

# **KOSTNADSDEKNING OG PRISING AV VANNTJENESTER**

**– Forprosjekt i forbindelse med EU's  
rammedirektiv for vann**

**KM MILJØUTREDNING**



**Kristin Magnussen, KM Miljøutredning  
David N. Barton, NIVA  
Eirik Romstad, Institutt for økonomi og samfunnsfag,  
Norges landbrukshøgskole**

## **FORORD**

Dette forprosjektet er gjennomført for direktoratsgruppa som er eierne av karakteriseringsprosjektet. Karakteriseringsprosjektet er organisert med prosjektdeltakere fra SFT, DN, NVE, FiD og fylkesmannen i Oslo og Akershus.

Hensikten med dette forprosjektet er å vurdere kostnadsdekning og prising av vanntjenester som virkemiddel i norsk vannressursforvaltning.

Kristin Magnussen i KM Miljøutredning har vært prosjektleder for forprosjektet. I tillegg har David N. Barton i Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (i første del av prosjektet tilknyttet Interconsult International) og Eirik Romstad ved Institutt for økonomi og samfunnsfag (IØS) ved Norges landbrukshøgskole vært sentrale i arbeidet.

Kontaktpersoner i Statens forurensningstilsyn har vært Are Lindegaard og Jon Lasse Bratli. De har bidratt med nyttige og konstruktive kommentarer og innspill under hele arbeidet.

Vi har deltatt på to møter i direktoratsgruppa og fått nyttige innspill til arbeidet fra dem. I tillegg har vi vært i kontakt med en del personer i forskning og forvaltning som har bidratt med opplysninger og tips.

Vi takker alle som har bidratt!

Fredrikstad, 28.04.2003.

Kristin Magnussen  
Prosjektleder

<b>SAMMENDRAG.....</b>	<b>3</b>
<b>1</b>	<b>INNLEDNING OG BAKGRUNN.....11</b>
<b>2</b>	<b>ØKONOMISKE BEGREPER SOM BRUKES I RAMMEDIREKTIVET .....13</b>
2.1	Hva menes med "vanntjenester" i Vanddirektivet?..... 13
2.2	Vann som økonomisk gode - grunnbegreper ..... 14
	<b>2.2.1 TILBUD, ETTERSPORSEL OG KNAPPHEIT .....14</b>
2.3	Kartlegging av kostnadsdekning for vanntjenester ..... 17
	<b>2.3.1. NØKKELOPPGAVER OG RAPPORTERING I HENHOLD TIL VANDDIREKTIVET .....17</b>
	<b>2.3.2. SAMFUNNSØKONOMISKE KOSTNADER VED VANNRESSURSBRUK.....18</b>
	<b>2.3.3. KORT- VERSUS LANGSIKTIGE KOSTNADSVURDERINGER .....20</b>
	<b>2.3.4. FINANSIELL KOSTNADSDEKNING .....21</b>
	<b>2.3.5. OVERFØRINGER .....23</b>
	<b>2.3.6. RESSURSKOSTNADER OG MILJØKOSTNADER.....25</b>
<b>3. METODER FOR VERDSETTING AV MILJØ- OG RESSURSKOSTNADER .....29</b>	
3.1.	Verdsettingsmetoder for ressurskostnader .....29
3.2.	Verdsettingsmetoder for miljøkostnader ..... 32
<b>4. PRISING AV VANNTJENESTER SOM ØKONOMISK VIRKEMIDDEL .....39</b>	
4.1.	Alternative vannprisindestrukturer - eksempler fra vann- og avløp .....39
4.2.	Alternative virkemidler for internalisering av miljøkostnader .....41
4.3.	Prognoser for vannforbruk .....44
4.4.	Prising og monopoler i vanntjenestene.....46
<b>5. PRISING AV VANNRESSURSTJENESTER INTERNASJONALT (EKSEMPLER) .....47</b>	
5.1.	Frankrike .....47
5.2.	Costa Rica .....49
5.3.	Tyskland, Belgia og Nederland: "polluting units" .....49
<b>6. VANNFORVALTNING I NORGE – KORT OM LOVER OG REGLER .....51</b>	
6.1.	Vannforvaltning i ferskvann .....51
6.2.	Forurensningsloven .....57
6.3.	Planlegging og ressursutnytting i kystsonen .....57
6.4.	Kort oppsummert – i forhold til vannprising .....61
<b>7. VURDERING AV PRISING AV VANNTJENESTER SOM VIRKEMIDDEL I NORGE.....63</b>	
7.1.	Innledende kommentarer .....63
7.2.	Prising av vannressurser i Norge .....63
	<b>7.2.1. EGENSKAPER VED VANNRESSURSER I NORGE.....64</b>
	<b>7.2.2. BRUKERE.....65</b>
	<b>7.2.3. KOSTNADER VED IMPLEMENTERING AV NYE VIRKEMIDLER FOR Å OPPNÅ FULL KOSTNADSDEKNING I VANNTJENESTER .....66</b>
7.3.	Konklusjoner .....68
7.4.	Videre arbeid .....69
<b>8. REFERANSER .....70</b>	

# Sammendrag

## Innledning og bakgrunn

Norge har gjennom EØS-avtalen vedtatt at EU's rammedirektiv for vann – "Vanndirektivet" (direktiv nr. 2000/60/EG) skal gjelde også i Norge. Vanndirektivets målsetting er å bevare og forbedre vannmiljøet for fellesskapet.

Hensikten med dette forprosjektet er å gi grunnlag for å vurdere direktivets krav til full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Forprosjektet skal forsøke å svare på om Norge bør gå videre med å implementere prising av vanntjenester som virkemiddel, eller om myndighetene bør søke å benytte seg av de unntaksmulighetene som direktivet åpner for.

Et begrenset forprosjekt som dette kan imidlertid ikke gi alle svar knyttet til eventuell innføring av full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Dersom myndighetene bestemmer seg for at prising av vanntjenester vil/ kan ha noe for seg også i Norge, vil det kreves videre utredninger mht hvordan et slikt system skal utformes. Denne rapporten behandler prising av vanntjenester på et mer prinsipielt plan og kan ikke gi svar på alle praktiske utfordringer knyttet til eventuell innføring av et system for prising av vanntjenester i Norge. Eventuell utforming og gjennomføring av vannprising i praksis vil reise flere problemstillinger, som ikke er tatt opp i denne rapporten.

## Økonomiske begreper som brukes i rammedirektivet

Den politiske hovedmålsettingen i Rammedirektivet er å oppnå "god økologisk og kjemisk status" i medlemslandenes vannressurser til lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad. Vannprising i Rammedirektivet er et virkemiddel for å oppnå full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning for vanntjenester. Dersom det kan etableres markeder for vanntjenester der alle de samfunnsøkonomiske kostnadene av produksjon kan reflekteres i priser til de ulike brukerne, oppnår slik prising i teorien et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av de knappe vannressursene.

Målet om kostnadsminimering er mindre krevende og ambisiøst enn samfunnsøkonomisk optimal vannressursallokering fordi det ikke er nødvendig å vurdere hvorvidt "god økologisk status" er optimalt fra vannressursbrukernes side (etterspørselsiden). En trenger "bare" finne fram til den tiltakspakken som har lavest kostnad i oppnåelse av miljømålet "god status". At samfunnsøkonomisk optimalisering er en underordnet målsetting i Direktivet er ikke uttrykt eksplisitt. Likevel vil utfordringer knyttet til kvantifisering av etterspørselen/betalingsvilligheten for vanntjenester være betydelige og større i praksis enn beregning av tiltaks- og produksjonskostnader knyttet til vurdering av optimale tiltakspakker.

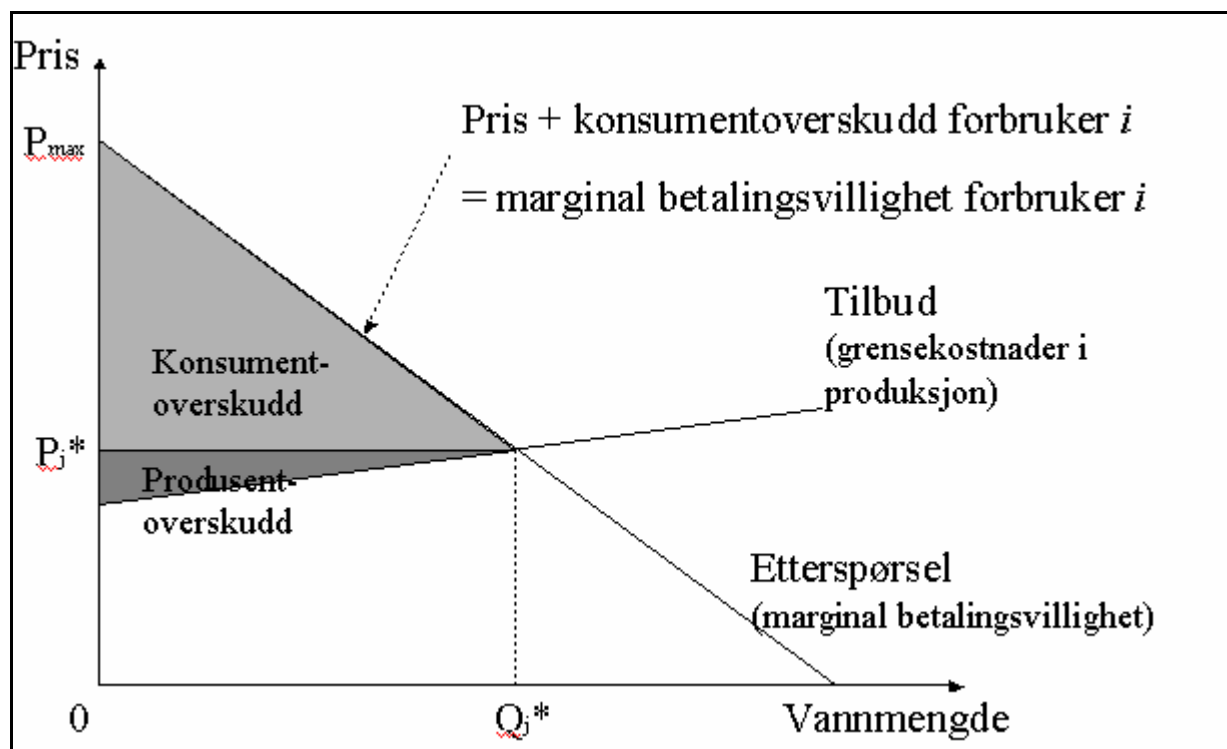
Kostnadseffektiv oppnåelse av et miljømål reflekterer en politikk orientert om hvordan dette miljømålet skal nås til lavest mulig samfunnsøkonomiske kostnader. Følgelig fokuserer kostnadseffektivitet på endringer i tilbudssiden for oppnåelse av miljømålet. Full kostnadsdekning som virkemiddel omfatter i tillegg til kostnadseffektivitet også spørsmål knyttet til hva som omfattes av de tjenestene som skal leveres. Kostnadsdekning omfatter dermed også etterspørselsiden, og skal (trolig) vurderes *parallelt med* vurdering av kostnadseffektive tekniske tiltakspakker for oppnåelse av "god økologisk status". Dette kan begrunnes i at sammenligning av effektiviteten av etterspørselsrelaterte virkemidler med tilbudsrelaterte tiltak for å oppnå miljømål er svært datakrevende. Dette er reflektert i timeplanen for implementering av Rammedirektivet. Forslag til prising og full kostnadsdekning som virkemiddel skal ifølge WATECO foreligge først i 2009 for implementering i 2010. Det første målet er en kartlegging av dagens kostnadsdekningsnivå for vanntjenester innen 2004.

