk og troverdig for å øke påliteligheten av resultatene. Det er anerkjent bl.a. i betinget verdsettingslitteratur at betalingsvilligheten kan bli påvirket av den måten markedet eller betalingsvillighetsspørsmålene blir presentert for respondenten. Brown og Slovic (1988) skrev at tilsynelatende små endringer i scenariet kan påvirke oppgitt betalingsvillighet betydelig, og at eksperimenter for å måle respondentens verdier må være omhyggelig konstruert for å representere den sammenhengen som resultatene skal anvendes i. Kealy et al. (1990) konkluderte i en undersøkelse med at godets "natur" kan ha liten betydning for påliteligheten av betinget verdsettingsmetoden mens forhold ved selve scenariet, f.eks. hvorvidt det inneholder en betalingsforpliktelse, kan være mer utslagsgivende.

## 6. Overføring av nytteestimer

Vi vil i dette kapittelet omtale den spesielle metodikken som er kalt overføring av nytteestimer ("benefit transfer"). Etter en gjennomgang av undersøkelsen i Østfold og pilotundersøkelsen i Aulivassdraget, vil vi i neste kapittel gå inn på hvordan overføringen vil bli gjennomført og testet i dette prosjektet.

Med overføring av nytteestimer menes anvendelse av verdsettingsdata som var utviklet for en spesiell bruk til en alternativ anvendelse. Miljøressursen (f.eks. vassdraget) der den eksisterende studien ble gjennomført kalles studiestedet ("study site") mens den "nye" ressursen (vassdraget) som skal vurderes med hensyn til kvalitetsendring kalles analysestedet ("policy site"). Nytteestimer blir altså overført fra studiestedet til analysestedet.

Lave kostnader og mindre tidsbruk gjør overføring av nytteestimer til et attraktivt alternativ. De samfunnsøkonomiske kostnader ved nytteoverføringer kan imidlertid komme i form av dårlig kvalitet på nytteestimatene. I prinsippet bør ekstra informasjon innhentes så lenge nytten av denne ekstra informasjonen overstiger kostnadene ved å innhente den. Presisjonsnivået for nytteanalysen må bli bestemt av behovet i ulike sammenhenger. En kan derfor tenke seg et spekter av nytteanalyser med ulik detaljeringsgrad og krav til innsats og ressursbruk.

Overføring av nytteestimer er i noen grad gjennomført både i Norge og utlandet tidligere. Problemet med disse overføringene er at de stort sett er gjort uten grundige vurderinger av om estimatene faktisk er overførbare, hvor stor usikkerheten ved overføringer er etc. I den senere tid har det imidlertid vært økende interesse for en grundigere vurdering av slike overføringer.

Det er imidlertid en rekke uavklarte spørsmål som må undersøkes nærmere før en eventuelt kan utnytte overføring av nytteestimer mer systematisk og med noe større "trygghet" i forvaltningen.

En kan si at det er tre hovedtilnæringsmåter til overføring av nytteestimer:

- i) Overføring av gjennomsnittlige enhetsverdier
- ii) Overføring av korrigerte enhetsverdier
- iii) Overføring av etterspørsels/verdsettingsfunksjonen.

Den enkleste tilnæringsmåten for å overføre nytte fra et sted til et annet er simpelthen å anta at gjennomsnittspersonens velferd på studiestedet er den samme som den som ville blitt opplevd av gjennomsnittspersonen på analysestedet. I de siste årene har en slik prosedyre ofte blitt brukt i USA for å estimere rekreasjonsverdiene forbundet med flerbruksplanlegging i vannforekomster og skog. Walsh al. (1992) gir en oppsummering av enhetsverdier for en rekreasjonsdag for ulike aktiviteter basert på data fra 287 studier, både betinget verdsetting- og transportkostnadsstudier. Et opplagt problem ved denne typen overføring er at individene på analysestedet ikke nødvendigvis verdsetter rekreasjonsaktiviteten likt med det gjennomsnittlige individet på studiestedet. Det er to prinsipielle årsaker til at det kan være forskjeller. For det ene kan folk på analysestedet være forskjellige fra folk på studiestedet når det gjelder inntekt, utdanning, religion, etnisk gruppe eller andre sosioøkonomiske karakteristika som påvirker deres etterspørsel etter rekreasjon. For det andre, selv om individenes preferanser er de samme, er ikke nødvendigvis rekreasjonsmulighetene (alternativene) de samme på begge steder.

En mer sofistikert tilnæringsmåte til overføring av nytteestimer ville være å forsøke å "tilpasse" en gjennomsnittlig enhetsverdi for studiestedet før den blir overført til analysestedet. Det er to ulike korreksjoner som kan gjøres. For det første kan en bedømme enhetsverdier fra studiestedet til å være skjeve (biased) eller estimert unøyaktig. Dette kan være tilfelle f.eks. hvis det for en viss miljøendring bare fantes gamle verdsettingsundersøkelser som brukte metoder som nå ville kalles

"gammeldagse og lite troverdige". For det andre kan verdien måtte korrigeres for bedre å reflektere forholdene på analysestedet. Potensielle forskjeller mellom studiestedet og analysestedet som bør vurderes er: Forskjeller i endring i miljøkvalitet, forskjeller i politikk, prosjekt eller regulering som fører til endringen, husholdningenes sosioøkonomiske karakteristika og tilgjengeligheten av alternative goder og tjenester.

Metaanalyse har blitt brukt for å syntetisere forskningsresultater og forbedre kvaliteten av litteratur-gjennomgang av verdsettingsstudier som er brukt for å komme fram til korrigerede enhetsverdier. I en metaanalyse analyseres originale undersøkelser som en gruppe, der resultatene fra hver studie behandles som en observasjon i en ny analyse. Dette gjør at en kan vurdere innflytelsen av ressursens karakteristika, karakteristika for utvalget i hver analyse (inkludert karakteristika til den "berørte" befolkning) og modellspesifikasjoner. Den resulterende regresjon som forklarer variasjoner i enhetsverdier kan bli brukt sammen med data innsamlet for de uavhengige variablene innsamlet på analysestedet for å lage korrigerede enhetsverdier. Flere metaanalyser er gjennomført. Smith og Karou's (1990) metaanalyse av transportkostnadsstudier for rekreasjon og Walsh et al.'s (1992) sammendrag av transportkostnads- og betinget verdsettingsstudier for US Forest Service's ressursplanleggingsprogram var de første forsøkene på å benytte metaanalyse til verdsetting av miljøgoder. Senere har samme teknikk vært benyttet bl.a. for norske betinget verdsettingsundersøkelser for bruks og ikke-bruksverdier knyttet til bedre vannkvalitet (Magnussen 1993).

Smith og Karou (1990) benyttet metaanalyse for å oppsummere nytteestimer utledet fra rekreasjonsmodeller basert på transportkostnadsmetoden. Ved å bruke estimer per enhet brukt i 77 ulike studier, var det mulig å evaluere betydningen av variabler som beskrev steds-karakteristika, aktivitet utøvd på hvert sted, forutsetninger om individers oppførsel og beslutninger knyttet til modellspesifikasjon. Resultatene ga klar støtte for å benytte økonometriske metoder for å oppsummere resultater fra forskjellige empiriske studier. Denne type analyse viser viktige forhold for modellutvikling og kan tjene som konsistenssjekk for andre prosedyrer som benyttes for nytteoverføringer.

Smith og Karou's (1990) resultater viste en systematisk forbindelse mellom verdiestimater og forhold ved de empiriske modellene. Både type rekreasjonssted og forutsetninger gjort i utviklingen av de empiriske modellene var viktige for å forklare resultatene. Variabler som beskriver modellene er inndelt etter hvorvidt de forsøkte å reflektere spesielle teoretiske forhold forbundet med individenes rekreasjonsbeslutninger, eller analytikerens vurderinger som var nødvendige for å estimere en modell (f.eks. valg av funksjonsform for etterspørselsmodeller). Ideelt sett burde den sistnevnte typen variabler ikke ha særlig betydning for variasjon i nytteestimer, men resultatene indikerte at de har det.

I stedet for å overføre korrigerede eller ikke korrigerede enhetsverdier, kan en overføre hele verdsettingsfunksjonen estimert på studiestedet til analysestedet. Denne tilnæringsmåten er i utgangspunktet mer tiltalende fordi mer informasjon kan overføres effektivt. Etterspørselssammenhengen som skal overføres kan bli estimert enten ved verdsettingsmetoder som transportkostnadsmetoden eller omveismarkedsmetoden eller ved betinget verdsettingsmetoden. For en betinget verdsettingsundersøkelse kan verdsettingsfunksjonen se slik ut:

$$wtp_{ij} = b_0 + b_1Q_j + b_2C_j + b_3A_j + b_4S_{ij} \quad [6.1.]$$

der  $wtp_{ij}$  er årlig betalingsvillighet for husholdning i for endring i miljøkvalitet på sted  $j$ ;  $Q_j$  er endring i miljøkvalitet på sted  $j$ ,  $C_j$  er karakteristika for miljøgodet på sted  $j$ ;  $A_j$  er

tilgjengeligheten av alternativer for sted  $j$ , og  $S_{ij}$  er sosioøkonomiske karakteristika for husholdning i på sted  $j$ .

For å gjennomføre denne tilnæringsmåten til overføring av nytteestimer må en finne en eksisterende studie med estimer for parametrene  $b_0$ ,  $b_1$ ,  $b_2$ ,  $b_3$  og  $b_4$ . Så må en samle inn data for de fire uavhengige variablene på analysestedet. Verdiene av disse uavhengige variablene fra analysestedet og estimatene av  $b_0$ - $b_4$  fra studiestedet ville settes inn i betalingsvillighetsmodellen over og denne ligningen kunne brukes til å beregne husholdningens betalingsvillighet.

Overføring av verdsettingsfunksjonene har vært beskrevet som den ideelle verdsettingsmetoden (Desvousges et al. 1992; Loomis 1990), og den har også vært framhevet som en metode som gjør forskeren i stand til å unngå skjevheter (bias) (Brookshire og Neill 1992).

Loomis (1992) nevner to grunner til å vente at et estimat for total rekreasjonsnytte der en bruker en eksisterende verdsettingsfunksjon vil gi bedre estimer av total rekreasjonsnytte enn en får ved å overføre nytten per dag. For det ene er total rekreasjonsnytte avhengig både av verdien per tur og totalt besøk til stedet. Ved å overføre selve verdsettingsfunksjonen, vil estimatet for totalnytte inneholde både et bruks- og et nytteestimat utledet fra det samme datasettet og med samme hypotese om rekreasjonsetterspørsel. For det andre er nytteestimer som framkommer fra transportkostnads- eller betinget verdsettingsstudier ofte komplekse funksjoner av steds-karakteristika, bruker-karakteristika og geografiske attributter ved studiestedet relativt til besøkernes bolig. Etterspørselsfunksjoner eller betalingsvillighetsfunksjoner inkluderer ofte et utvalg av disse karakteristika som uavhengige variabler. Selv om to steder er identiske med hensyn til steds-karakteristika og besøkernes karakteristika, kan befolkningsfordelingen rundt stedet være forskjellig. Bortsett fra å gjennomføre en ny studie, er derfor den beste metoden for å beregne nytten, å overføre verdsettingskoeffisienter fra et tilsvarende sted til det nye foreslåtte stedet, i følge Loomis (1992).