## Vann som økonomisk gode – grunnbegreper

Knapphet og dertil hørende muligheter for markedsprising av vanntjenester må spesifiseres for vann av en bestemt kvalitet og for en bestemt bruker. Ulike brukere av vannressurser etterspør vann med ulike egenskaper.

SFT og DN's veiledere "Miljømål for Vannforekomster" (SFT/DN 1995) oppsummerer fysiske og kjemiske vannkvalitetskrav for de viktigste brukere av vannressurser i Norge. I tillegg til disse fysiske og kjemiske egenskapene vil for eksempel biologiske/økologiske egenskaper i forbindelse med naturvern, og fallhøyde i forbindelse med vannkraft, være egenskaper ved vann som er av betydning for ulike brukere. Tilstrekkelig fysisk tilgang til vann på et gitt sted i et nedbørfelt betyr derfor ikke nødvendigvis liten knapphet på en bestemt vanntjeneste som er viktig for en bestemt bruker. Med dette som utgangspunkt kan vi forklare noen grunnbegreper generelt før vi ser spesielt på økonomisk knapphet på vanntjenester og "kvalitetsdifferensiert vann".

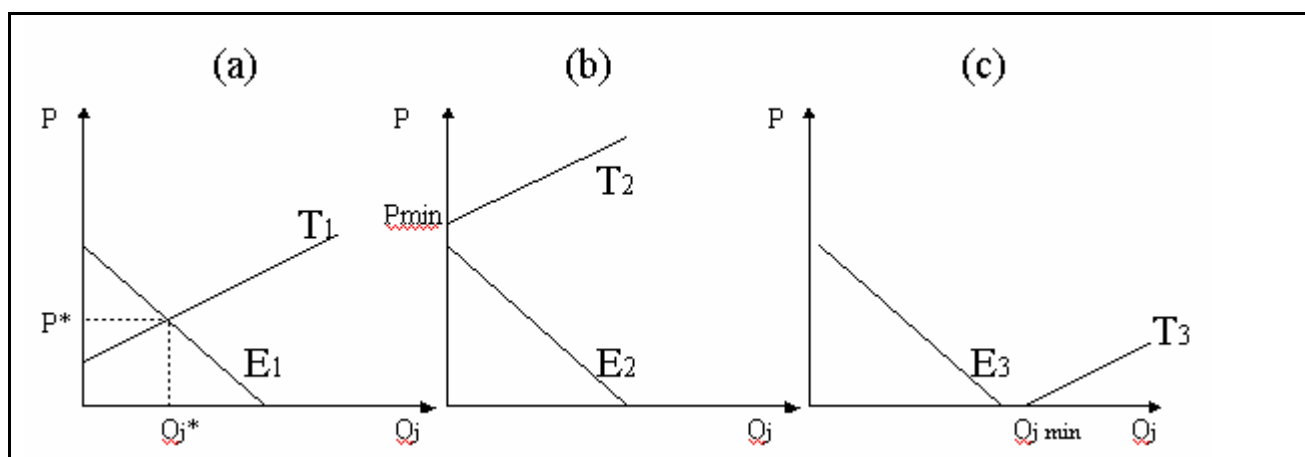
Figuren under er en forenkling av et marked for vann av en viss kvalitet der pris bestemmes av tilbud og etterspørsel i et vanlig "markedskryst". Her har tilbudet av vannmengde ( $Q$ ) av en bestemt kvalitet ( $j$ ) økende grensekostnader i produksjon på kort sikt, illustrert ved at tilbudskurven stiger med økende vannmengde. Dette gjør at produsenten tar et produsentoverskudd som er forskjellen mellom pris per kubikkmeter ( $P_j$ ) og de kortsiktige grensekostnadene. Forbrukerne har ulike preferanser for vann ( $Q_j$ ) og derfor ulik betalingsvillighet representert ved en etterspørselskurve som faller med økende pris. Der marginal betalingsvillighet er lik grensekostnadene i produksjon vil en markedspris ( $P_j^*$ ) klarere et marked der vann av denne kvaliteten kan selges og kjøpes fritt. Konsumentoverskuddet til hver forbruker ( $i$ ) er forskjellen mellom betalingsvillighet for vann av kvalitet  $j$  og prisen de betaler. Det samlede konsumentoverskuddet ved  $Q_j$ , pluss den totale utgiften for vannet ( $P_j^*Q_j$ ), utgjør vannets totale bruksverdi (arealet under etterspørselskurven). Dersom grensekostnadene i figuren nedenfor inkluderer alle de samfunnsøkonomiske kostnadene, og forbrukerne fritt kan velge hvor mye de vil forbruke, oppnår slik prising et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av denne knappe vannressursen.



Figur: Pris, verdi og kostnad av vann – noen begreper

## Normal knapphet – forutsetning for prising av vanntjenester

”Normal” knapphet er forutsetningen for at vanntjenester kan prises. I figuren nedenfor illustreres tre tenkte situasjoner for vannressurser i forhold til knapphet. I tilstand (a) er tilbud ( $T_1$ ) og etterspørsel ( $E_1$ ) slik at det er ”normal” knapphet på vanntjenesten ( $Q_j$ ). Dersom forholdene ligger til rette for det vil prising ved  $P^*$  og produksjon ved  $Q_j^*$  føre til størst mulig samfunnsøkonomisk overskudd. I figur (b) ligger grensekostnadene for produksjon av vanntjenesten over betalingsvilligheten slik at vanntjenesten er så dyr at den ikke produseres. Prising er uaktuelt før alternativ teknologi og vannressurser er billigere enn  $P_{\min}$ . I figur (c) er vanntjenesten gratis å produsere inntil  $Q_{j \min}$ . Alle som har etterspørsel / betalingsvillighet får tilgang til vanntjenesten. Prising er uaktuelt før etterspørselen vokser over  $Q_{j \min}$ .



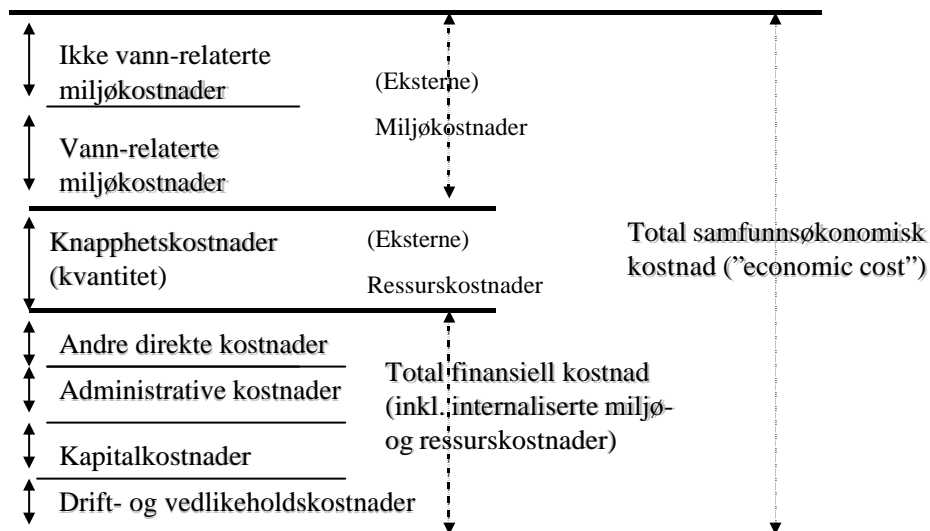
Figur.: Knapphet og prising av vannressurser

Figuren reiser spørsmålet om Norge er i en spesiell situasjon i forhold til hvorvidt det er knapphet på vanntjenester – det er en populær oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstall og -mønster. Eksempelvis gjelder situasjon (c) med ”gratis” tilgang muligens for resipienttjenester for spredt bosetting i lite befolkede nedbørfelt, eller bading i et av landets mange tusen fjellvann. Situasjon (b) kan for eksempel gjelde drikkevannsforsyning fra desalineringsverk langs kysten, eller fra grunnvann i Oslo-området. I situasjonene (b) og (c) er etablering av et marked og (Pareto-optimal) prising av vanntjenester ikke mulig.

Situasjon (a) og (b) gjelder langt de fleste av de kjente vanntjenestene og vannressursene i befolkede eller utbygde områder i Norge. For vanntjenester/-ressurser i situasjon (a) er det grunnlag for å vurdere prising som virkemiddel. I vanntjenester/-ressurser i situasjon (b) er det grunnlag for å søke om dispensasjon fra Rammedirektivets krav gjennom å dokumentere at det ikke finnes tiltaksalternativer som er billige nok ( $P_{\min}$ ) i forhold til betalingsvilligheten for vanntjenesten. Prøver vi å generalisere for en bestemt vanntjeneste/sector forstår vi umiddelbart at knapphet og grunnlaget for vanntjeneste-prising varierer mellom nedbørfelt.

## Samfunnsøkonomiske kostnader ved vannressursbruk

Artikkel 9 i Rammedirektivet viser til implementering av total samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innen 2010. Samfunnsøkonomisk optimal bruk av vannressurser er målsettingen ved innføring av kostnadsdekning under rammedirektivet. Under total samfunnsøkonomisk kostnad gjøres det et klart skille i direktivet mellom finansielle kostnader, og ressurs- og miljøkostnader, se figuren under.



Kilde: Rogers et al. (1996) med modifikasjoner

Figur: Samfunnsøkonomiske kostnader ved bruk av vannressurser.