Implisitt i denne typen evaluering er ideen om at hvis de estimerte koeffisientene i de to verdsettingsfunksjonene er statistisk like, er nytten på studiestedet og analysestedet også like. Men Downing og Ozuna (1993) påpeker at denne ideen ikke nødvendigvis er riktig hvis velferdsmålet er en ikke-lineær funksjon av de estimerte koeffisientene. Hvis koeffisientene er identiske, vil det ikke være noen forskjell i velferdsmålene. Men det er mulig at statistisk like verdsettingsfunksjoner kan føre til statistisk ulike velferdsmål. Downing og Ozunas resultater viste at i mange tilfeller var ikke velferdsmålet overførbart selv om verdsettingsfunksjonene var det. De stiller derfor et spørsmålsteget ved om overføring av verdsettingsfunksjoner er en god overføringsmetode.

I Magnussen et al. (1995) er det gjennomført test av overføring av nytteestimer der en

- i) bruker samme opplegg for intervjuundersøkelse og samme skjema
- ii) verdsetter samme type miljøendring
- iii) gjennomfører undersøkelsene samtidig.

Det vil si at det er konstruert svært gunstige forhold for overføring. Det innebærer også at hvis overføring av nytteestimer mislykkes i dette tilfellet, er det tvilsomt om overføring av verdsettingsestimer- og funksjoner kan ha noe for seg i tilfeller der en eller flere av disse eksperimentelle forholdene ikke er tilstede.

Hovedkonklusjonen fra prosjektet er at både hypotesene om at betalingsvillighetsestimer per husholdning er overførbare må forkastes og hypotesene om at betalingsvillighetsfunksjonene kan overføres mellom de to vassdragene må forkastes.



Dette skaper alvorlig tvil om potensialet for å overføre betalingsvillighetsestimater- eller funksjoner fra ett sted til et annet,- iallfall med dagens kunnskapsnivå.

Fordi det er så få tidligere forsøk på å overføre verdsettingsfunksjoner er det vanskelig å trekke konklusjoner om hvor generelle resultatene i Magnussen et al (1995) er. Resultatene er imidlertid så entydige at de indikerer at en inntil videre bør være tilbakeholdende med å overføre verdsettingsestimer- og funksjoner mellom steder, særlig fordi denne undersøkelsen viser at selv for (tilsynelatende) omtrent det samme miljøgodet verdsatt med det samme instrumentet til samme tid er ikke betalingsvillighetsestimater- eller funksjoner overførbare.

Resultatene forteller oss at vi trenger mer kunnskap om hva som har betydning for at betalingsvilligheten for tilsynelatende nokså like goder varierer *mellom ulike steder*. Det kan være forhold ved befolkningen på de to stedene som ikke oppfanges av de vanlige sosiodemografiske kjennetegnene eller det kan være forhold ved godet (vassdraget) som ikke fanges opp. Studien har inkludert de "vanlige" bakgrunnsvariablene for verdsettingsundersøkelser som brukes i dag, og har lagt ned betydelig arbeid i å finne fram til ikke vanlig benyttede variabler som kunne oppfange forskjeller. For å komme videre må en gjennomføre flere undersøkelser som innhenter betalingsvillighet på ulike steder for "tilsvarende goder". Inntil en har innhentet denne kunnskapen, bør en være svært restriktiv med å overføre verdsettingsestimer- og funksjoner.

McConnell (1992) understreker behovet for bruk av skjønn ved overføring av nytteestimer. Nytte-vurderinger innebærer betydelig usikkerhet fra mange kilder. Ofte blir bare en modellert, nemlig den usikkerheten som er forbundet med agentens (konsumentens) oppførsel. Økonomer behandler de mange andre usikkerheter med "informert skjønn". Det vil si at utøvelse av skjønn er kritisk ved vurdering av nytte. Det er ingen enkel akseptabel måte for mekanisk overføring av en modell. På samme måte som skjønn er en viktig ingrediens i modell-konstruksjon er den det i overføring. Det vi vet om egenskapene til ikke-markedsgoder's verdier, utelukker en enkel katalogisering av verdier som kan trekkes fram når neste verdsettingsproblem knyttet til naturressurser oppstår, i følge McConnell (1992).

#### **For å velge mellom eksisterende studier som skal brukes til overføring av nytteestimer foreslår Desvousges et al. (1992) 5 kriterier:**

- 1) For å redusere overføringsfeil er det nødvendig å ha studier som er basert på adekvate data, sunne økonomiske metoder og korrekt empirisk teknikk.
- 2) Forandringen i vannkvalitet som skal verdsettes på studiestedet bør være tilsvarende forventet vannkvalitetsendring på analysestedet.
- 3) Studien bør inneholde regresjonsresultater som beskriver betalingsvillighet som en funksjon av sosioøkonomiske karakteristika.
- 4) Studiestedet og analysestedet bør være "like". Alternativt, må modellen for studiestedet inneholde regresjonsresultater som beskriver betalingsvillighet som en funksjon av steds-karakteristika.  
Studie- og analysestedet bør også ha tilsvarende befolkning.
- 5) I mangel på brukbar informasjon om egne og substitutt implisitte priser for studiestedet bør markedene for studie- og analysestedet være like/tilsvarende.

Boyle og Bergstrom (1992) skriver at potensielle studie-steder må bli undersøkt med hensyn til om de er overførbare, og at overførbarhet må bli vurdert ut fra objektive kriterier.

#### **Ideelle tekniske kriterier for overførbarhet:**

- 1) Miljøgodet som verdsettes på studiestedet må være identiske med miljøgodet som skal verdsettes på analysestedet.

- 2) Befolkningen påvirket av miljøgodet på studiestedet og analysestedet må ha identiske karakteristika.
- 3) Fordelingen av eiendomsrettigheter på begge steder må føre til de samme teoretiske egnede velferdsmål (WTP vs. WTA).

## 7. Materiale

### 7.1. Undersøkelsen i Østfold

Det ble gjennomført to spørreundersøkelser, én landsomfattende og én i Østfold fylke. Begge ble gjennomført ved personlige intervjuer. Den lokale undersøkelsen omfattet 200 personer. Den ble gjennomført i Østfold fylke, og er spesielt knyttet til de 3 hovedvassdragene i Østfold; Glomma-, Halden- og Vansjø-Hobølvassdraget.

Det ble lagt vekt på at både miljøgodet som skulle verdsettes, og betalingsmåten var konkret og nøyaktig beskrevet, slik at verdsettingsprosessen oppfattes som realistisk og meningsfylt. Miljøgodet som skulle verdsettes, var relativt komplekst, og det ble lagt vekt på å presentere endringene ved hjelp av lett forståelige kart, plansjer og muntlig informasjon. Samtidig skulle informasjonen bygge på den beste, tilgjengelige vannfaglige kunnskapen. Betalingen er forutsatt innkrevd i form av økte kloakkavgifter (altså i tillegg til dagens kloakkavgifter). Dette skulle være en realistisk betalingsmåte, og en betalingsmåte som folk er vant til. Begge disse forhold vil kunne øke sikkerheten av resultatene, og dermed styrke tilliten til og anvendeligheten av dem som grunnlag for beslutninger. Det ble også lagt vekt på å teste metodiske forhold ved betinget verdsettingsundersøkelser.

I ulike utvalg ble det undersøkt betalingsvillighet for halvering av næringssaltutslippene (som vist på ulike kart med fargekoder) i de tre hovedvassdragene i Østfold, separat for hvert vassdrag og samlet. Det ble undersøkt "fokuseringseffekten" ved å gå veien om å be om betalingsvillighet for Nordsjøplanen før betalingsvillighet for spesielle vassdrag ble innhentet.

Respondenter i alle utvalg skulle før de oppga betalingsvillighet svare på hvor opptatt de var av miljøvern. De ble informert om at de tre viktigste vannforurensningsproblemene i Norge er forsuring, miljøgifter og overgjødsling og etter informasjon om de viktigste skadevirkningene av disse problemene skulle de prioritere norsk innsats på disse tre områdene. Deretter ble de fortalt at i resten av spørsmålene var vi bare opptatt av overgjødsling, og de fikk informasjon om de viktigste kildene til overgjødsling.

Deretter fulgte informasjon om vannkvalitetsendringene, kloakkavgifter og budsjettrestriksjon. Så fulgte betalingsvillighetsspørsmålet. Det ble bare stilt åpne betalingsvillighetsspørsmål og vist et betalingskort der det var satt opp eksempler på beløp fra kroner 0 - 12000 per husholdning per år. Det ble opplyst av intervjueren i tillegg til at det var skrevet på betalingskortet at alle mulige beløp kunne oppgis. Betalingsvillighetsspørsmålet lød: "*For å halvere overgjødslingen til X-vassdraget slik at vannkvaliteten blir som vist på kart (B), hva er det maksimale beløpet din husstand er villig til å betale i året i form av økte kloakkavgifter?*" Et kort som viste vannkvaliteten før og etter endring ble vist fram.

I tillegg til betalingsvillighetsspørsmålene, ble det kartlagt i alle utvalgene respondentenes bruk av vannresipienter, henholdsvis ferskvann og saltvann. I dette inngikk: Om, hvor ofte og eventuelt hvilke aktiviteter de bedrev ved vann i 1990. Videre ble det kartlagt hvordan de vurderte vannkvalitet i de resipienter de brukte i 1990, om de ville bruke vannresipientene mer hvis vannkvaliteten ble bedre og hvilke vannkvalitetsparametre de syntes det var viktigst å gjøre noe med, f.eks. siktedyp, lukt, søppel, algevekst. Det ble også innhentet opplysninger om hvorfor de syntes det var viktig å rense vannresipientene; om det var av hensyn til egen bruk, om de syntes det var viktig å ha en god vannkvalitet og bevare vannforekomstene for framtiden eller av hensyn til Norges internasjonale forpliktelser.

Som bakgrunnsvariabler ble det samlet inn opplysninger om respondentens alder, kjønn, utdanning, inntekt, bosted etc. Vi spurte også om holdning til miljøvern. Bakgrunnsvariablene gir oss for det første mulighet til å kontrollere at vi har fått et representativt utvalg av befolkningen. Videre kan vi analysere ulike bakgrunnsvariablers betydning for betalingsvillighet og uttalt holdning til andre spørsmål knyttet til vannkvalitet og bruk av vannresipientene.

På kart og plansjer brukt i undersøkelsen ble vannresipientene inndelt i fire forurensningsklasser, som er de samme som dem NIVA og SFT opererte med da undersøkelsen ble gjennomført. De går fra klasse 1 -lite forurenset- til klasse 4 - sterkt forurenset. Disse klassene ble presentert for respondentene i form av ulike farger på kartet, med tilhørende forklaring i bilder, stikkord for vannkvalitet og symboler for vannets egnethet til ulike aktiviteter.

Alle spørreskjemaene hadde samme innledning og oppbygging med hensyn til betalingsvillighet, som gjengitt nedenfor. Oversikt over betalingsvillighetsspørsmålene i de ulike utvalg er gjengitt i tabellen nedenfor.