### Ressurs - og miljøkostnader

Vanndirektivet identifiserer ressurskostnader (resource cost) og miljøkostnader (environmental cost) i "full cost recovery" begrepet. "Ressurskostnader" tilsvarer verditapet en bestemt bruker lider når vannet brukes av andre til et alternativt formål. I figuren over er det kalt det "knapphetskostnad". "Miljøkostnader" brukes ofte i forbindelse med verditap en bestemt bruker lider ved at vannforekomster som elver, innsjøer og hav forurennes. Begrepet er knyttet til *vannkvalitet*.

Miljø- og ressurskostnader vurderes i forhold til endringer i nytte som påføres ulike interessenter i vannressurser. Vi sier her "interessenter" for å understreke at vannressurser også har en økonomisk ikkebruksverdi for grupper i samfunnet, til forskjell fra direkte eller indirekte brukere. Miljø- og ressurskostnadene kan deles i: Direkte og indirekte bruksverdi, opsjonsverdi, og ikkebruksverdi.

Økonomiske verdsettelsesmetoden er nødvendige for å kunne kvantifisere miljø- og ressurskostnader. Valg av verdsettelsesmetoden avhenger av krav til nøyaktighet og kostnad.

### Alternative virkemidler for internalisering av miljøkostnader

Full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innebærer ikke nødvendigvis innføring av miljøavgifter på utslipp, fordi miljøkostnader også kan belastes forurenserne ved hjelp av pålagte eller omsettelige utslippskvoter eller eventuelt ved miljøavgifter på forurensende innsatsfaktorer.

Pålagte utslippskvoter er godt kjent i Norge fra utslippskonsesjonene som gis av SFT til kommunale og industrielle utslipp.

Omsettelig utslippskvoter er et virkemiddel som er lite anvendt innen vannforurensning. En rekke forutsetninger gjelder for at de skal tas i bruk, men den viktigste begrensningen i forhold til vannressursforvaltning er forutsetningen om at miljøskaden må skyldes ”uniform spredning”, dvs. at den marginale skaden er lik per utslippsenhet for alle forurenserne. De fleste nedbørfelt er for små til at en i Norge i dag vil kunne vurdere omsettelige kvoter som et aktuelt virkemiddel.

Frivillige avtaler er et alternativ til miljøavgifter og kvoter i situasjoner der rettigheter til forurensning eller inngrep i vannressurser er veldefinerte. Videre må aktørene som forårsaker inngrepet/forurensningen og de skadelidende brukerne av vannressursen kunne inngå avtaler og overvåke hverandres adferd til relativt lave kostnader (transaksjonskostnadene ved avtalene er lave i forhold til å innføre avgifter eller pålagte kvoter).

Optimal fastsettelse av en miljøavgift på forurensende utslipp avhenger av hvilke type rens tiltak som tas i bruk og brattheten på de marginale renskostnadene.

Det er et empirisk spørsmål hva som skal velges fra nedbørfelt til nedbørfelt, og det er ikke mulig å konkludere generelt med at miljøavgifter kan (eller ikke kan) erstatte utslippstillatelser i noen nedbørfelt der administrative kostnader legger til rette for det.

### **Prising og monopoler i vanntjenestene**

På grunn av ekstremt høye investeringskostnader forbundet med ledningskapasitet vil det vanligvis bare være en tilbyder av vannforsynings- og avløpstjenester i et distrikt. Vanntjenester er eksempler på ”naturlige monopoler”, og dette fordrer noen ord i forhold til effekten av eventuelle miljøavgifter.

Prisstrukturen i naturlige monopoler vil kunne være lite egnet for implementering av miljøavgifter der for eksempel tilknytningsgebyr er relativt høyt i forhold til brukeravgifter, noe en for eksempel ser i andre naturlige monopoler, f.eks. fast-telefoni. De fordelingsmessige effektene for forbrukere av nye avgifter forsterkes i en monopolsituasjon. Miljøavgifter på vanntjeneste-produsenter som har en dominerende stilling vil overføres på forbrukerne avhengig av hvor elastisk forbruket er i forhold til pris. Selv om det ikke er gjennomført studier i Norge med hensyn til husholdningenes priselastisitet for VA-tjenester, er det mye som tyder på at den er lav. Miljøavgifter vil – dersom etterspørselen er inelastisk – ha en sterk proveny-effekt (det vil si: skaffe inntekter til innkreveren) og relativt liten miljø-effekt. Det er imidlertid for få (ingen) empiriske data i Norge i dag til å trekke en slik generell konklusjon for alle vanntjenester.

### **Vannforvaltning i Norge – kort om lover og regler**

Forvaltningen av både ferskvann og saltvann i kystsonen er hjemlet i en rekke lover og regelverk, og en rekke forvaltningsorganer- og nivåer er involvert i forvaltningen. Det er ikke noen helhetlig forvaltningsstrategi som er fremtredende gjennom de ulike lover og regelverk. Det nærmeste en kommer en ”overordnet” strategi om ”helhetlig forvaltning av vannressurser til fellesskapets beste” er Vannressursloven, som regulerer forvaltning av ferskvann. Men også for ferskvann er det en rekke andre lover og regler som er gjeldende. Lovverket bærer ellers preg av å være særlover for å ivareta ulike interesser, men innenfor visse rammer grunnet ”andre hensyn”.

Det er juridiske virkemidler som er mest utbredt, ofte i form av generelle regler som gjelder alle, i tillegg til behandling av enkeltsaker i form av tildeling av konsesjoner for utslipp, for oppdrettsanlegg, for vannkraftutbygging osv.



Økonomiske virkemidler er også i bruk, mest håndfast uttrykt ved kommunale vann- og kloakkavgifter. Men også i form av ulike pålegg om utbetalinger ved konsesjon til vannkraftutbygginger, betaling for konsesjoner for fiske-oppdrett, tilskudd for å unngå forurensende praksis i landbruket, osv. De økonomiske virkemidlene er imidlertid i liten eller ingen grad knyttet opp mot de totale samfunnsøkonomiske kostnader ved vannbruken. Nærmest en slik tilnærming er nok de kommunale vann- og kloakkavgiftene, men det er kun de finansielle kostnadene som det er anledning til å kreve inn. For de øvrige sektorer synes det i like stor grad å være vannbrukerens/forurensersens betalingssevne som er utgangspunkt for fastsetting av betalingskrav, snarere enn faktisk påvirkning. Det innebærer med andre ord at ulike sektorer med samme påvirkning kan bli ilagt ulik betaling i dagens system.

### **Vurdering av prising av vanntjenester som virkemiddel i Norge**

Prising av vanntjenester er allerede innført i Norge, for eksempel i form av de vann- og avløpsavgifter som de fleste husstander i Norge betaler og i form av kompensasjon for bruk av fallrettigheter i vassdrag. Spørsmålet er derfor ikke om en skal prise vanntjenester, men snarere hvordan og med hvor mye?

Ut fra den generelle diskusjonen av vann- og resipientprising kan vi slå fast at vann- og resipientprising er av størst betydning der det er knapphet på disse tjenestene. Jo større knapphet på vannressurser og jo høyere miljøkostnader, jo større blir "feilallokeringen" i henhold til økonomiske teori. Jo større miljø- og ressurskostnadene er, jo større "feil" gjøres dessuten ved kun å inkludere finansielle kostnader ved beregning av prisene.

Rammedirektivet har en todelt målsetting om henholdsvis kostnadseffektive tiltakspakker og full kostnadsdekning av vanntjenester. Full kostnadsdekning er mer ambisiøst, men gjelder til gjengjeld bare for vanntjenester slik de defineres i direktivet. Kostnadseffektive tiltakspakker innebærer at målsettingene nås til samfunnsøkonomisk lavest pris, men garanterer ikke at målsettingen er samfunnsøkonomisk optimal.

Fordelingseffekter har vært et viktig tema i debatten knyttet til eventuell mer utstrakt bruk av prising av (bl.a.) vanntjenester der dette har vært debattert. Fordelingseffekter varierer med hvilke virkemidler og prisstrukturer som tas i bruk. Generelt er det slik at et enkelt virkemiddel ikke kan oppnå flere ulike mål optimalt, enten det dreier seg om miljømåleffektivitet, økonomisk optimalitet, fordelingsmessig rettferdighet e.a. Fordelingsmessige effekter bør i prinsippet vurderes separat fra virkemiddel-spørsmålet, selv om politisk motstand mot virkemidler ofte er begrunnet ut fra fordelingsmessige hensyn.

### **Konklusjoner**

På grunnlag av diskusjonen over, kan vi trekke følgende slutninger:

Ut fra den generelle diskusjonen i dette forprosjektet er det klart at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge. Det er imidlertid ikke snakk om noe enten-eller; både vannprising og andre markedsbaserte virkemidler og andre virkemidler som er mer utbredt i dag, vil ha en plass i den fremtidige vannforvaltningen. Det er opplagt at eventuell praktisk utforming og gjennomføring av vannprising vil reise en rekke praktiske problemstillinger som ikke er tatt opp i denne rapporten, og det vil være nødvendig å gjøre avveininger blant annet mellom hva som er teoretisk mest "riktig" og hva som er praktisk (og politisk) gjennomførbart.

Grunnlag for prising av vanntjenester varierer betydelig mellom nedbørfelt. En generell konklusjon er derfor at vannprisingsregimer må vurderes enkeltvis i hvert nedbørfelt/nedbørfeltdistrikt.

En forutsetning for at det skal være hensiktsmessig å innføre vannprising er at det er såkalt "normal knapphet" på vanntjenester. En del nedbørfelt kan derfor utelukkes som aktuelle for markedsbaserte virkemidler fordi det ikke er knapphet på vanntjenester (det vil si tilbudet av vann til ønsket kvalitet er større

enn etterspørselen), eller fordi det ikke finnes teknisk-økonomiske muligheter for at tilbud skal finne sted (det vil si at kostnadene er altfor høye i forhold til etterspørselen).

Størrelsen på nedbørfeltene har betydning for om det er aktuelt å innføre vannprising. Svært små nedbørfelt kan utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører til å rettferdiggjøre implementeringskostnadene – det kan være mer kostnadseffektivt å behandle dem en for en enn å sette opp et system for vannprising.

Nedbørfelt som er klart avgrensede, og der det ikke er for mange typer utslipp er gode kandidater til å forsøke vannprising. Gevinsten ved å innføre vannprising blir større

- jo mer heterogene aktørene i feltet er, og
- jo mindre informasjon myndighetene har om aktørenes preferanser og teknologi.

Homogene aktører fører generelt til færre problemer ved gjennomføring (lavere transaksjonskostnader), men velferdsgevinstene ved prisingsregimer i forhold til direkte regulering er større når aktørene er heterogene og myndighetene har ufullstendig informasjon om aktørenes kostnader. Under slike forhold vil prisingsmekanismene / markedsmekanismene gi priser som har informasjons-/ læringsverdi. En av fordelene med prisingsregimer er jo at de overlater til aktørene å tilpasse seg gitt de observerbare prisene.

Nedbørfelt med få, men veldefinerte vanntjeneste-brukere kan være kandidater for prøveforsøk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader (à la Coase-teoremet).

Områder der markedsbaserte virkemidler bør vurderes er for eksempel Morsa (informasjonstilgang, ref. MILDRI), Suldal (informasjonstilgang) og Glomma (størrelse på nedbørfelt, vurdering heterogenitet i brukere og biotoper og transaksjonskostnader).

Full kostnadsdekning kan ikke vurderes uten systematisk rapportering fra vanntjeneste-ytere. Rapportering om kostnadsdekning er velutviklet for finansielle kostnader innen VA (KOSTRA). Et lignende system bør trolig etableres for andre vanntjenester der vannprising kan bli relevant.

Full kostnadsprising skal innføres for vanntjenester, deriblant VA-tjenester. Det er ikke vanlig praksis i dag å inkludere miljø- eller ressursbegrunnede kostnader i VA-avgiftene. Rapporteringssystemer bør utvikles for å kunne håndtere ressurs- og miljøkostnader på en systematisk og etterprøvbart måte.

Samfunnsøkonomisk optimal prising av vanntjenester vil kreve variasjon i bruk av regulerings- og markedsbaserte virkemidler mellom nedbørfelt. Det vil sannsynligvis kreve at nedbørfeltdistriktene innehar lokal nedbørfeltvis kompetanse om vannbruk, eller at slik desentralisert kompetanse sikres hos myndighetene som får forvaltningsansvaret for Rammedirektivet. Vi har ikke hatt mandat til å vurdere ressursbehovet eller forvaltningssystem som vil kreves for å utvide prising av miljø- og ressurskostnader av vannbruk, men det er klart at det vil kreves kompetanse-oppbygging i forvaltningen for å implementere de virkemidlene som er diskutert i denne rapporten.

Det bør jobbes videre med praktisk utforming av vannprising i norsk vannforvaltning.

## **Videre arbeid**

I dette forprosjektet har vi vurdert innføring av vannprising på et relativt prinsipielt og overordnet nivå. Hovedkonklusjonen er at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge, og at det bør jobbes videre med tanke på innføring av mer utbredt vannprising i Norge. Men det konkluderes like klart med at vannprising må eksistere sammen med andre (ikke-økonomiske) virkemidler og at det bør vurderes nærmere i hvilke nedbørfelt og eventuelt i hvilke sektorer det er mest "å hente".

Et naturlig neste steg vil derfor være å gå mer konkret inn på de ulike nedbørfelt – der det er behov for tiltak og vurdere disse nærmere ut fra kriteriene som er fremkommet i rapporten. Noen eksempler er trukket fram, som Morsa og Glomma, eventuelt Suldal.

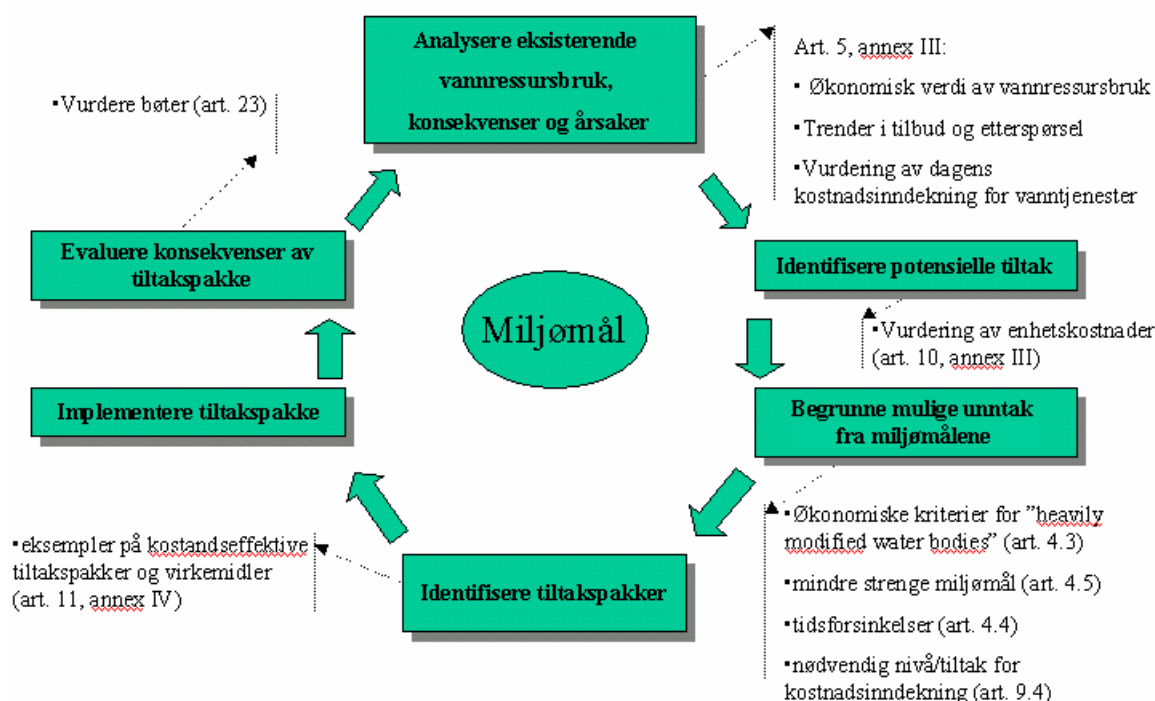
Samtidig er det et klart behov for nærmere vurdering av hvordan et prisregime skal utformes i praksis for å oppnå de miljø- og samfunnsøkonomiske fordelene og samtidig være praktisk håndterbare i det enkelte nedbørfelt. Ikke minst konklusjonen om at prising må vurderes nedbørfeltvis, er en utfordring i forhold til tradisjonell tankegang knyttet til ilegging av avgifter. Nedbørfeltforvaltningens rolle i utforming og avgjørelse av om vannprising skal innføres i ”deres” nedbørfelt er også forhold som bør vurderes med tanke på praktisk implementering. Likeledes utregning av miljøkostnader i de aktuelle nedbørfelt – skal det for eksempel være sentral beregning, lokal beregning basert på sentral ”oppskrift”, eller utelukkende lokal beregning?

En kan tenke seg at en foretar en utplukking av de mest aktuelle nedbørfelt for innføring av prisregimer, og at en for en eller flere av disse, utformer et praktisk gjennomførbart opplegg for vannprising- og prøver det ut i de utvalgte nedbørfeltene.

# 1 Innledning og bakgrunn

Norge har gjennom EØS-avtalen vedtatt at EU's rammedirektiv for vann – "Vanndirektivet" (direktiv nr. 2000/60/EG) skal gjelde også i Norge. Vanndirektivets målsetting er å bevare og forbedre vannmiljøet for fellesskapet, og hovedfokus er vannets kvalitet. Kvantitetsreguleringer sees som ekstra tiltak for å garantere god vannkvalitet. Direktivet gir uttrykk for at vann ikke er en vare som en hvilken som helst annen vare, men en arv som må beskyttes, forsvares og behandles som et arvestykke. Vanndirektivet sier også at landene som vedtar direktivet, skal legge til grunn prinsippene om kostnadsdekning for vanntjenester, inkludert miljø- og ressurskostnader, i tråd med prinsippet om at forurensere skal betale. Dette skal føre til en kostnadseffektiv og markedsmessig håndtering av miljøproblemene.

Figuren under viser oppgaver som krever samfunnsøkonomisk tilnærming i EU's rammedirektiv for vann.



Figur 1-1 Oppgaver som krever samfunnsøkonomisk tilnærming i EU's Rammedirektiv for vann

Kilde: tilpasset fra WATECO (2002)

Vanndirektivet presiserer at prissettingspolitikken skal gi brukerne insentiv til effektiv bruk av vannressursene. Direktivet anser vannavgifter og priser som de grunnleggende virkemidler for å oppnå miljømålene. Disse virkemidlene sees som effektive for å sikre at brukerne øker effektiviteten og reduserer forbruket av vann så vel som forurensende utslipp.

Hensikten med dette forprosjektet er å gi grunnlag for å vurdere direktivets krav til full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Forprosjektet skal forsøke å svare på om Norge bør gå videre med å implementere prising av vanntjenester som virkemiddel og eventuelt innenfor hvilke områder, eller om myndighetene bør søke å benytte seg av de unntaksmulighetene som direktivet åpner for.

Et begrenset forprosjekt som dette kan imidlertid ikke gi alle svar knyttet til eventuell innføring av full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Dersom myndighetene bestemmer seg for at prising av vanntjenester vil/ kan ha noe for seg også i Norge, vil det kreves videre utredninger mht hvordan et slikt system skal utformes. Denne rapporten behandler prising av vanntjenester på et mer prinsipielt plan og kan ikke gi svar på alle praktiske utfordringer knyttet til eventuell innføring av et system for prising av vanntjenester i Norge. Praktisk utforming og gjennomføring vil opplagt reise flere praktiske problemstillinger som ikke er behandlet i denne rapporten.

For å vurdere prising av vanntjenester må det vurderes om prising av miljø- og ressurskostnader kan lede til en mer effektiv anvendelse av våre vannressurser og til en bedret miljøtilstand. En bør også forsøke å avklare hvilke forhold som synes å være mest avgjørende for om dette er et hensiktsmessig virkemiddel.

Kapitlene 2-5 i denne rapporten tar for seg noen prinsipielle forhold rundt full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Det diskuteres relativt kort under hvert emne. Målsettingen er å bringe på banen spørsmål som må behandles nærmere i forberedelsene til implementering av Vanddirektivet. Det er en rekke prinsipielle spørsmål som tas opp her som ikke nødvendigvis vil diskuteres fra et teoretisk/metodisk ståsted i den økonomiske analysen av ”demoprojektene” (jf. fotnote 4). Det gjelder særlig spørsmål rundt bruk av nye virkemidler som krever lovendringer eller endringer i dagens forvaltningsstruktur etc.

I kapittel 6 gis en gjennomgang av en del sentrale lover og regler knyttet til forvaltning av vannressurser i Norge i dag. Dette er ikke ment som en utfyllende liste over alle lover og regler som kan komme til anvendelse, men som et ”bakteppe” for hvordan norske myndigheter har tenkt (og regulert) mht. forvaltning av vannressurser fram til i dag. Det kan gi en pekepinn om hvordan full kostnadsdekning og prising av vanntjenester ”passer inn” i det norske systemet for vannressursforvaltning, og hvilke endringer som eventuelt må gjøres – og hindringer som eventuelt må ryddes av veien ved implementering av Vanddirektivet.