**Tabell 4.** Oversikt over betalingsvillighetsspørsmål og antall personer i de ulike utvalg i den lokale undersøkelsen i Østfold fylke

UTVALG (ANTALL)	BETALINGSVILLIGHETSSPØRSMÅL
1 (40)	1. BETALINGSVILLIGHET FOR HALDENVASSDRAGET (H) 2. BETALINGSVILLIGHET FOR GLOMMAVASSDRAGET (G) 3. BETALINGSVILLIGHET FOR VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET (VH)
2 (40)	1. BETALINGSVILLIGHET FOR H+G+VH SAMLET 2. BETALINGSVILLIGHET I 1. FORDELTE PÅ H, G OG VH
3 (40)	1. BETALINGSVILLIGHET FOR H 2. BETALINGSVILLIGHET FOR G, GITT RENSING OG BETALING FOR H 3. BETALINGSVILLIGHET FOR VH, GITT RENSING OG BETALING FOR H OG G
4 (40)	1. BETALINGSVILLIGHET FOR H+G+VH SAMLET 2. BETALINGSVILLIGHET FOR H
5 (40)	1. BETALINGSVILLIGHET FOR NORDSJØPLANEN 2. BETALINGSVILLIGHET FOR H+G+VH SAMLET 3. BETALINGSVILLIGHET FOR H

I Østfold ble det intervjuet i de samme kommunene som i den nasjonale undersøkelsen, det vil si : Moss (21), Halden (21), Fredrikstad (22), Skjeberg (28), Askim (25), Tune (37), Rakkestad (14), Borge (24). Tallene i parentes viser antall intervjuer i hver kommune. I tillegg ble det foretatt intervjuer i Våler kommune fordi kommuner med nærhet til Vansjø-Hobølvassdraget ellers var underrepresentert. (Dette er ikke et kriterium ved Gallups utvelgelse av kommuner). Startadressene ble plukket ut tilfeldig i telefonkatalogen (og "lokale veivisere" i de kommuner der det var tilgjengelig).

## 7.2. Undersøkelsen i Aulivassdraget

Aulivassdraget er navnet på det nedbørfeltet som renner ut i Aulielva i Tønsberg. De to største hovedårene i vassdraget er Merkedamselva i vest og Storelva i øst. De to elvene renner sammen i

sørøst til Aulielva. I vassdraget er det flere vann som er populære utfartssteder. Merkedammen, Illestadvannet, Grorøvannet, Langevann og Korssjøen blir alle benyttet til rekreasjon. Fritidsaktivitetene elvene brukes til er i dag begrenset til fiske og padling.

Data for betalingsvillighet knyttet til Aulivassdraget ble innhentet som del av en hovedoppgave våren 1994 (Klynderud 1994). Tema for oppgaven var betinget verdsetting og følgende problemstillinger ble undersøkt 1) Betalingsvillighet for 50 og 25% reduksjon i utslippene av næringssalter til Aulivassdraget og 2) Betalingsvillighet for endret miljø i og rundt Aulivassdraget. Del 1 var lagt opp for å ha en "kontroll" på de overførte nytteestimatene fra Østfoldvassdragene, og opplegget for undersøkelsen fulgte i størst mulig grad opplegget knyttet til Østfoldundersøkelsen (Magnussen 1992) for å være sammenlignbare. Spørreskjemaene var bygd opp etter samme lest som dem som ble brukt i Østfoldundersøkelsen. Spørsmålene knyttet til vannkvalitet kom først slik at ikke spørsmålene knyttet til miljøet rundt vassdraget skulle påvirke spørsmålene knyttet til vannkvaliteten. I Auliundersøkelsen ble det imidlertid bare spurt om betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedring i Aulivassdraget (selv om alle fylkets hovedvassdrag var tegnet inn på kartet som ble vist fram - som i Østfoldundersøkelsen).

I januar og februar 1994 ble det foretatt 100 direkte personlige intervjuer i de kommuner som omfattes av Aulivassdraget i Vestfold.

Som i Østfoldundersøkelsen ble betalingsvilligheten for bedre vannkvalitet knyttet til økte kloakkavgifter. Det ble forklart ved hjelp av fotografier på plansjer hvordan ulike vannkvaliteter kan se ut og hvilke former for anvendelse vann med slik kvalitet har. Fylkets hovedvassdrag var tegnet inn på kart og nåværende vannkvalitet var markert på kartet med fargekoder. Samtidig ble respondentene informert om hvordan forventet vannkvalitet og dermed også mulige bruksområder av vannet ville bli dersom en reduserte utslippene med henholdsvis 50% og 25%. Respondentene ble bedt om å oppgi det maksimale beløpet de årlig var villige til å betale for denne forbedringen. Det ble også stilt spørsmål om respondentens friluftsvaner og holdninger til miljøvern.

### **7.3. Forskjeller mellom Østfoldundersøkelsen og Auliundersøkelsen**

Ved gjennomføring av betalingsvillighetsundersøkelsen for vassdragene i Østfold (Magnussen 1992; Magnussen og Navrud 1992) ble det ikke lagt spesiell vekt på at nytteestimatene skulle være overførbare til andre resipienter. Mulighetene for overføring må derfor vurderes ut fra kriterier for overføring fra eksisterende studier.

Vi kan i utgangspunktet anta at studien i hovedsak er basert på adekvate data, sunn økonomisk metode og korrekt empirisk teknikk.

Som nevnt ble Auliundersøkelsen lagt opp slik at den i størst mulig grad fulgte opplegget for Østfoldundersøkelsen. Av ulike grunner er det imidlertid en del forskjeller, som kan ha betydning for oppgitt betalingsvillighet. Disse vil omtales i dette avsnittet.

Aulivassdraget skiller seg betraktelig fra hovedvassdragene i Østfold. Mens de sistnevnte er store vassdrag med tilhørende innsjøer er Aulivassdraget betydelig mindre i omfang, og det er mindre kjent og benyttet av folk.

I Østfoldundersøkelsen ble det oppgitt betalingsvillighet for de enkelte vassdrag i fylket, det vil si for Halden-, Glomma- og Vansjø-Hobølvassdraget. Undersøkelsen bad om betalingsvillighet for de enkelte vassdrag, for vassdragene samlet med fordeling til hver enkelt, for de tre i sekvensiell rekkefølge mm. Betalingsvillighet ble altså oppgitt for vassdragene i ulike sammenhenger;

betalingsvillighet for alle tre vassdragene samlet og senere fordelt på de enkelte, betalingsvillighet for ett vassdrag gitt rensning og betaling for de andre osv. I motsetning til dette ble betalingsvilligheten for Aulivassdraget bare oppgitt i "rett-på-sak" betalingsvillighetsspørsmål for dette vassdraget (selv om vannkvaliteten i de andre vassdragene i Vestfold var tegnet inn på kartet som ble framvist til respondentene).

Østfoldundersøkelsen verdsatte en 50% reduksjon i utslipp av nitrogen (N) og fosfor (P) totalt mens en i Aulivassdraget fortrinnsvis er interessert i verdsetting av redusert overgjødning fra landbruket. Vi kan imidlertid antakelig anta uten altfor store feil at folk verdsetter 1g fosfor-reduksjon fra landbruket like høyt som 1g fosfor-reduksjon fra en annen kilde.

"Normalsituasjonen"; vassdragenes vannkvalitet før eventuelle reduksjoner i utslippene var ulike i Østfold og Auli-undersøkelsen. De tre Østfoldvassdragene var alle i forurensningsklasse 3 mens Aulivassdraget befinner seg i klasse 4 på forurensningsskalaen. Med andre ord var utgangssituasjonen dårligere og plassert i laveste trinn i Vestfoldundersøkelsen, med en anbefalt egnethet kun for bruk av båt.

Hvorvidt Østfold-vassdragene forøvrig har likartede karakteristika med Aulivassdraget må undersøkes nøyere. En kan imidlertid merke seg at Østfoldvassdragene er relativt store, kjente vassdrag, som det dermed kan knytte seg betalingsvillighet til utover det som er knyttet til rent lokale egen-bruksinteresser, mens dette trolig i mindre grad vil være tilfelle for et mindre, lokalt vassdrag, som Aulivassdraget. Når det gjelder andre karakteristika ved vassdragene utover vannkvalitet, ble dette i liten grad registrert i Østfoldundersøkelsen. Vi har en del informasjon knyttet til de spurtes bruk av vassdragene, i form av antall bruksdager (i 1990), utøving av hvilke fritidsaktiviteter ved vann, om de ville bruke vannet mer hvis det ble renere, og evt. hvor mange dager ekstra, men disse variablene ga liten forklaringskraft i modellen. Øvrige steds karakteristika ble ikke innhentet (Magnussen 1992).

Resultatene i Østfold tydet på at det var substitusjonseffekter mellom redusert vannforurensning i de tre vassdragene som ble verdsatt (Magnussen 1992). Ut fra dette foreslår Klynderud (1994) at det er rimelig å tolke det slik at respondentene ser på de tre vassdragene som delvis komplementære og at nytten av det første rene vassdraget er forholdsvis høyere enn nytten av det andre rene vassdraget. I Vestfoldundersøkelsen ble det kun spurt om betalingsvillighet for ett vassdrag. Ut fra en slik tankegang fører det til at betalingsvillighet for det ene vassdraget er høyere enn snittet for de andre tre.

I Østfold-undersøkelsen ble det i utgangspunktet lille utvalget (200 respondenter) delt i fem underutvalg. Disse utvalgene varierte med hensyn til i hvilken rekkefølge og sammenheng de ulike vassdragene ble verdsatt i. Betalingsvilligheten for Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget ble bare oppgitt i tre utvalg (120 respondenter). Betalingsvillighet for Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget ble oppgitt av de samme respondentene, det vil si at befolkningskarakteristika er de samme for disse to. Auli-utvalget bestod bare av 100 respondenter, som alle hadde fått identisk spørreskjema.

De to undersøkelsene skiller seg fra hverandre med hensyn til hvem som ble spurt og muligens hvilket forhold respondentene hadde til scenariet. Det var kun personer i kommuner Aulivassdraget renner gjennom som ble intervjuet i Vestfold-undersøkelsen. I Østfoldundersøkelsen var kommuner fra hele fylket representert i utvalget. Hvor mye dette forholdet har å si for estimert betalingsvillighet er vanskelig å si. Det vil også komme inn andre forhold som f.eks. hvor attraktivt og hvor kjent vassdraget er utenfor kommunegrensene.

Dette avviket i undersøkelsesopplegg ble gjort av praktiske årsaker og fordi det uansett ville være vanskelig å få et utvalg som var "likt" utvalget i Østfold. Vi valgte derfor å foreta intervjuene i

Vestfold i nærområdet til Aulivassdraget fordi en da vet hva som er gjort (og hva som er forskjellig fra Østfold-undersøkelsen). Vi vil komme tilbake nedenfor til hvor stor innflytelse faktorene som er nevnt her (blant andre) har på betalingsvilligheten.

I Østfold ble spørreundersøkelsen gjennomført for 3 ulike vassdrag i 9 kommuner. Det vil si at vi har data for betalingsvillighet mm. for personer både i "nærområdet" til elvene og for dem i resten av fylket. Problemet med å dele opp i "nærområde-befolkning" er selvfølgelig at antall respondenter blir lavt, siden totalt antall respondenter i hele fylket bare var 200. Fordelt på 9 kommuner, og der ikke alle respondenter har fått spørsmål om alle vassdrag, blir antall observasjoner svært lavt.

Undersøkelsene ble gjennomført på ulike tidspunkt - med ca. 3 års mellomrom. Undersøkelsen i Østfold ble gjennomført våren 1991 mens Auli-undersøkelsen ble gjennomført våren 1994. Begge ble gjennomført vinter/tidlig vår, så årstiden skulle ikke ha noe å si, men det kan ha skjedd endringer i preferanser på de tre årene.

Både Østfold-undersøkelsen og Vestfoldundersøkelsen ble gjennomført av ikke profesjonelle intervjuere - hovedsakelig av en mannlig hovedfagsstudent ved Norges landbrukshøgskole (NLH) i Østfold, samt noen intervjuer av undertegnede; og av en kvinnelig hovedfagsstudent ved NLH i Vestfold-undersøkelsen.