Avslutningsvis (kapittel 7) forsøker vi å trekke sammen teorien om prising av vanntjenester og ”det norske bakteppet” og diskuterer full kostnadsdekning og prising av vanntjenester i Norge.

## 2 Økonomiske begreper som brukes i rammedirektivet

Den politiske hovedmålsettingen i Rammedirektivet er å oppnå ”god økologisk og kjemisk status” i medlemslandenes vannressurser til lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad. Vannprising i Rammedirektivet er et virkemiddel for å oppnå full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning for vanntjenester. Dersom det kan etableres markeder for vanntjenester der alle de samfunnsøkonomiske kostnadene av produksjon kan reflekteres i priser til de ulike brukerne, oppnår slik pricing i teorien et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av de knappe vannressursene.

Målet om kostnadsminimering er mindre krevende og ambisiøst enn samfunnsøkonomisk optimal vannressursallokering fordi det ikke er nødvendig å vurdere hvorvidt ”god økologisk status” er optimalt fra vannressursbrukernes side (etterspørselsiden). En trenger ”bare” finne fram til den tiltakspakken som har lavest kostnad i oppnåelse av miljømålet ”god status”. At samfunnsøkonomisk optimalisering er en underordnet målsetting i Direktivet er ikke uttrykt eksplisitt. Likevel vil utfordringer knyttet til kvantifisering av etterspørselen/betalingsvilligheten for vanntjenester være betydelige og større i praksis enn beregning av tiltaks- og produksjonskostnader knyttet til vurdering av optimale tiltakspakker.

Kostnadseffektiv oppnåelse av et miljømål reflekterer en politikk orientert om hvordan dette miljømålet skal nås til lavest mulig samfunnsøkonomiske kostnader. Følgelig fokuserer kostnadseffektivitet på endringer i tilbudssiden for oppnåelse av miljømålet. Full kostnadsdekning som virkemiddel omfatter i tillegg til kostnadseffektivitet også spørsmål knyttet til hva som omfattes av de tjenestene som skal leveres. Kostnadsdekning omfatter dermed også etterspørselsiden, og skal (trolig) vurderes *parallelt med* vurdering av kostnadseffektive tekniske tiltakspakker for oppnåelse av ”god økologisk status”. Dette kan begrunnes i at sammenligning av effektiviteten av etterspørselsrelaterte virkemidler med tilbudsrelaterte tiltak for å oppnå miljømål er svært datakrevende. Dette er reflektert i timeplanen for implementering av Rammedirektivet. Forslag til pricing og full kostnadsdekning som virkemiddel skal ifølge WATECO foreligge først i 2009 for implementering i 2010. Det første målet er en kartlegging av dagens kostnadsdekningsnivå for vanntjenester innen 2004. Det er også der vi skal begynne etter en kort begrepsavklaring om vann som økonomisk gode. Dette kapittelet er ment å gi innsikt i noen grunnleggende økonomiske begreper i tilknytning til Vanddirektivet.

### 2.1 Hva menes med ”vanntjenester” i Vanddirektivet?

Rammedirektivets artikkel 2 definerer ”vanntjenester” og ”vannbrukere”:

Paragraf 38. 'Vanntjenester' betyr alle tjenester som ytes til husholdninger, offentlige institusjoner eller næringsvirksomhet:

- a) uttak, oppdemming, lagring, behandling og distribusjon av overflatevann eller grunnvann.
- b) behandling av kloakk med påfølgende utslipp til overflatevann.

Paragraf 39. 'Vannbruk' betyr vanntjenester sammen med andre aktiviteter som definert under artikkel 5 og annekset II som har en vesentlig innvirkning på vannets status.[..]”

Naturlige vanntjenester er ikke inkludert i definisjonen ovenfor. Kloakkbehandling er i praksis et substitutt for naturlige/økologiske resipienttjenester. Som vi skal se omhandler Rammedirektivet resipienttjenester generelt gjennom målsettingen om å internalisere alle miljøkostnader i full kostnadsdekning av vanntjenester. Det er for disse tjenestene/sektorene at en er pålagt å rapportere om kostnadsdekning. Dette til forskjell fra en generell økonomisk karakterisering av vannbruk i nedbørfeltet. ”Vannressurs-tjenester” er muligens et begrep som kunne være mer egnet for å inkludere økologiske tjenester i vid forstand –

inkludert for eksempel bruk av vannmiljø til rekreasjon - til forskjell fra direktivets begrensede definisjon under (a) og (b). Videre i rapporten vil vi imidlertid benytte vanntjenester, både for de tjenester som er uttrykkelig nevnt i Vanddirektivet og for økologiske tjenester i videre forstand.

Karakterisering av dagens kostnadsdekning ved vanntjenester er dekket under RDV art. 5 og anneks III og er en av de første oppgavene som skal gjennomføres (i løpet av 2004). På lengre sikt er en pålagt å vurdere virkemidler for å oppnå full kostnadsdekning (art. 9.4), som en del av tiltaksplaner som skal legges fram innen 2009.

## 2.2 Vann som økonomisk gode - grunnbegreper

### 2.2.1 Tilbud, etterspørsel og knapphet

Knapphet og dertil hørende muligheter for markedsprising av vanntjenester må spesifiseres for vann av en bestemt kvalitet og for en bestemt bruker. Ulike brukere av vannressurser etterspør vann med ulike egenskaper:

- Drikkevann
- Fiske /oppdrett
- Bading
- Jordvanning
- Båtliv/rekreasjon
- Vannkraft
- Naturvern

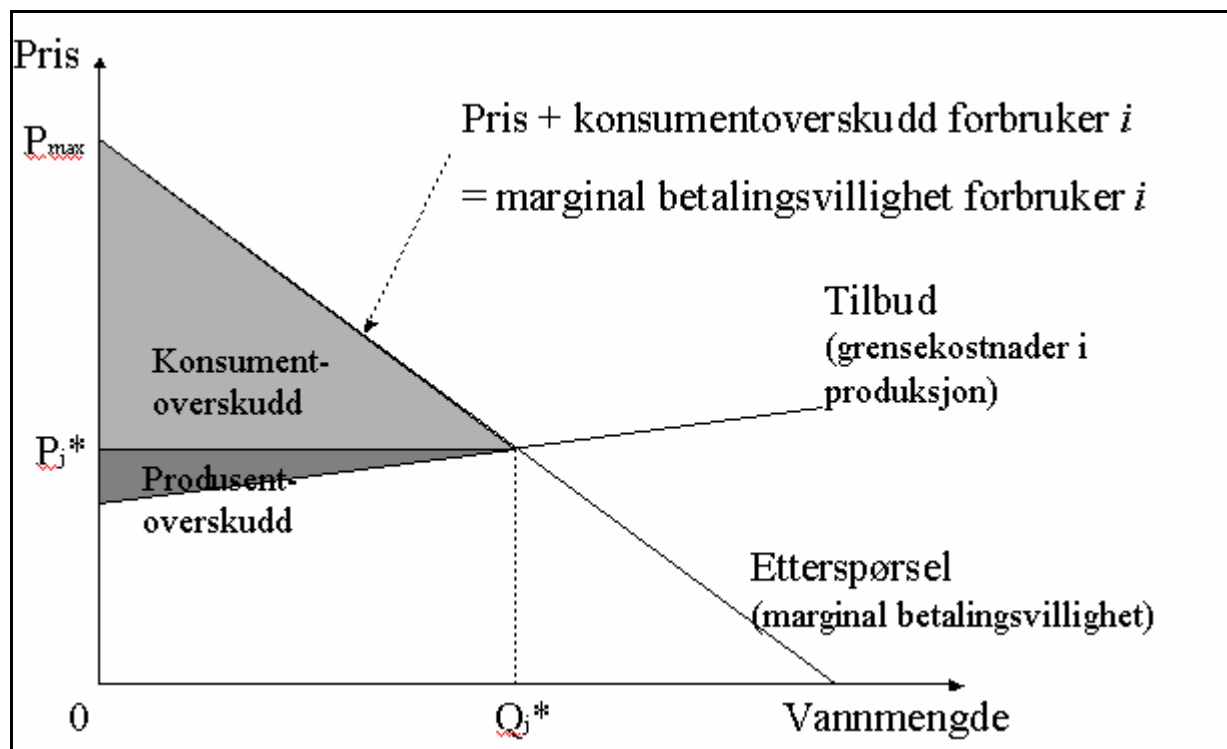
SFT og DN's veiledere "Miljømål for Vannforekomster" (SFT/DN 1995) oppsummerer fysiske og kjemiske vannkvalitetskrav for de viktigste brukere av vannressurser i Norge. I tillegg til disse fysiske og kjemiske egenskapene vil for eksempel biologiske/økologiske egenskaper i forbindelse med naturvern, og fallhøyde i forbindelse med vannkraft, være egenskaper ved vann som er av betydning for ulike brukere. Tilstrekkelig fysisk tilgang til vann på et gitt sted i et nedbørfelt betyr derfor ikke nødvendigvis liten knapphet på en bestemt vanntjeneste som er viktig for en bestemt bruker. Med dette som utgangspunkt kan vi forklare noen grunnbegreper generelt før vi ser spesielt på økonomisk knapphet på vanntjenester og "kvalitetsdifferensiert vann".

Figur 2-1 er en forenkling av et marked for vann av en viss kvalitet der pris bestemmes av tilbud og etterspørsel i et vanlig "markeds-kryss"<sup>1</sup>. Her har tilbudet av vannmengde (Q) av en bestemt kvalitet (j) økende grensekostnader i produksjon på kort sikt, illustrert ved at tilbudskurven stiger med økende vannmengde. Dette gjør at produsenten i et fritt marked (uten spesielle pålegg til produsentene om for eksempel å drive til selvkost) tar et produsentoverskudd som er forskjellen mellom pris per kubikkmeter (Pj) og de kortsiktige grensekostnadene. Forbrukerne har ulike preferanser for vann (Qj) og derfor ulik betalingsvillighet representert ved en etterspørselskurve som faller med økende pris. Der marginal betalingsvillighet er lik grensekostnadene i produksjon vil en markedspris (Pj\*) klarere et marked der vann av denne kvaliteten kan selges og kjøpes fritt. Konsumentoverskuddet til hver forbruker (i) er forskjellen mellom betalingsvillighet for vann av kvalitet j og prisen de betaler. Det samlede konsumentoverskuddet ved Qj, pluss den totale utgiften for vannet (Pj\*Qj), utgjør vannets totale bruksverdi (arealet under etterspørselskurven). Det nærmeste praktiske eksemplet til dette stiliserte bildet for et fungerende marked for vann ville være markedet for mineralvann på flaske. Dersom grensekostnadene i Figur 2-1 inkluderer alle de samfunnsøkonomiske kostnadene og forbrukere fritt kan velge hvor mye de vil forbruke, oppnår slik prising et samfunnsøkonomisk optimalt forbruk av denne knappe vannressursen.

---

<sup>1</sup> Partiell analyse i økonomisk teori

Begrepene grensekostnad/tilbud og marginal betalingsvillighet/etterspørsel brukes om produksjon og forbruk av vann eller varer med vann som innsatsfaktor (for eksempel strøm fra vannkraft), så vel som "tilbud" av vannkvalitet gjennom rens tiltak og "etterspørsel" etter vannressurser med enn viss kvalitet i for eksempel friluftsliv. Dette nyanseres i avsnitt 2.3.



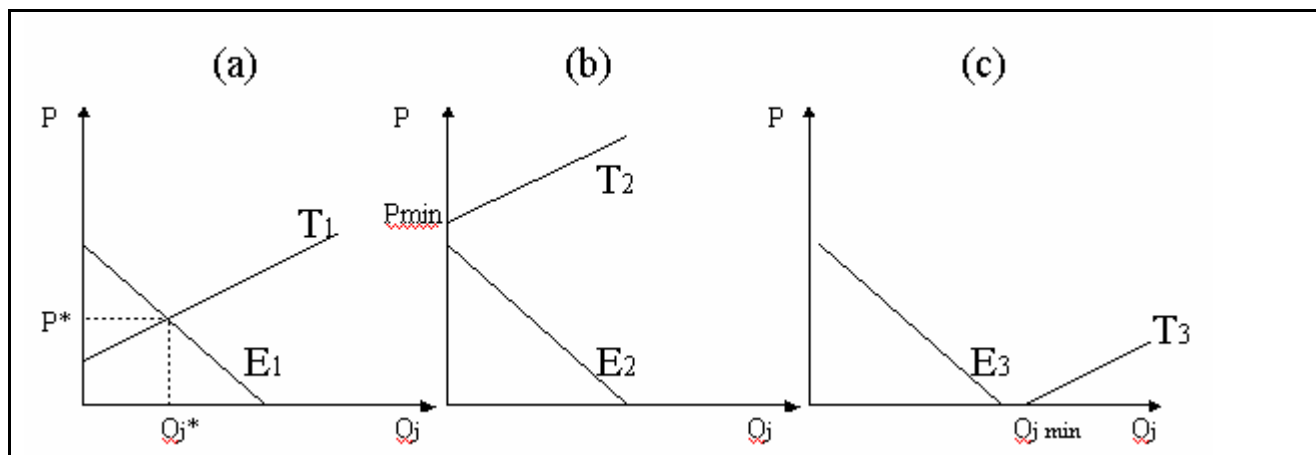
Figur 2-1 Pris, verdi og kostnad av vann – noen begreper

Hvor vannet tas fra er en egenskap ved vannet  $Q_j$ , på lik linje med tradisjonelle vannkvalitetsparametre. Det høres enkelt ut, men har viktige implikasjoner i forhold til tradisjonell økonomisk analyse av konsumgoder - analysen i figur 2-1 tar ikke med såkalte eksterne virkninger oppstrøms og nedstrøms - konsumgoder er like uansett hvor de produseres og forbrukes (mer om eksterne virkninger, ressurs- og miljøkostnader senere).

"Normal" knapphet er forutsetningen for at vanntjenester kan prises. I figur 2-2 illustreres tre tenkte situasjoner for vannressurser i forhold til knapphet. I tilstand (a) er tilbud ( $T_1$ ) og etterspørsel ( $E_1$ ) slik at det er "normal" knapphet på vanntjenesten ( $Q_j$ ). Dersom forholdene ligger til rette for det vil prising ved  $P^*$  og produksjon ved  $Q_j^*$  føre til størst mulig produsent- og konsumentoverskudd (jfr. Figur 2-1). Dette kalles også et Pareto-optimum i økonomisk teori. Det kan imidlertid være forhold som gjør at prising og et marked ikke er mulig å etablere<sup>2</sup>, men det skyldes ikke selve nivået på produksjonskostnader og betalingsvillighet for  $Q_j$ . I Figur (b) ligger grensekostnadene for produksjon av vanntjenesten over betalingsvilligheten slik at vanntjenesten er så dyr at den ikke produseres. Prising er uaktuelt før alternativ teknologi og vannressurser er billigere enn  $P_{\min}$ . I figur (c) er vanntjenesten gratis å produsere inntil  $Q_{j\min}$ . Alle som har etterspørsel / betalingsvillighet får tilgang til vanntjenesten. Prising er uaktuelt før etterspørselen vokser over  $Q_{j\min}$ .

<sup>2</sup> Høye kostnader ved å etablere markedet (transaksjonskostnader) i forhold til konsument- og produsentoverskudd.





Figur 2-2 Knapphet og prising av vannressurser

Figur 2-2 reiser spørsmålet om Norge er i en spesiell situasjon i forhold til hvorvidt det er knapphet på vanntjenester – det er en populær oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstall og -mønster. Eksempelvis gjelder situasjon (c) med ”gratis” tilgang muligens for resipienttjenester for spredt bosetting i lite befolkede nedbørfelt, eller bading i et av landets mange tusen fjellvann<sup>3</sup>. Situasjon (b) kan for eksempel gjelde drikkevannsforsyning fra desaliniseringsverk langs kysten, eller fra grunnvann i Oslo-området. Muligens gjelder det også for et strengt krav som råvann med drikkevannskvalitet i alle Morsa-nedbørfeltets vannforekomster, eller for friluftsliv i ellers uberørte vassdrag nedstrøms kraftstasjonene i Suldal<sup>4</sup>. Situasjonene (b) og (c) er såkalt Pareto-irrelevante, fordi et marked og (Pareto-optimal) prising av vanntjenester ikke er mulig.

Situasjon (a) og (b) gjelder langt de fleste av de kjente vanntjenestene og vannressursene i befolkede eller utbygde områder i Norge. For vanntjenester/-ressurser i situasjon (a) er det grunnlag for å vurdere prising som virkemiddel. For vannforekomster i situasjon (b) er det grunnlag for å søke om dispensasjon fra Rammedirektivets krav gjennom å dokumentere at det ikke finnes tiltaksalternativer som er billige nok ( $P_{min}$ ) i forhold til betalingsvilligheten for vanntjenesten. Prøver vi å generalisere for en bestemt vanntjeneste/sector forstår vi umiddelbart at knapphet og dermed grunnlaget for vanntjeneste-prising varierer mellom nedbørfelt. En generell konklusjon synes å være at hva som er egnede vannpriserregimer må vurderes enkeltvis i hvert nedbørfeltdistrikt.

I kapittel 2.4. diskuterer vi hvilke kostnader som skal inkluderes for at grensekostnadene / tilbud av vanntjenesten skal reflektere totale samfunnsøkonomiske kostnader. Kapittel 3 presenter ulike metoder for å kvantifisere ressurs- og miljøkostnader som en del av total samfunnsøkonomisk kostnad ved vannbruk. I kapittel 4 diskuterer vi virkemidler for prising av vanntjenester og der skal vi ta opp noen grunner til at det stiliserte bildet i figurene 2-1 og 2-2 må nyanseres videre for vanntjenester både på tilbuds- og etterspørselsiden. Dette er også av interesse som grunnlag for å diskutere generelle utfordringer med *endringer i dagens prising* av vanntjenester i Norge.

<sup>3</sup> Det kan argumenteres for at brukerne kan ha svært lave direkte økonomiske utlegg ved bading i fjellvann. Dette innebærer ikke at aktiviteten har liten verdi for brukeren – ved bruk av for eksempel reisekostnadsmetoden er det lett å dokumentere at bl.a. tidskostnadene kan være betydelige. Følgelig kan også brukernes verdsetting av godet være høy, selv om godet ikke fører til en observerbar markedspris i tradisjonell forstand.

<sup>4</sup> Nedbørfeltene Morsa og Suldal er valgt som demonstrasjons-prosjekter for implementering av Rammedirektivet for Vann i Norge. I 2002-2003 begrenser demo-prosjektene seg til karakterisering av nedbørfeltene, inkludert økonomisk analyse av vannbruken som diskutert under tabell 2-2.

## 2.3 Kartlegging av kostnadsdekning for vanntjenester

### 2.3.1. Nøkkeloppgaver og rapportering i henhold til Vanndirektivet

Nøkkeloppgaver i rapportering av kostnadsdekning av vanntjenester i henhold til vanndirektivet oppsummeres i følgende tabell. Dokumentasjon av finansiell dekningsgrad utgjør grunnlaget for den videre analysen av samfunnsøkonomisk kostnadsdekning.

Tabell 2-1 Nøkkeloppgaver i vurdering av full kostnadsinndekning

Nøkkeloppgaver	Nøkkelspørsmål rapportering
1. Definere vanntjenester	Skala ved analysen, vannbrukere og vanntjenester (tjenesteyter, administrativ, geografisk nivå)
2. Identifisere vannforsynere, -brukere, -forurensere	
3. Beregne <b>finansiell</b> dekningsgrad ved vanntjenester	Disaggregert på ulike tjeneste, kommunale og private, dekningsgrad med subsidier (%)
4. Identifisere og beregne miljø- og ressurskostnader ved vanntjenester	Internaliserte (miljøavgifter etc.) og ikke-internaliserte miljø- og ressurskostnader
5. Identifisere kostnadsdekningsmekanismer og overføringer	Priser, avgiftsstrukturer, beskatning. Direkte overføringer, subsidier, og kryss-subsidiering.
6. Beregne <b>økonomisk</b> dekningsgrad for samfunnsøkonomiske kostnader ved vanntjenester	Aggregert kostnadsdekning netto direkte og indirekte overføringer, ressurs- og miljøkostnader
7. Identifisere fordeling av kostnader mellom vannbrukere og –forurensere	Identifisere indikatorer for ulike brukere (vannvolum, ledningskapasitet, utslippskonsentrasjoner etc.)