## 7.4. Overføring av nytteestimer - denne undersøkelsen

Som nevnt kan en si at det er tre hovedtilnæringsmåter til overføring av nytteestimer:

- i) Overføring av gjennomsnittlige enhetsverdier
- ii) Overføring av korrigerede enhetsverdier
- iii) Overføring av etterspørsels/verdsettingsfunksjonen.

I utgangspunktet var vi innstilt på å forsøke alle de tre tilnæringsmåtene. I den senere tid er det imidlertid gjennomført andre undersøkelser som gjør det mindre aktuelt å forsøke å overføre verdsettingsfunksjonen i dette tilfellet. Det gjelder Downing og Ozunas (1993) undersøkelser som kom til at selv om verdsettingsfunksjoner kan være overførbare behøver ikke betalingsvilligheten (velferdsmålet) være det og Magnussen et al. (1995) som fant at selv når forholdene for overføring er konstruert for å være "gunstigst mulig", behøver verken gjennomsnittlig betalingsvillighet eller betalingsvillighetsfunksjonene være overførbare.

I tillegg var det en del forhold ved selve spørreundersøkelsen som gjorde at vi konsentrerte oss om punkt i) og ii), dvs. overføring av gjennomsnittlig enhetsverdi og korrigeret enhetsverdi.

Betalingsvilligheten for 50% reduksjon i næringssaltutslippene i den originale undersøkelsen i Aulivassdraget viste seg å være adskillig høyere enn betalingsvilligheten for tilsvarende vannkvalitetsforbedring i Østfoldvassdragene. Dette tilsier ut fra tidligere forsøk på overføring som referert over at sannsynligheten for vellykket overføring av verdsettingsfunksjoner er relativt liten.

Nøyere gjennomgang av Østfold- og Vestfoldundersøkelsene viste at både antall observasjoner og forklaringsvariabler som kan/bør brukes ved overføring blir relativt få. Ved gjennomgang av hvilke faktorer (variabler) som antas å ha betydning for betalingsvilligheten, var relativt få av disse samlet inn i Østfold-undersøkelsen. De måtte derfor finnes "utenfor" modellen uansett. Det gjelder f.eks. forhold som godets attraktivitet, størrelse og viktighet, vurdering av alternativer til

dette vassdraget osv. I tillegg var det en del som ikke hadde oppgitt svar på ulike bakgrunnsvariabler som var innhentet (f.eks. husholdningsinntekt, merbruk av vassdrag etc.), slik at modeller som skulle inkludere "interessante" variabler inneholdt nokså få observasjoner.

De ovennevnte forhold gjør at vi i denne undersøkelsen vil begrense oss til å vurdere overføring av gjennomsnittsverdier og korrigerte gjennomsnittsverdier.

Ved direkte overføring av nytteestimer fra Østfold-undersøkelsen til Aulivassdraget, med eventuell korrigerende for kjente forklaringsvariabler som er forskjellige (f.eks. befolkningens alder, kjønn, inntekt) og skjønnsmessige korrigeringer for andre forhold (som evt. mindre endring i vannkvalitet, mindre resipient) etc, fås ingen kontroll av hvor gode eller dårlige de overførte nytteestimatene er.

Vi vil derfor gjennomføre en "kontroll" ved at betalingsvillighet for et vassdrag i Østfold, Haldenvassdraget, blir regnet som "studieresipienten" hvis nytteestimer skal "overføres" til "analyseresipienten", f.eks. Vansjø-Hobølvassdraget. Siden en også har originale data for Vansjø-Hobølvassdraget, kan de overførte og originale data for betalingsvillighet sammenlignes. Dette er mulig selv om det at det er relativt få sammenlignbare estimater for hvert av vassdragene selvfølgelig begrenser sikkerheten i resultatene. Siden forklaringsvariablene knyttet til steds-karakteristika i undersøkelsen er få, må en del gjøres skjønnsmessig. Vi vil prøve å utøve skjønn på de samme kriterier og etter de samme retningslinjer for "analysestedet" i Østfold som for Aulivassdraget. Denne "kontrollen" er imidlertid supplert med en form for "pilot-undersøkelse" i Aulivassdraget for ytterligere å få en kontroll på hvor rimelige de overførte resultatene er, i form av en relativt liten betalingsvillighetsundersøkelse (100 respondenter).

Vi vil starte med å vurdere overføring internt mellom Østfoldvassdragene i Østfoldundersøkelsen (Magnussen 1992; Magnussen og Navrud 1992). Deretter vil de samme overføringsprosedyrer bli foretatt for det utvalgte Østfoldvassdraget/ene til Aulivassdraget og sammenlignet med resultater fra originalundersøkelsen som ble gjennomført der. For enkelthets skyld gjøres dette i tilknytning til samme tabell (tabell 11).

Vi vil teste hvorvidt betalingsvillighetsmålet er "likt" i overført og original undersøkelse. Dette gjøres ved å etablere konfidensintervall for de originale og overførte estimater og si at betalingsvillighetsestimaterne er "like" hvis de ligger innenfor hverandres konfidensintervall. Vi tar utgangspunkt i den generelle modellen for betalingsvillighet som er referert over i ligning [6.1.].

Når det gjelder vassdrag det skal overføres til og fra internt i Østfold-undersøkelsen, altså betraktes som henholdsvis studiested og analysested trekker ulike forhold i ulike retninger. For Østfolds befolkning under ett har vi flest observasjoner for Haldenvassdraget (200 observasjoner) fordi betalingsvillighet for Haldenvassdraget ble innhentet i alle utvalg. Når det gjelder observasjoner fra nærområdene har vi imidlertid flest observasjoner for betalingsvillighet for Glommavassdraget fordi Glommavassdraget renner gjennom flest av kommunene der det ble foretatt intervjuer.

Vi vil ta utgangspunkt i betalingsvillighet for Haldenvassdraget som studiested siden vi har flest observasjoner for det vassdraget. Vi vil imidlertid også bringe Glommavassdraget inn i analysen for å se om resultater derfra kan bidra til å forklare forskjeller og samsvar i betalingsvillighet mellom ulike vassdrag.

Vi har valgt å overføre til Vansjø-Hobølvassdraget av flere grunner. Den viktigste er at dette er det av de tre vassdragene som i størst grad er et "lokalt", mindre vassdrag som i utgangspunktet antas å være mest likt det vassdraget det faktisk skal overføres til.



Betalingsvillighet for Haldenvassdraget er oppgitt i alle delutvalg mens betalingsvillighet for Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget bare er oppgitt i de samme tre utvalgene. Det vil si at vi kan få fram eventuelle forskjeller i bakgrunnsvariabler mellom respondentene i Haldenvassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget/Glommavassdraget mens nøyaktig de samme respondentene har oppgitt betalingsvillighet for Glomma- og Vansjø-Hobølvassdraget, slik at ulikheter i betalingsvillighet mellom disse ikke kan skyldes bakgrunnsvariabler knyttet til respondentene

## 8. Resultater

### 8.1. Betalingsvillighet i Halden, Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget

I Østfold-undersøkelsen varierte betalingsvilligheten betydelig med ulik tilnæringsmåte i spørreskjemaene. Betalingsvilligheten for Nordsjøplanen ble bare innhentet av 40 respondenter og var ca kr 1980. For de tre vassdragene samlet var gjennomsnittlig betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringer som følge av 50% reduksjon i næringssaltutslippene oppgitt til ca kr 1300-1800 per husholdning og år. Tilsvarende tall separat for Haldenvassdraget var ca kr 400-900, for Glommavassdraget ca kr 700-900 og for Vansjø-Hobølvassdraget ca kr 300-600. (Alle beløpene er oppgitt i 1991-kroner (dvs det året undersøkelsen ble gjennomført).) Vi må imidlertid huske på at disse resultatene er basert på svar fra relativt få personer.

Det ble funnet at gjennomsnittlig betalingsvillighet for 50% reduksjon i utslippene av næringssalter til Aulivassdraget var 1468 (1994-)kroner per husholdning per år. For 25% reduksjon var gjennomsnittlig årlig betalingsvillighet estimert til 600-1100 (1994-)kroner per husholdning per år. De motivene som ble oppgitt for å betale for miljøendringen var i hovedsak ønske om renere vann og det å ivareta miljøet. Blant dem som hadde 0 i betalingsvillighet (29 personer) var det begrunnelsen "jeg betaler nok i kloakkavgifter allerede" som oftest gikk igjen. Det var relativt stor spredning i betalingsvillighet, fra kr 0 til kr 12000.

Nedenfor har vi satt opp gjennomsnittlig betalingsvillighet og beregnet konfidensintervall for henholdsvis Haldenvassdraget, Glommavassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget i Østfold og Aulivassdraget.

**Tabell 5.** Gjennomsnittlig betalingsvillighet, antall observasjoner, standardavvik og 95% konfidensintervall for henholdsvis Halden-, Glomma og Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget.

	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	638	827	464	1468
Antall observasjoner	196	118	118	96
Standardavvik	61.11	117.40	73.04	198.41
95% konfidensintervall	518-758	597-1057	321-607	1079-1857

## 8.2. Overføring av gjennomsnittlige enhetsverdier

Hvis vi i utgangspunktet antar at Vansjø-Hobølvassdraget er "mest likt" Aulivassdraget, er det naturlig å bruke gjennomsnittlig betalingsvillighet for Haldenvassdraget og Glommavassdraget og vurdere om disse er overførbare til Vansjø-Hobølvassdraget. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for Haldenvassdraget er ca kr 638 per husholdning per år og for Glomma ca. 827 kr. 95% konfidensintervallene er henholdsvis 518-758 for Haldenvassdraget og 597-1057 for Glommavassdraget. Til sammenligning er betalingsvilligheten for Vansjø-Hobølvassdraget kr 464 og 95% konfidensintervall for dette beløpet er kr 321-607. I følge denne overføringsprosedyren er gjennomsnittlig enhetsverdi basert på betalingsvillighet for Haldenvassdraget klart overførbart til Vansjø-Hobølvassdraget. Betalingsvillighet for Glommavassdraget er "akkurat innenfor grensen" til å være overførbart til Vansjø-Hobølvassdraget. Siden vi på forhånd hadde bestemt å bruke Haldenvassdraget som utgangspunkt, men i tillegg "skule" til resultatene i Glommavassdraget, blir konklusjonene at betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget kunne framkommet ved overføring fra Haldenvassdraget (og Glommavassdraget).

Gjennomsnittlig betalingsvillighet for Aulivassdraget er derimot kr 1468 med 95% konfidensintervall kr 1079-1857. For å følge kriteriet, er ikke resultatene fra Haldenvassdraget overførbare til Aulivassdraget direkte. Resultatene fra Glommavassdraget er heller ikke overførbare, men er nærmere en konklusjon om overførbarhet. Hvis vi hadde tatt utgangspunkt i betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget ville vi konkludert klart at betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget ikke er overførbart til Aulivassdraget.

Vi vil i neste punkt vurdere forhold som skulle tilsi forskjeller i betalingsvillighet internt i Østfold og særlig mellom Østfold-vassdragene og Aulivassdraget.

## 8.3. Overføring av korrigert enhetsverdi

### 8.3.1. Hvilke faktorer skal vurderes?

I en såkalt mini-metaanalyse (Magnussen 1993) over norske verdsettingsundersøkelser knyttet til bedre vannkvalitet ble det undersøkt hvilke faktorer (variabler) som syntes å være av betydning for oppgitt betalingsvillighet og dermed for overføring av nytteestimer. Det ble tatt utgangspunkt i følgende betalingsvillighetsfunksjon for bedre vannkvalitet for en husholdning:

$$WTP_i = f(A_s, A_g, A_m) \quad [8.1.]$$

der  $A_s$  er en vektor av sosioøkonomiske variabler,  
 $A_g$  er en vektor av variabler relatert til det aktuelle godet, og  
 $A_m$  er en vektor av variabler relatert til metodiske faktorer.