Kilde: (WATECO 2002)

Veiledningsdokumentet anbefaler rapportering i form av en generell regnskapsmatrise, her gjengitt for vanntjenestene slik de er definert i WATECO (2002):

Tabell 2-2 Mulig rapporteringsmatrise for økonomisk analyse av vannbruken og dagens kostnadsdekning av vanntjenester

Karakterisering:	Tjenesteyter (identifisere)	Bruker/ Forurensere (identifisere)	Finansielle kostnader (beregne)	Subsidier-/overføringer (beregne)	Ressurs-kostnader (ident./beregne)	Miljø-kostnader (ident./beregne)	Kostnads-deknings-Mekanismer (identifisere)
<b>Vanntjenester:</b>							
Drikkevannsforsyning	Kommunal/ individuell/ sektor	Husholdning Jordbruk Industri					
Jordvanningsforsyning							
Oppdemming (vannkraft)							
Overvannsoppsamling							
Avløpsinnsamling							
Avløpsrensing							

Kilde: tilpasset fra (WATECO 2002)

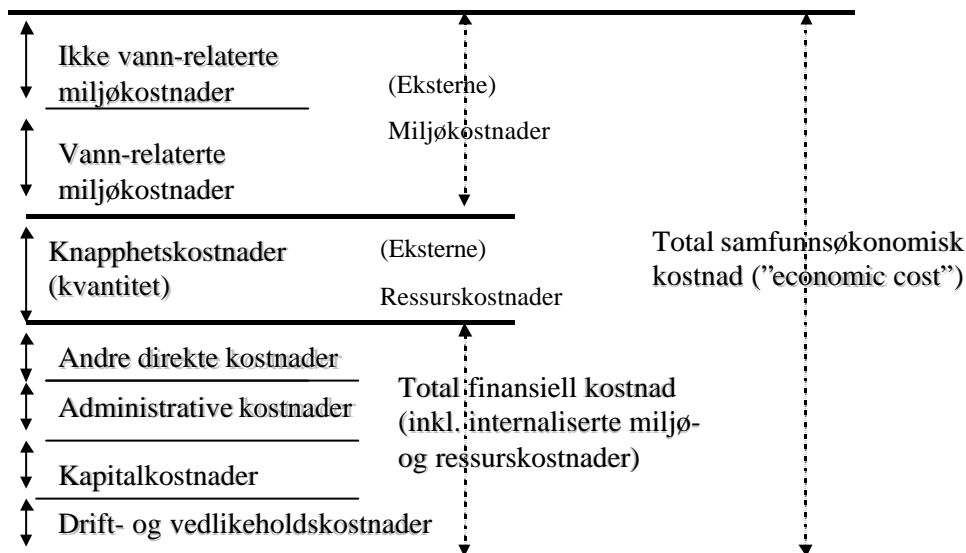
Basert på vanskelighetsgraden i datainnsamling og anbefalinger i veiledningsdokumentet WATECO (2002) – som diskuteres i mer detalj i de påfølgende kapitlene – indikerer vi hvorvidt rapporteringen bør være kvalitativ (identifisere) eller kvantitativ (beregne). I hovedtrekk kan vi si at den økonomiske analysen av vannbruk under artikkel 5 og vedlegg 3 inkluderer begge deler, der beregning av dagens kostnadsdekning utgjør den kvantitative delen av analysen.

### **2.3.2. Samfunnsøkonomiske kostnader ved vannressursbruk**

Artikkel 9 i Rammedirektivet viser til implementering av total samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innen 2010<sup>5</sup>. Samfunnsøkonomisk optimal bruk av vannressurser er målsettingen ved innføring av kostnadsdekning under Rammedirektivet. Ved å vise til optimal bruk av vannressurser ("water resources") kan det heller ikke være tvil om at begrepet vanntjenester inkluderer resipienttjenester så vel som vannforsyning. I Norge i dag praktiseres for eksempel selvkost-inndekning av kostnader til kommunal vannforsyning. Hvordan skiller kostnadsdekning under direktivet seg fra dette?

---

<sup>5</sup> Art. 9 para 9.1: "Medlemslandene skal ta hensyn til prinsippet om kostnadsinndekning av vanntjenester, inkludert miljø- og ressurskostnader, ..., og spesielt i samsvar med prinsippet om at forurenseren betaler. Medlemslandene skal forsikre ("ensure") innen 2010 (a) at vannprisings-policy gir tilstrekkelig insentiver til optimal ("efficient") bruk av vannressurser, og dermed bidra til målsettingene i dette direktivet."



Kilde: Rogers et al. (1996) med modifikasjoner

Figur 2-3 Samfunnsøkonomiske kostnader ved vannressursbruk.

I begrepet total samfunnsøkonomisk kostnad gjøres det et klart skille i direktivet mellom finansielle kostnader og ressurs- og miljøkostnader. Finansielle kostnader inkluderer også internaliserte miljø- og ressurskostnader. Miljøavgifter er et eksempel på "internaliserte" miljøkostnader, men mer generelt kan en si at internaliserte kostnader er alle lovpålagte tiltakskostnader som faktisk påføres vannbrukere (eller sagt på en annen måte: alle kostnader som er absorbert av forurenser)<sup>6</sup>. Eksterne kostnader er de som påføres andre brukere og som ikke er internalisert gjennom pålegg eller uten videre er verdsatt til markedspriser. Det blir et definisjonsspørsmål om hva som er pålagt og hva som er frivillig. For eksempel er ekstra rensekostnader som påføres et vannverk pga. næringssalt-forurenset arealavrenning fra landbruket en miljøkostnad som er kostnadsberegnet til markedspriser og internalisert av vannverket fordi de er pålagt å forsyne rent drikkevann. Eksterne, ikke verdsatte miljøkostnader kan være relaterte til vann, for eksempel sykdom som skyldes bading i forurenset vann. Noen eksterne virkninger kan indirekte skyldes vannressursbruk, men ikke være relatert til vann. Et eksempel er utslipp av klimagasser som skyldes tunge fysiske tiltak for å fjerne forurensede marine sedimenter. Generelt kan det sies at kvantifisering av de ulike delene av samfunnsøkonomisk kostnad blir vanskeligere etter hvert som vi beveger oss oppover i figur 2-3.

Samfunnsøkonomiske kostnader skal beregnes som *nettokostnader*, ved for eksempel at indirekte nytte/inntekt fra avbøtende tiltak for å bedre vannkvalitet skal komme til fratrukk fra de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved en vanntjeneste (for eksempel inntekt fra bruk av avløpsslam fra renseanlegg til gjødsel).

WATECO-veilederen definerer videre *induserte* kostnader som sekundæreffekter via arbeids-, innsatsfaktor- eller kapitalmarkeder. For eksempel, vil inntektstap i en oppdrettsnæring som følge av

<sup>6</sup> Kostnader som frivillig eller gjennom pålegg er absorbert av forurenser

markedsføringseffekten av kostholdsråd i en fjord på lenger sikt kunne føre til konkurser, oppsigelser og inntektstap for andre lokale servicenæringer. Kvantifisering av slike sekundære lokale eller regionaløkonomiske effekter er i mange tilfelle mer datakrevende enn selve verdsettingen av miljø- og ressurskostnader. (I en del tilfeller kan det også være vanskelig å avgjøre om, og eventuelt i hvilken grad det er eksterne kostnader, og om det er reelle samfunnsøkonomiske kostnader eller fordelingseffekter.)

WATECO-veilederen gjør et noe utydelig skille mellom ”induserte” kostnader og det de kaller ”indirekte kostnader”<sup>7</sup>. Indirekte kostnader betegnes som kostnader for andre brukere som et resultat av endringer i vannkvalitetsstatus (for eksempel ved produktivitetstap). Der en aktør setter i gang avbøtende tiltak for å beskytte seg mot produktivitetstap fra forurensning er indirekte kostnader det samme som ”internaliserte miljøkostnader” (for eksempel oppgradering av renseteknologi for vann). Der det fører til faktisk produktivitetstap, for eksempel i fiske, er det snakk om eksterne miljøkostnader.

Skillet mellom induserte, indirekte og direkte kostnader er noe uklart, men viser seg ved ulike krav til rapportering i ulike faser av implementering av Rammedirektivet:

1. Som et minimum skal en rapportere direkte kostnader til vanntjenestene.
2. Indirekte kostnader kan utelates dersom det ikke finnes verdsettingsstudier (EEA 1999) i det som gjelder som minimumskrav for kartlegging av kostnadsdekning som skal gjennomføres til 2004. Målsettingen i Rammedirektivet er imidlertid forslag til full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innen 2009, noe som vil nødvendiggjøre verdsetting av indirekte kostnader.
3. Induserte kostnader skal *ikke* tas med i beregning av samfunnsøkonomisk kostnadsdekning for vanntjenester. Dersom tilgjengelige data og økonomiske modeller tillater det, kan induserte kostnader imidlertid inkluderes i nyttekostnadsanalysen av unntak fra miljømålene i Rammedirektivet (”derogations”). Slike nyttekostnadsanalyser av unntak skal være en del av handlingsprogrammene for nedbørfeltdistriktene der utkast skal ferdigstilles innen 2009.

### 2.3.3. Kortsiktige versus langsiktige kostnadsvurderinger

Samfunnsøkonomiske kostnader skal baseres så langt som mulig på langsiktige beregninger av grensekostnader. ”Lang sikt” er et definisjonsspørsmål som relaterer seg til beslutningsalternativene som vurderes, men vil i praksis kunne bety fram til implementering av Rammedirektivet i 2015, eller eventuelt til 2026 dersom det er relevant å vurdere tidsunntak. Langsiktige grensekostnader av denne typen vil ideelt sett ta i betraktning endringer i grensekostnader grunnet ny uttaks- og renseteknologi og bruk av nye vannkilder. I praksis er slike kostnadsberegninger beheftet med større usikkerhet, og usikkerhet i anslagene må behandles eksplisitt i vurderingen.