Fra tidligere undersøkelser kan en tenke seg en del faktorer som er av betydning. Av ulike grunner ble flere av disse variablene "luket ut" av analysen, enten fordi de sjelden var registrert eller antas å avvike lite mellom ulike områder e.l. De sosioøkonomiske variablene som ble analysert var: Husholdningsinntekt, Bruker/ikke-bruiker, Holdning til samfunnets prioritering av miljøvern, Endring i vannkvalitet, Godets størrelse og "viktighet", Godets attraktivitet, Betalingsmekanisme, utledningsprosedyre, og Verdsetting av ett eller flere goder.

Det understrekes i rapporten (Magnussen 1993) at resultatene må tolkes med stor forsiktighet. Noen resultater skal likevel gjengis. For det første ble det notert at de fleste variablene viste det ventede fortegnet i de fleste regresjonene selv om ikke alle var signifikante. Unntaket var inntekt som i flere regresjoner viste et negativt tegn og koeffisienten var ikke signifikant i noen regresjon.

Også variabelen "bruker" viste "galt" tegn i noen analyser. Heller ikke denne variabelen var signifikant i noen regresjoner. Holdningsvariabelen viste det ventede tegn i alle tilfeller og var videre signifikant i flere regresjoner. Av de såkalte sosioøkonomiske variablene syntes denne å være best egnet til å forklare variasjoner i estimert betalingsvillighet.

Variabelen "kvalitetsendring" viste "galt" tegn i flere regresjoner. Dette var en konstruert variabel og dette kan bety at respondentene har oppfattet kvalitetsendringen annerledes enn den som gjorde analysen.

Variablene relatert til metode, viste også det forventede tegn og samlet hadde disse tre variablene høy  $R^2=0.83$ . Av de tre var utledningsprosedyre signifikant på et høyt nivå og ga også høy  $R^2$ . Sammenlignet med "ja-nei-betalingsvillighetsspørsmål" ("discrete choice"), resulterer "bidding games" og betalingskort i lavere betalingsvillighetsestimater. Valg av betalingsmekanisme var ikke en signifikant variabel. Heller ikke hvorvidt resipienten var verdsatt separat eller etter mer inklusive goder, ga signifikant forskjell i denne analysen selv om betalingsvilligheten var høyere når resipienten ble verdsatt alene.

Kombinasjon av variablene viste at "holdning", "kvalitetsendring" og "utledningsprosedyre" var viktige variabler for å forklare forskjellen i estimert betalingsvillighet. I denne kombinasjonen var alle disse variablene signifikante og  $R^2$  høy (0.89).

I diskusjonen av de "originale" betalingsvillighetsresultatene fra Aulivassdraget diskuterer Klynderud (1994) i noen grad de ulike resultatene i Auli og Østfoldvassdragene. Vi vil ta med punktene i hennes diskusjon for å se hvorvidt forskjeller i disse forholdene mellom Haldenvassdraget og henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget skulle tilsi korrigering av betalingsvilligheten i den ene eller andre retning.

Klynderud mener at det ville vært naturlig å tro at et stort vassdrag i et fylke der innbyggerne benytter ferskvann like mye som saltvann ble verdsatt høyere enn Aulivassdraget i og med at bruk av saltvann til rekreasjon er langt mer utbredt i Vestfold. En forklaring foreslått av Klynderud (1994) er at det kan ha noe å gjøre med normalsituasjonen; vassdragets vannkvalitet før eventuelle reduksjoner i utslippene. De tre Østfoldvassdragene var alle i forurensningsklasse 3 mens Aulivassdraget befinner seg i klasse 4 på denne skalaen. Med andre ord var utgangssituasjonen dårligere og plassert i laveste trinn i Vestfoldundersøkelsen. Nettopp det med dårligste klassifisering og dermed en anbefalt egnethet kun for bruk av båt, kan ha bidratt til høyere betalingsvillighet, foreslår Klynderud (1994).

Videre mener Klynderud at hvem som ble spurt og hvilket forhold respondenten hadde til scenariet, kan ha vært utslagsgivende for svarene som ble gitt. Også på dette området skiller de to undersøkelsene seg fra hverandre. Det var kun personer i kommuner Aulivassdraget renner gjennom som ble intervjuet i Vestfoldundersøkelsen. I Østfoldundersøkelsen var kommuner fra hele fylket representert i utvalget. Hvor mye dette forholdet har å si for estimert betalingsvillighet er vanskelig å si. Det vil også komme inn andre forhold, som f.eks. hvor attraktivt og hvor kjent vassdraget er utenfor kommunegrensene (Klynderud 1994).

Resultatene i Østfold tydet på at det var substitusjonseffekter mellom redusert vannforurensning i de tre vassdragene som ble verdsatt (Magnussen 1992). Ut fra dette foreslår Klynderud (1994) at det er rimelig å tolke det slik at respondentene ser på de tre vassdragene som delvis komplementære og at nytten av det første rene vassdraget er forholdsvis høyere enn nytten av det andre rene vassdraget. I Vestfoldundersøkelsen ble det kun spurt om betalingsvillighet for ett vassdrag. Ut fra en slik tankegang fører det til at betalingsvillighet for det ene vassdraget er høyere enn snittet for de andre tre.

De metodiske forhold kan vi i første omgang se bort fra her, bortsett fra hvorvidt vassdragene ble verdsatt alene eller etter andre goder. I tillegg vil vi vurdere utgangssituasjonen med hensyn til vannkvalitet og om det er forskjell i betalingsvillighet mellom folk i vassdragenes nærområder (kommuner der vassdraget renner gjennom) og andre. Vi vil vurdere alle de ovennevnte forhold nedenfor.

### 8.3.2. Sammenheng mellom betalingsvillighet og bakgrunnsvariabler i de ulike vassdrag

Vi vil ta utgangspunkt i ovennevnte variabler og vurdere om betalingsvilligheten varierer med ulikheter i disse variablene og om det er forskjeller i disse variablene mellom respondenter som har oppgitt betalingsvillighet for Haldenvassdraget, (Glommavassdraget) og Vansjø-Hobølvassdraget/Aulivassdraget. Vi har vurdert variablene: Husholdningsinntekt, Bruker/ikke bruker, Merbruk/ikke merbruk, Holdning til miljøvern, Bor i nærområde/ikke nærområde og Verdsetting av ett gode/flere goder (direkte eller etter andre). I tillegg vil vi i en tabell gi oversikt over faktorene Godets størrelse og viktighet, Godets attraktivitet, Vannkvalitet i utgangssituasjonen, Endring i vannkvalitet og Forekomsten av alternativer (substitutter). For disse siste karakteristika gir ikke spørreundersøkelsen svar som kan brukes, og vi må derfor gjøre dette skjønnsmessig med å antyde hvordan vi oppfatter disse faktorene for de ulike vassdragene. For overføring til Aulivassdraget kommer et annet moment også inn: nemlig det faktum at undersøkelsene ble gjennomført på ulike tidspunkt, nemlig våren 1991 i Østfold og etter vinteren 1994 for Auli.

Vi vil her **ikke** forsøke å forklare hvorfor det er stor forskjell i betalingsvillighet, men se hvordan betalingsvilligheten for henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget ville korrigeres med utgangspunkt i resultatene for Haldenvassdraget (og tildels Glommavassdraget) og bakgrunnsvariablene i henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget.

I tabellene nedenfor har vi satt opp gjennomsnittlig betalingsvillighet og % av utvalg i ulike grupper blant dem som har oppgitt betalingsvillighet for henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget, Glommavassdraget, Haldenvassdraget og Aulivassdraget.

**Tabell 6.** Betalingsvillighetens variasjon med nærområde/ikke nærområde i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Lokal/ikke lokal	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Nærområde	548 (33/17%)	990 (82/69%)	456 (16/14%)	1468 (100%)
Ikke nærområde	656 (163/83%)	456 (36/31%)	465 (102/86%)	

*Nærområdene er inndelt ut fra hvilke kommuner der intervjuer ble foretatt som de ulike elvene renner gjennom: Haldenvassdragets nærområde er kommunene Halden og Rakkestad. Haldenvassdraget renner ikke gjennom Rakkestad, men like utenfor. Glomma renner også like utenfor på vestsiden, men en kortere strekning. Vansjø-Hobølvassdragets nærområde er kommunene Moss og Våler. Glommas nærområde er Fredrikstad, Askim, Tune, Borge og Skjeberg. Av disse kommunene renner Glomma gjennom alle bortsett fra Skjeberg, der den renner like ved grensen. (Forøvrig er Skjeberg nå slått sammen med Sarpsborg kommune, der Glomma renner gjennom..)*

**Tabell 7.** Betalingsvillighetens variasjon med husholdningsinntekt i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Husholdningsinntekt	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
0-90000	380 (38/19%)	574 (26/22%)	270 (26/22%)	1182 (34/35%)
91000-200000	551 (61/31%)	465 (42/36%)	323 (42/36%)	1075 (16/17%)
200000-300000	673 (49/25%)	822 (29/24%)	550 (29/24%)	1202 (21/22%)
300000-500000	952 (44/22%)	1832 (19/16%)	914 (19/16%)	2425 (20/21%)
500000-1000000	539 (4/2%)	2250 (2/2%)	425 (2/2%)	1700 (4/4%)
mer enn 1 mill				3000 (1/1%)

**Tabell 8.** Betalingsvillighetens variasjon med utdanning i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Utdanning	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Grunnskole	463 (48/24%)	702 (34/29%)	365 (34/29%)	821 (21/22%)
Videregående	689 (125/64%)	895 (74/63%)	542 (74/63%)	1595 (60/64%)
Universitet/høy-skole	726 (23/12%)	753 (10/8%)	218 (10/8%)	2038 (13/14%)

**Tabell 9.** Betalingsvillighetens variasjon med holdning til miljøvern i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Holdning til miljøvern	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
1=aktiv	250 (3/2%)	167 (3/2%)	83 (3/2%)	1500 (4/4%)
2=sterkt opptatt	699 (87/44%)	828 (53/45%)	548 (53/45%)	1252 (28/29%)
3=noe opptatt	609 (91/46%)	972 (52/44%)	456 (53/44%)	1646 (54/56%)
4=mindre opptatt	594 (12/6%)	331 (8/7%)	88 (8/7%)	1222 (9/10%)
5=synes man går for langt i miljøvern	300 (3/2%)	0 (2/2%)	500 (2/2%)	0 (1/1%)

**Tabell 10.** Betalingsvillighetens variasjon med delutvalg i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Utvalg	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
1	772 (40/20%)	869 (40/33%)	641 (40/33%)	1468 (/100%)
2	504 (38/20%)	925 (38/33%)	457 (38/33%)	
3	908 (40/20%)	693 (40/33%)	293 (40/33%)	
4	405 (38/20%)			
5	583 (40/20%)			

**Tabell 11.** Betalingsvillighetens variasjon med verdsetting direkte eller etter andre goder i de ulike vassdragene

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Direkte/ikke direkte	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Verdsatt direkte	840 (80)			1468 (100)
Verdsatt etter andre	499 (116)	827 (118)	464 (118)	
Etter ett -uavhengig	454 (76)	896 (78)	551 (78)	
Etter ett- avhengig		693 (40)		
Etter to -uavhengig	583 (40)			
Etter to- avhengig			293 (40)	

**Tabell 12.** Betalingsvillighetens variasjon med respondentenes rekreasjonsbruk/ikke rekreasjonsbruk av ferskvann i de respektive fylker

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Bruk/ikke bruk	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Bruk	718 (137/)	937 (82/%)	550 (82/%)	1390 (45/%)
Ikke bruk	478 (59/)	578 (36/%)	268 (36/%)	1537 (51/%)

**Tabell 13.** Betalingsvillighetens variasjon med merbruk/ikke merbruk av ferskvann\*

	Betalingsvillighet og (antall personer/%) i denne gruppen av dem som har oppgitt betalingsvillighet for dette vassdraget			
Merbruk/ikke merbruk	Haldenvassdraget	Glommavassdraget	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Merbruk	478 (19/)	417 (12/%)	347 (12/%)	2465 (27/%)
Ikke merbruk	990 (21/%)	915 (14/%)	1065(14/%)	1078 (68/%)

\*Gruppene "merbruk" og "ikke merbruk" er ikke helt sammenlignbare i de to undersøkelsene. I Østfoldundersøkelsen ble dette spørsmålet stilt bare til dem som hadde plassert "sin høyest prioriterte vannforekomst" i forurensningsklasse 3 eller 4. I Vestfold ble det stilt til alle.

### 8.3.3. "Korrigert" betalingsvillighet

Nedenfor har vi satt opp de faktorer som er antatt å skulle tilsi korrigering av gjennomsnittlig betalingsvillighet for henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget i forhold til gjennomsnittlig betalingsvillighet for Haldenvassdraget. Vi har ikke funnet grunnlag for å si hvor mye betalingsvilligheten bør korrigeres ut fra ulikheter i de ulike bakgrunnsvariablene, og har derfor kun satt +/- ut fra om ulikheter i denne faktoren etter vår vurdering skulle tilsi høyere/lik/eller lavere betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget enn for Haldenvassdraget. Utgangspunktet er at betalingsvillighet for både Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget skulle være lik betalingsvillighet i Haldenvassdraget, nemlig ca. 640 kr per husholdning per år eller mer riktig 500-750 kr per husholdning per år.

**Tabell 14.** Korrigering av betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget ut fra ulikheter i viktige faktorer i vassdragene sammenlignet med Haldenvassdraget. +/0/- i rubrikkene for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget viser om forskjeller i denne faktoren i forhold til Haldenvassdraget, skulle tilsi høyere/lik/lavere betalingsvillighet i de respektive vassdrag sammenlignet med betalingsvilligheten for Haldenvassdraget.

Faktor	Vansjø-Hobølvassdraget	Aulivassdraget
Nærområde	0	(+)
Husholdningsinntekt	0	0
Utdanning	0	(+)
Holdning til miljøvern	0	-
Bruk/ikke bruk av vassdrag	0	-
Merbruk/ikke merbruk	0	(+?)
Direkte/ikke direkte verdsetting	-	+
*Størrelse og "viktighet"	-	-
*Attraktivitet	?	-
*Utgangssituasjon -vannkvalitet	0	+
*Endring i vannkvalitet	0	-
*Forekomst av alternativer	?	?

Kommentarer til tabellen:

*Nærområde:* Både for Halden, (Glomma) og Vansjø-Hobølvassdraget er det gjennomført intervjuer i hele fylket, det vil si både i nærområder (kommuner der vassdraget renner gjennom) og utenfor. Fordelingen på nærområder og ikke nærområder er imidlertid noe ulik, spesielt mellom Glomma og de to andre. For Glomma er betalingsvilligheten adskillig høyere i nærområdene enn utenfor. Dette er ikke tilfelle for Haldenvassdraget- tvert imot. Det er derfor ikke grunn til å korrigere betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget ut fra dette kriteriet siden resultatene fra Haldenvassdraget og Glommavassdraget trekker i hver sin retning og "intuisjonen" tilsier at betalingsvilligheten "bør" være høyere i nærområder enn i andre områder. I Aulivassdraget der vi er ute etter betalingsvillighet for nærområdene, kan det derfor være grunn til å gi et lite "pluss" i betalingsvillighet.

*Husholdningsinntekt:* Betalingsvilligheten stiger stort sett med stigende inntekt i Haldenvassdraget. Dette er stort sett også tilfellet for Glommavassdraget. Inntektsfordelingen i utvalget i Østfold var stort sett i henhold til offisiell statistikk (Magnussen og Navrud 1992). Det er derfor ikke grunn til å korrigere betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget ut fra dette kriteriet. For Vestfold kunne en tenke seg to tilnærminger til denne problemstillingen. En kan se på offisiell statistikk for et område som i størst mulig grad er identisk med utvalgsområdet eller en kan "late som om" en har innhentet data på dette området gjennom Klynderuds (1994) oppgave. Hvis en følger siste tilnærming finner en at Vestfold-utvalget har noe ulik inntektsfordeling i forhold til Østfold-utvalget. Det er flere i den laveste inntektsklassen og noe færre i de to klassene mellom 90.000-300.000 og noe flere med de aller høyeste inntektene. Hvis vi ser på både Haldenvassdraget og Glommavassdraget, er det relativt små forskjeller i betalingsvillighet for de laveste inntektsklassene og den er faktisk høyere for den laveste inntektsgruppen i Glommavassdraget. Vi har derfor ikke funnet grunn til å korrigere betalingsvilligheten i dette tilfellet for Aulivassdraget.

Det hadde vært gunstig også å vurdere eventuelle forskjeller i henhold til offisiell statistikk. Imidlertid finnes ikke tall for brutto husholdningsinntekt på kommune (eller fylkes)nivå, bare på landsdelsnivå. Siden begge utvalgene tilhører Østlandsregionen gir ikke offisiell statistikk grunnlag for grundigere sammenligninger.

*Utdanning:* Betalingsvilligheten øker med økende utdanning i Haldenvassdraget. For Glommavassdraget er imidlertid betalingsvilligheten noe lavere for dem med høyest utdanning enn for dem på mellomnivå. Utdanning gir ikke grunn til å korrigere betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget. For Auli-utvalget er det 2% færre med lavest utdanning og disse finnes igjen i gruppen med høyest utdanning. Det kan være grunn til å gi et svakt "pluss" i korrigeret betalingsvillighet ut fra dette kriteriet.

*Holdning til miljøvern:* For denne variabelen ser det ut til at betalingsvilligheten er høyere for gruppene "sterkt opptatt" og "noe opptatt" i forhold til resten. Dette mønsteret gjenfinnes både for Haldenvassdraget og Glommavassdraget. Siden det er samme befolkning det er snakk om, gir dette ikke utslag i betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget. For Auli er det noen færre prosent av utvalget i gruppene med forhøyet betalingsvillighet i Østfold. Dette gir derfor et "minus" i betalingsvillighet for Aulivassdraget.



*Rekreasjonsbruk/ikke rekreasjonsbruk av vassdrag:* Både for Haldenvassdraget og Glommavassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget er betalingsvilligheten høyere blant dem som brukte ferskvannsføremøter til friluftsliv enn dem som ikke gjorde det. For respondenter i Aulivassdraget er imidlertid betalingsvilligheten høyere blant dem som ikke brukte ferskvann i Vestfold til friluftsliv enn blant brukerne av ferskvann. Det var adskillig flere som ikke brukte ferskvann i Auli-utvalget enn i Østfold-utvalget. Ser vi nærmere på brukerne og ikke-brukerne av ferskvann i Vestfold, er det markert høyere utdanning og husholdningsinntekt blant ikke-brukerne enn blant brukerne, og dette slår tydeligvis mer gjennom med hensyn til oppgitt betalingsvillighet enn hvorvidt de bruker eller ikke bruker ferskvann. Det er ikke klare forskjeller verken i bruk, betalingsvillighet eller inntekt og utdanning mellom "bygdefolk" og "byfolk", uttrykt ved urbaniseringsgrad, men det er forskjeller i bruk og betalingsvillighet og inntekt mellom ulike kommuner.

Det er imidlertid verdt å merke seg at brukere av *Aulivassdraget* (i motsetning til brukere av ferskvann generelt) har *høyere* betalingsvillighet for bedre vannkvalitet i Aulivassdraget enn ikke-brukerne av Aulivassdraget. Spørsmål om rekreasjonsbruk av det enkelte vassdrag ble ikke stilt i Østfold-undersøkelsen.

Ut fra kunnskap om andelen brukere og deres betalingsvillighet i Østfold-undersøkelsen, er det ikke grunn til å korrigere betalingsvilligheten for Vansjø-Hobølvassdraget i forhold til Haldenvassdraget. I Vestfold-undersøkelsen var det færre brukere, noe som i henhold til resultatene i Østfoldundersøkelsen skulle tilsi at betalingsvilligheten for Aulivassdraget justeres ned.

*Merbruk/ikke merbruk:* For både Haldenvassdraget og Glommavassdraget viser resultatene økt betalingsvillighet blant dem som ikke vil bruke vannet mer hvis det ble renere, sammenlignet med dem som ville bruke det mer. Det må skytes inn at det bare var en liten del av respondentene som fikk dette spørsmålet i Østfold-undersøkelsen fordi det bare gikk til dem som oppga at deres "høyest prioriterte vassdrag" var i forurensningsklasse 3 eller 4. Med et så lite utvalg og resultater som går i motsatt retning av det en ville forvente, har vi ikke funnet grunnlag for å korrigere betalingsvilligheten for Aulivassdraget ut fra dette kriteriet. Klynderuds undersøkelse (1994) oppga imidlertid at det var prosentvis færre som oppga at de ville bruke vassdraget mer hvis vannet ble renere i Vestfold enn i Østfold.

*Direkte/ikke direkte verdsetting:* Vi har argumentert flere steder for at det kanskje er mest korrekt å verdsette vassdrag i en større sammenheng, f.eks. sammen med de andre vassdragene som også skal renses. Det var bare Haldenvassdraget som ble verdsatt direkte i Østfoldundersøkelsen. Haldenvassdraget ble verdsatt både først/alene og etter Nordsjøplanen og sammen med de to øvrige Østfold-vassdragene.

Hvis poenget er å sammenligne betalingsvillighet og komme fram til den betalingsvillighet en ville vente å komme fram til for henholdsvis Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget ut fra resultatene i Haldenvassdraget, må det til korrigeringer. For Vansjø-Hobølvassdraget som bare ble verdsatt etter flere andre vassdrag, vil vi vente at betalingsvilligheten er lavere enn for Haldenvassdraget. For Aulivassdraget som bare ble verdsatt separat, vil vi vente at betalingsvilligheten er høyere enn gjennomsnittet for Haldenvassdraget, kanskje er da betalingsvillighet for "Haldenvassdraget verdsatt direkte" (kr 840 per husholdning per år, se tabell 8) et bedre sammenlikningsgrunnlag.

De neste kriteriene er mer "skjønnsmessige" kriterier som vi ikke finner svar på i undersøkelsene, men som gjelder vår bedømming av faktorer som antas eller har vist seg i tidligere undersøkelser å være av betydning for betalingsvilligheten. Vi har imidlertid ingen garanti for at respondentene oppfatter disse forholdene på samme måte som analytikeren.

*\*Størrelse og "viktighet":* Vi gir et "minus" både for Vansjø-Hobølvassdraget og Aulivassdraget i forhold til Haldenvassdraget (og Glommavassdraget).

*\*Attraktivitet:* Hvordan respondenten oppfatter et vassdrags attraktivitet er selvfølgelig vanskelig å "gjette". Vansjø-Hobølvassdraget er et relativt flittig benyttet vassdrag f.eks for kanopadling, men det er også tilfelle for Haldenvassdraget. Vi finner derfor ikke grunnlag for korreksjon i betalingsvillighet. Ut fra kommentarer fra dem som "kjenner til" Aulivassdraget antas dette å være mindre attraktivt og gis et "fratrekk" i betalingsvillighet.

*\*Utgangssituasjon -vannkvalitet:* F.eks. i Østfoldundersøkelsen (Magnussen 1992) var det flere som uttrykte at "pengene til rensning bør settes inn der det er verst". Dette tilsier at jo verre utgangssituasjonen er, jo høyere blir betalingsvilligheten (alle andre forhold like). Utgangssituasjonen i Vansjø-Hobølvassdraget var ganske lik utgangssituasjonen i Haldenvassdraget (og Glommavassdraget) (hovedsakelig klasse 3, partier nederst i vassdraget med klasse 4). Det gir ingen korrigerings. Utgangssituasjonen i Aulivassdraget var verre - klasse 4 i hele vassdraget. Dette kan (isolert sett) tilsi høyere betalingsvillighet i Aulivassdraget.

*\*Endring i vannkvalitet:* Endringen i vannkvalitet var lik i Vansjø-Hobølvassdraget og Haldenvassdraget: hovedsakelig opp 1 klasse og opp to klasser i de områdene som var verst i utgangssituasjonen, slik at hele vassdraget landet i klasse to. For Aulivassdraget var endringen mindre - opp 1 klasse hele veien, og vassdraget er i klasse 3, det vil si fortsatt dårlig egnet til de fleste aktiviteter. Dette tilsier "minus" i betalingsvillighet.

*\*Forekomst av alternativer.* En antar at dersom en har gode alternativer, er det mindre verdt å få bedre vannkvalitet i ett spesielt vassdrag. Det er vanskelig å vurdere hvordan folk oppfatter hvilke alternativer de har. Alle vassdragene starter naturlig nok et stykke inne i landet, der det er langt til sjøen. Ved Vansjø-Hobølvassdraget er det gode alternative ferskvann for befolkningen øverst i vassdraget, mens dette i mindre grad er tilfelle i Aulivassdraget. Men for alle vassdrag gjelder at for befolkningen i nærheten av utløpet av vassdraget er det gode alternativer i form av saltvann. Siden det var flere brukere av saltvann i forhold til ferskvann i Auli-utvalget enn i Østfold-utvalget, kan det tyde på at saltvann er et viktigere alternativ for folk i Vestfold. Alt i alt drar disse forholdene i hver sin retning og data gir ikke anledning til å verken plusse på eller trekke fra betalingsvillighet.

Hvis vi oppsummerer tabellen over (tabell 14), finner vi at ut fra de oppsatte kriterier er det visse forhold som tilsier at betalingsvilligheten for Vansjø-Hobølvassdraget bør justeres ned i forhold til betalingsvilligheten for Haldenvassdraget mens det ved tilsvarende vurdering av de samme kriterier er forhold som trekker i begge retninger for Aulivassdraget. De innsamlede data gir ikke grunnlag for å anslå hvor mye som skal trekkes fra og legges til for hvert enkelt punkt. Skjønnsmessig kan det imidlertid synes som om betalingsvilligheten for vannkvalitetsforbedringen i Aulivassdraget skulle være omtrent den samme som i Haldenvassdraget mens betalingsvilligheten for vannkvalitetsforbedringen i Vansjø-Hobølvassdraget skulle være noe lavere enn i Haldenvassdraget.

Dette stemmer med resultatene for Vansjø-Hobølvassdraget, der vi i avsnittet over fant at betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget var innenfor konfidensintervallet til Haldenvassdraget, men helt i nederste ende for overlapping.

Det stemmer imidlertid dårlig med resultatene i Auli-undersøkelsen, som i følge en tilsvarende skjønnsmessig korrigerings skulle være omtrent som for Haldenvassdraget, men som ligger adskillig over.

Hvis vi tillegger størst vekt at Aulivassdraget ble verdsatt alene i alle utvalg mens Vansjø-Hobølvassdraget ble verdsatt etter andre i alle utvalg, og Haldenvassdraget ble verdsatt både alene og etter andre i ulike utvalg og bare tar med betalingsvillighet der "sammenhengen for verdsetting" var den samme, blir situasjonen noe annerledes.

Det er da betalingsvilligheten for Haldenvassdraget direkte verdsatt som skal sammenlignes med betalingsvilligheten for Aulivassdraget, og betalingsvilligheten for Haldenvassdraget verdsatt etter andre som skal sammenlignes med betalingsvillighet for Vansjø-Hobølvassdraget. I førstnevnte tilfelle er betalingsvilligheten for Haldenvassdraget kr 840 og i sistnevnte tilfelle kr 499. Vi ser at i følge denne sammenligningen er resultatene mer i overensstemmelse med det de korrigerede vurderingene skulle tilsi, men fortsatt er betalingsvillighet for Aulivassdraget høyere enn det en kunne forvente ut fra en "overføring" fra Østfold-data.

Det er vanskelig å finne hvilke faktorer som er årsak til dette. Som vi har sett er det små forskjeller i de faktorer som antas å skulle påvirke betalingsvillighet. Forskjellene må derfor ligge i forhold som vi ikke har klart å fange opp gjennom spørreskjemaet i betalingsvillighetsundersøkelsen eller en annen vurdering av de "skjønnsmessige" forhold over enn vi har foretatt.

Vi ser altså at "korrigert" gjennomsnittlig betalingsvillighet ut fra de oppsatte kriterier stemmer bra med gjennomsnittlig betalingsvillighet som ble funnet for vannkvalitetsforbedringen i Vansjø-Hobølvassdraget i originalundersøkelsen. Bruk av de samme kriterier og samme "retningslinjer" for korrigerings, synes imidlertid ikke å gi korrigert betalingsvillighet som er tilnærmet lik betalingsvillighetene for Aulivassdraget i den originale pilotundersøkelsen.

## 9. Hva er betalingsvilligheten for bedre vannkvalitet i Aulivassdraget?

Siden gjennomsnittlig betalingsvillighet er såpass mye høyere i den originale undersøkelsen i Aulivassdraget enn det en kunne forvente ut fra Østfold-undersøkelsen, er det grunn til å se på andre norske undersøkelser knyttet til vannkvalitet og se om disse kan være til hjelp for å komme fram til "riktigere" betalingsvillighet.

Imidlertid er de øvrige tidligere norske studiene av betalingsvillighet for bedre vannkvalitet enten bare for sportsfiske i elver eller for bedre vannkvalitet i fjorder. Gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning for de tre fjordene Indre Oslofjord, Kristiansandsfjorden og Drammensfjorden var ca. kr 450-870 (1991-kr) (Aarskog 1988; Breivik og Hem 1986; Dalgard 1989).

I en nettopp avsluttet undersøkelse om overføring av nytteestimer ble betalingsvillighet innhentet fra respondenter ved Vansjø-Hobølvasdraget og Orrevassdraget (Rogaland). I følge foreløpige beregninger er betalingsvillighet for en og to klasser vannkvalitetsforbedring i Vansjø-Hobølvasdraget ca. kr 2300 per husholdning per år (Magnussen et al. 1995). I den undersøkelsen er det imidlertid brukt "gjentatte ja-nei-spørsmål" (iterated discrete choice), og erfaringsmessig gir denne utledningsprosedyren adskillig høyere betalingsvillighet enn ved bruk av betalingskort (se f.eks. Magnussen 1992 for ulike betalingsvillighetsestimater fra de to utledningsprosedyrene knyttet til bedre vannkvalitet i Nordsjøen).

Betalingsvillighet for 50% reduksjon av forurensningen til Aulivassdraget var i følge Klynderud (1994) kr 1079-1857 per husholdning per år. I følge alle observasjoner for Haldenvassdraget er betalingsvillighet kr 518-758 og hvis vi tar med betalingsvillighet der Haldenvassdraget ble direkte verdsatt er betalingsvillighet kr 625-1055 (med 95% konfidensintervall). Betalingsvillighet for ulike fjorder har også ligget i intervallet 450-900 kr.

Utvalget i Auli er lite, og noen "ivrige" betalere kan få stor innvirkning på resultatene. Ved å se på frekvensfordelingen for betalingsvilligheten for henholdsvis utvalget i Auli og Østfold, finner vi at det er en del forskjeller. Høyeste oppgitte betalingsvillighet i Auli-utvalget er kr 12000 per husholdning per år mens høyeste oppgitte betalingsvillighet i Østfold-undersøkelsen er kr 6000 for Halden- og Vansjø-Hobølvasdraget og kr 6700 for Glommavassdraget. Det er relativt markert forskjell i hvor stor andel som oppgir "høy" betalingsvillighet. I Auli-utvalget er 22.9% av betalingsvillighetssvarene lik eller større enn 3000 kr per husholdning per år. I Østfold-undersøkelsen er det henholdsvis 2.6%, 8.5% og 2.5% av respondentene som oppgir betalingsvillighet lik eller større enn 3000 kr per husholdning per år for henholdsvis Haldenvassdraget, Glommavassdraget og Vansjø-Hobølvasdraget.

Årsaken til denne forskjellen i vilje til å oppgi "høy" betalingsvillighet er vanskelig å forklare. F.eks. gjennomsnittlig inntekt og utdanning er omtrent tilsvarende i de to utvalgene. Det kan være "kulturforskjeller", ulike tidspunkt, ulike intervjuere eller andre forhold som er ulike i de to utvalgene eller ved de to stedene, og som vi ikke klarer å fange opp i dagens betinget verdsetningsundersøkelser. Det er verdt å merke seg at også i Magnussen et al. (1995) fant en markert (og signifikant) forskjell i betalingsvillighet for to tilsynelatende tilsvarende vannkvalitetsforbedringer i to tilsynelatende nokså "like" vassdrag (Orre- og Vansjø-Hobølvasdraget), uten at en var i stand til å oppfange årsaken(e) til denne forskjellen. Det kan tyde på at vi fortsatt trenger mer kunnskap om hva som avgjør forskjeller i betalingsvillighet mellom ulike steder og goder.

Uansett årsak til den høyere andelen av "høy" betalingsvillighet i Auli-undersøkelsen, har vi funnet grunn til å vurdere i hvor stor grad gjennomsnittlig betalingsvillighet påvirkes av de høye budene. Fjernes den høyeste oppgitte betalingsvillighet (1 person som oppgav kr 12000), synker gjennomsnittlig betalingsvillighet i utvalget til kr 1357. Hvis vi fjerner dem med betalingsvillighet større eller lik kr 6000 (6 personer), synker gjennomsnittlig betalingsvillighet til kr 1099 per husholdning per år. Dette viser at betalingsvilligheten er relativt følsom for disse høye betalingsvillighetene, i det den synker med ca. 25 % når de 6 høyeste budene fjernes.

Som nevnt i den naturvitenskapelige delen var vi i følge de strenge klassegrensene for forurensningsklasser noe "rause" da vi flyttet Aulivassdraget fra klasse 4 til klasse 3 etter 50% reduksjon i utslippene. Dette kan også dra i retning av en noe "for høy" betalingsvillighet i pilottesten. Betalingsvilligheten for 25% reduksjon i Aulivassdraget var ca. kr 600-1100 per husholdning per år, altså nærmere det som er funnet for større reduksjoner i tidligere undersøkelser. Ettersom vi også vil argumentere for at det kan være fare for fokuseringseffekter når vassdraget verdsettes isolert, mener vi det kan være grunn til å redusere betalingsvilligheten framkommet i pilottesten i Aulivassdraget noe - i retning av det de korrigererte verdiene for Haldenvassdraget tilsier.

Et punkt som ikke har vært diskutert så langt, er at undersøkelsene ble gjennomført på ulike tidspunkt - med ca. 3 års mellomrom. Begge ble gjennomført vinter/tidlig vår, så årstiden skulle ikke ha noe å si, men det kan ha skjedd endringer i preferanser på de tre årene. Dette gjenspeiles imidlertid ikke f.eks. i store endringer i respondentenes holdning til miljøvern som en ville vente hvis økt betalingsvillighet skyldtes økt bevissthet om miljøproblemer. Det har heller ikke vært stor pris- og lønnsvekst i perioden, noe vi også ser av inntektsstatistikken i de to utvalgene. Såvidt vites har det heller ikke skjedd spesielle ting i Aulivassdraget som skulle tilsi en økt oppmerksomhet om vassdraget rundt intervjuetidspunktet og som kunne gi utslag i stor betalingsvillighet.

Både Østfold-undersøkelsen og Vestfoldundersøkelsen ble gjennomført av ikke profesjonelle intervjuere - hovedsakelig av en mannlig hovedfagsstudent ved Norges landbrukshøgskole (NLH) i Østfold, samt noen intervjuer av undertegnede; og av en kvinnelig hovedfagsstudent ved NLH i Vestfold-undersøkelsen. Intervjuerskjevhet kan forekomme særlig når intervjuene gjennomføres av ikke-profesjonelle. F.eks. i en hovedoppgave ved universitetet i Oslo (Strand og Taraldset 1991) ble det funnet signifikant høyere betalingsvillighet for den delen av utvalget som ble intervjuet av en kvinnelig student enn den delen som ble intervjuet av en mannlig. En skal derfor ikke se bort fra at intervjuerskjevhet også kan forekomme her, men vi har ikke mulighet for å sjekke dette.

Vi mener at de ovennevnte forhold tilsier at vi vil foreslå at en velger et "konservativt" og relativt "vidt" estimat for gjennomsnittlig betalingsvillighet, og sier at den er ca. 500-1500 kr per husholdning per år for 50% reduksjon av overgjødningen i Aulivassdraget. Når vi foreslår en viss reduksjon og utvidelse av intervallet for betalingsvilligheten i forhold til det Klynderud (1994) konkluderer med, har det særlig sammenheng med følgende forhold: Det at Aulivassdraget ble verdsatt alene, kan gi fokuseringseffekt, noe "raus" vannkvalitetsforbedring ble forespeilet i scenariobeskrivelsen, beregnet betalingsvillighet var nokså følsom for de høyeste oppgitte bud, og pilotundersøkelsen inneholdt relativt få intervjuer, gjennomført av en ikke profesjonell intervjuer.

Ved overføring som beskrevet hittil kommer vi fram til et originalt og et "overført" estimat for nytten av bedre vannkvalitet *per husholdning*. Ofte er det ikke dette som er mest interessant, men den totale betalingsvilligheten, dvs. gjennomsnittlig betalingsvillighet multiplisert med den aktuelle befolkning som betalingsvilligheten gjelder for (altså markedets utbredelse). Det er ofte et stort problem ved overføring av nytteestimer å vite hvilken befolkning betalingsvilligheten

gjelder for. Betalingsvillighet i Auli-undersøkelsen gjelder for husholdninger i kommuner vassdraget renner gjennom, men vi vet ikke noe om hvor stor den eventuelt er i nabokommunene til disse, i fylket forøvrig eller om det er noen betalingsvillighet i andre fylker og landsdeler for disse vassdragene. Betalingsvilligheten for Vansjø-Hobølvassdraget og de andre vassdragene i Østfold gjelder for Østfolds befolkning.

Hvis vi antar at den beregnede gjennomsnittlige betalingsvillighet bare gjelder for befolkningen i de berørte kommuner i Vestfold (ca. 35000 husholdninger) mens alle andre har 0 i betalingsvillighet, tilsvarer dette en total betalingsvillighet på 17.5-52.5 millioner kr per år. Dette må sies å være et konservativt anslag fordi også folk i resten av fylket må antas å ha en viss betalingsvillighet for rensning av Aulivassdraget. Dette var jo f.eks. absolutt tilfelle i Østfold som diskutert over, der en for Haldenvassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget ikke fant noen forskjell i betalingsvillighet mellom dem som bodde i kommuner vassdraget rant gjennom ("nærrområde") og de andre ("ikke nærrområde"). Sannsynligvis vil det også være betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringer i Aulivassdraget utenfor de aller nærmeste kommunene både i fylket og muligens også i landet forøvrig.

## 10. Referanser

- Aarskog, E.M. 1988: *Betalingsvillighet for ytterligere rensing av Indre Oslofjord*. Rapport nr 87 10 13 - 2. Senter for Industrieforskning.
- Berge, D. 1987: *Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer*. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. 1988: *Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer*. NIVA-rapport nr. O-87062. 98 pp.
- Berge, D. 1990: FOSRES - a phosphorus loading model for shallow lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24:218-223.
- Bishop, R.C. og T.A. Heberlein 1979: Measuring values of extra market goods: are indirect measures biased? *American Journal of Agricultural Economics*, vol.65,nr.5,s.926-930.
- Boadway, R.W. og N. Bruce 1989: *Welfare Economics*. Basil Blackwell, Cambridge, Massachusetts.
- Bogen, J. 1986: Sedimenttransport i norske vassdrag. Partikler i vann, seminarrapport, Norsk Limnologforening, s 13-21.
- Boyle, K.J og J.C. Bergstrom 1992: Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism. *Water Resources Research*, vol 28, no.3, s.657-663.
- Bradford, D.F.(1970: "Benefit-cost analysis and demand curves for public goods". *Kyklos* 23, 775-791.
- Bratli, J.L. 1992: *NIVAs bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. 1. Problemanalyse, 2. Metodegrunnlag, 3. Innsjøinterne tiltak og 4. Alternative tiltakspakker*. NIVA-rapport nr. O-92063. L-2776 . 35 s.
- Breivik, M. og K-G. Hem 1986: *Verdsetting av rensiltak i Kristiansandsfjorden*. Rapport 83 01 23 - 6. Senter for Industrieforskning.
- Brookshire, D.S., og H.R. Neill 1992: Benefit Transfer: Conceptual and Empirical Issues. *Water Resources Research*, vol.28, no.3, s. 651-655.
- Brown, T.C. og P. Slovic 1988: "Effects of Context on Economic Measures of Value". I G. Peterson, B.Driver og R.Gregory (red): *Amenity Resource Valuation: Integrating economics with other disciplines*. State College, P.A. Venture Publishing.
- Carson, R.T.; M. Hanemann og R.C. Mitchell 1986: "Determining the Demand for Public Goods by Simulating Referendums at different tax prices", manuskript fra University of California, San Diego. Som referert i Mitchell og Carson (1989).
- Dalgard,M.,1989: *Drammensvassdraget - en undersøkelse av betalingsvillighet*. SI-rapport 88 11 08-2. Senter for Industrieforskning, Oslo.

Desvousges, W.H., M.C. Naughton and G.R. Parsons, 1992: Benefit transfer: Conceptual Problems in estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies. *Water Resources Research*, vol. 28, no. 3, s. 675-683.

Downing, M. og T Ozuna Jr.1993: Testing the Reliability of the Benefit Function Transfer Approach. Oak Ridge National Laboratory, oak Ridge, TN. Upublisert paper.

Faafeng B., P. Brettum & D. Hessen 1990: *Landsomfattende undersøkelse av trofutilstanden i 355 innsjøer i Norge*. NIVA-rapport. L-nr. 2355. 57 s.

Holtan, H. 1991. *Forurensninger i Glomma 1989-1990. Forurensningsbudsjett, forurensningsgrad, vurderinger og prognoser*. NIVA rapport L.nr. 2546. 65 s.

Holtan H. 1992: *Overvåking av Aulielva i 1991/1992*. NIVA-rapport nr. 2796. 41 s.

Kealy, M.J., M. Montgomery og J.F. Dovidio 1990: "Reliability and Predictive Validity of Contingent Values: Does the Nature of the Good Matter?" *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.19, 244-23.

Klynderud, K.H. 1994: *Verdsetting av miljøendringer i Aulivassdraget*. Hovedoppgave ved Norges landbrukshøgskole, Institutt for økonomi og samfunnsfag.

Loomis, J.B, 1992: The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer. *Water Resources Research*, vol.28, no.3, s. 701-705.

Løvstad, Ø., K. Bjørndalen og T. Wold 1987: Regional innsjøundersøkelse i Vestfold. Limnokonsult rapport 1987, 16 s.

Magnussen, K., 1992: *Valuation of reduced water pollution using the contingent valuation method: methodology and empirical results*. Dr. Sc. theses 1992:14. Norges landbrukshøgskole.

Magnussen, 1993: *Verdsetting og bruk av miljøkostnader. Forprosjekt: Overføring av nytteestimer*. SNF-report.

Magnussen, K., O. Bergland og S. Navrud 1995: Overføring av nytte-estimer: status for Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II. Utprøving knyttet til vannkvalitet. NIVA-rapport, løpenummer 3258.

Magnussen, K. and S. Navrud, 1992: *Verdsetting av redusert forurensning til Nordsjøen*. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Forskningsrapport B-015-92.

McConnell, K.E.,1992: Model Building and Judgement: Implications fro Benefit Transfer With Travel Cost Models. *Water Resources Research*, vol.28, no.3, s. 695-700.

Mitchell, R.C. og R.T. Carson 1981: "An Experiment in Determining Willingness to Pay for National Water Quality Improvements". Draft Report to the U.S: Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Mitchell, R.C. og R.T. Carson 1984: "A Contingent Valuation Estimate of National Freshwater Benefits". Technical Report to the U.S: Environmental Protection Agency, Washington D.C. Resources for the Future.



Mitchell, R.C og R. Carson 1989: *Using Surveys to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington D.C.

MVA 1986: Fiskekart for Vestfold. Utbredelse av ferskvannsfisk. Miljøvern avdelingen i Vestfold.

Navrud, S. og J. Strand 1992: Norway. I: Navrud (red): *Pricing the European environment*. Scandinavian University Press.

Randall, A., G.C. Blomquist, J.P. Hoehn, J.R. Stoll et al. 1985: "National Aggregate Benefits of Air and Water Pollution Control". Interim report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

SFT 1989: *Vannkvalitetskriterier for ferskvann*. Statens forurensningstilsyn, TA-630. Hans Holtan(red.).

SFT 1992: *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, kortversjon*, Statens forurensningstilsyn, TA-905/1992. Hans Holtan(red.) 32 p.

Skulberg, O. 1987: *Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold*. Undersøkelser i 1986 utført av Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Vestfold. NIVA rapport O-84135, 32 s.

Smith, V.K and Y.Karou, 1990: Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. *American Journal of Agricultural Economics*, vol 72, May 1990, pp. 419-433.

Strand, J. og A. Taraldset, 1991: *The Valuation of environmental goods in Norway: A contingent valuation study with Multiple bias testing*. Foreløpig utgave. Institutt for sosialøkonomi. Universitetet i Oslo.

Trimbee, A. M. & E. E. Prepas 1987: Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. *Cand. J. Aquat. Sci.* 44: 1337-1342.

Vollenweider, R. A. 1968: *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. OECD, Paris, Tech. Rep. DAS/CSI/68., 27,182 p.

Vollenweider, R. A. 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33:53-83.

Walsh, R.G., D.M. Johnson og J.R. McKean (1992): Benefit Transfer of Outdoor Recreation Demand Studies, 1968-1988. *Water Resources Research*, vol.28, no.3, s. 707-713.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2798-9