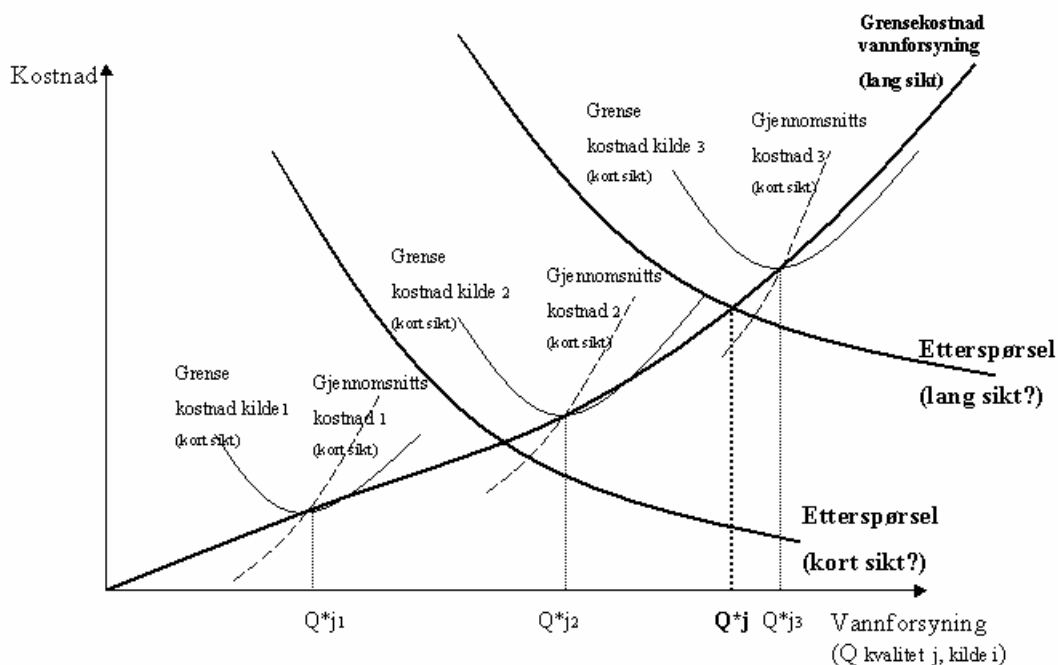
Figur 2-4 illustrerer utfordringen ved å beregne langsiktige grensekostnader for alternative teknologier, i dette tilfellet alternative vannforsyningskilder. I eksemplet kan vi tenke oss at vannforsyningskildene er (kilde 1) fra dypvannsinntak i innsjø uten kjemisk rensing; (kilde 2) fra grunnvann; (kilde 3) fra innsjø med kjemisk rensing<sup>8</sup>. Kortsiktige grensekostnader gjelder bare for en bestemt vannkilde og teknologi, der kostnadsminimering tilsier at en skal produsere ved  $Q^*$  (samfunnsøkonomiske kortsiktige grensekostnader inkluderer i prinsippet miljøkostnader). På lengre sikt er det optimale forsyningsnivået et nivå på  $Q_j$  der etterspørselskurven og marginal betalingsvillighet for vannforsyning krysser den langsiktige grensekostnadskurven. På langt sikt varierer etterspørselen typisk med befolkningstall, endringer i

<sup>7</sup> Annex IV.1.14 WATECO

<sup>8</sup> Et eksempel på beregning av langsiktige grensekostnader for vannforsyning er Røhr, P. K., D. N. Barton, et al. (2002). Grunnvannsressurser på Gardermoen - Samfunnsøkonomiske konsekvenser ved vern av grunnvannet som drikkevannskilde, Interconsult: 91.

preferanser og klima (eksempelvis økende bruk av svømmebasseng, bilvask, hagevanning blant husstander, eller etterspørsel etter kunstig jordvanning i landbruket etter flere tørre somrer).

Vi ser umiddelbart at beregning av langsiktige grensekostnader er en betydelig oppgave i seg selv, og må gjennomføres for hvert enkelt nedbørfeltdistrikt der vannkilder og vannforekomster ikke er sammenlignbare (i de fleste tilfeller?). Antall alternativer vil være begrenset av topografi og hydrogeologi og kostnadene ved uttak, behandling og eventuelt overføring av vann (i dette vannforsyningsseksemplet). Vi ser også at en fullstendig analyse av langsiktige grensekostnader i forbindelse med full kostnadsprising må ha prognoser for fremtidig etterspørsel for å kunne vurdere hvilke alternative teknologier og vannkilder som er relevante å inkludere i vurderingen. For eksempel vil kilde 3 (grunnvann) i figur 2-4 være et for dyrt alternativ, selv under prognoser om høyere langsiktig etterspørsel ved  $Q^*$ .



Figur 2-4 Illustrasjon av kortsiktige versus langsiktige kostnader for vannforsyning

#### 2.3.4. Finansiell kostnadsdekning

Det skal i prinsippet beregnes finansiell dekningsgrad for alle vanntjenestene som defineres i Rammedirektivet. Hvordan disse vanntjenestene er organisert vil imidlertid avgjøre for hvilke aktører og på hvilket nivå finansiell kostnadsdekning kan beregnes i Norge.

Tabell 2-3. Vanntjenester og aktører

Vanntjenester under Rammedirektivet	Aktør	Kommentar
Uttak	kommunale/private vannverk, grunneiere	Grunneiere i landbruket utnytter grunnvann fra egne brønner til eget forbruk
Oppdemming og lagring	statlig/kommunalt/privat kraftverk og vannverk	
Vannbehandling	kommunale/private vannverk, vannbehandlingsanlegg, industri	
Vanndistribusjon	kommunale/private vannverk	Kan inkludere større anlegg for jordvanning
Avløpsvann-oppsamling	kommunale renseverk	
Avløpsvann-behandling	kommunale renseverk, renselanlegg industri/næringer/bolig	I bolig hovedsakelig septiktanker

Statlige og kommunale kostnadsdata om vannforsyning og avløpsbehandling kan systematiseres gjennom grunnlagsdata som samles inn via KOSTRA<sup>9</sup> (KOSTRA 2002). Kostnader for private vannforsynings- og avløpstjenester som er satt bort av kommunen samles også i KOSTRA. I KOSTRA er det beregnet tall for finansiell dekningsgrad for avløp og vannforsyning (Smith og Stave 2002).

Det finnes få systematiserte kilder over kostnader til ikke offentlige vanntjenester. På grunn av det store antallet anlegg vil det måtte brukes gjennomsnittstall (bolig) eller sektorvise anslag (næringsvirksomhet). Oversikt over renselanlegg i industri og næringsvirksomhet kan finnes i SFT's databaser over utslippskonsesjoner. Disse databasene inneholder ikke kostnader. SSB har gjennomført en pilotstudie for kartlegging av industriens miljøkostnader med mulighet for å beregne gjennomsnitts miljøkostnadstall for enkelte næringsgrupper til vann (Hass et al. 2000).

Det er uklart i hvilken grad finansiell dekningsgrad for vanntjenester skal rapporteres for private næringer som driver avløpsrensing (en vanntjeneste). Målsettingen ved kartlegging av finansiell kostnadsdekning ("cost recovery") er å synliggjøre svakheter i prising av vanntjenestene og begrunne behovet for eventuelle overføringer til eller subsidiering av vanntjenestene. Det er flere kategorier innen privat drift av vanntjenester der rapportering ikke trenger å ha prioritet i forhold til denne målsettingen. Der vannuttak foregår på privat initiativ av enkelte vannbrukere er det sannsynligvis en privatøkonomisk optimal tilpasning (for eksempel private grunnvannsbrønner i landbruket). Pålagt avløpsrensing hos næringsvirksomhet eller i spredt bosetting er ikke privatøkonomisk lønnsomt og bør ikke vurderes etter dekning av finansielle kostnader (fordi det er et pålegg). Det vil være relevant å rapportere disse kostnadene på neborfelnivå som internaliserte miljøkostnader.

Vi går ikke her nærmere inn på de regnskapsmessige definisjonene i SSB's beregninger av finansiell dekningsgrad i vann- og avløpssektoren, eller de definisjonene som er brukt av SSB ved beregning av miljøkostnader i industrien. Hvorvidt KOSTRA-systemet følger de generelle retningslinjene til WATECO-veilederen (2002) vil bli vurdert i demoprojektene.

<sup>9</sup> Kommune-Stat Rapportering (KOSTRA)

Tabell 2-4 Elementer i finansiell kostnadsdekning

Kostnadselement	Definisjon	Regnskapsmessige utfordringer
Drift	Alle kostnader forbundet med drift av vann tjenesten	Nye driftskostnader forbundet med nye investeringer skal inkluderes.
Vedlikehold	Kostnader ved vedlikehold for nåværende eller nye anlegg i løpet av dets livstid	Aktiva i vann- og avløpssystemer har lang levetid og befinner seg ofte under jorden, noe som vanskeliggjør beregning av vedlikeholdskostnader.
Kapitalkostnader:		
- nyinvesteringer	Kostnader ved nye investeringer samt assosierte kostnader	Assosierte kostnader kan være betydelige (planleggingskostnader, mobiliseringskostnader, juridisk bistand). Ved datamangel bør disse anslås heller enn utelates. Til fordeling av nye kapitalkostnader anbefales amortisering til faste årlig beløp.
- avskrivning	Representerer kostnadene ved årlige avsetninger til erstatning av aktiva i fremtiden.	Flere metoder er tilgjengelig for verdsetting av aktiva (for eksempel historisk, nåverdi og erstatningskostnad). Bruk av eksisterende regnskapsmessige avskrivningsmetoder representerer ikke nødvendigvis faktisk/samfunnsøkonomisk verditap for aktiva som ofte øker mot slutten av levetiden.
- kapitalens alternativkostnader	Alternativkostnad til kapital representert ved avkastningen i alternative investeringer. Krever beregning av aktivas verdi og en avskrivningsmetode.	Kapitalkostnadene varierer mellom offentlige og private aktører, men kapital er aldri "gratis", fordi det alltid finnes alternative investeringsmuligheter. Beregning av avkastning ved alternative investeringer er vanskelig og omdiskutert <sup>10</sup> . Subsidiert av kapital til private aktører må også vurderes når deres avkastning skal beregnes.
Administrative kostnader	Administrative kostnader forbundet med vannressursforvaltning	Eksempelvis: kostnadene ved å administrere gebyr eller avgiftsinnkreving eller overvåkning
Andre direkte kostnader	Hovedsakelig kostnader grunnet produktivitetstap	Eksempelvis tapte jordbruksinntekter for aktiviteter etter etablering av et vannmagasin.

Kilde: oversettelse fra WATECO veilederen (2002).

WATECO-veilederen er uklar på flere punkter i forhold til finansielle versus samfunnsøkonomiske regnskapsprinsipper, bla. i forhold til kapitalens alternativkostnader. Det er nærliggende å tro at etablert nasjonal regnskapspraksis som i KOSTRA vil aksepteres. Spørsmål som må sees nærmere på inkluderer om KOSTRA tar hensyn til nye/planlagte investeringer og alternativkostnader for investering i kapitalvarer. En annen uklarhet er at "andre direkte kostnader" inkluderer ifølge WATECO for eksempel produktivitetstap som påføres andre aktører. Ifølge Figur 2-3 er det mer konsistent å se på disse som miljøkostnader (internaliserte eller eksterne).

### 2.3.5. Overføringer

Definisjonen av finansiell kostnadsdekning/finansieringsgrad varierer avhengig av hvordan overføringer håndteres:

<sup>10</sup> Alternativkostnaden for kapital gis ved kalkylerenten som brukes i bl.a. nåverdi-beregninger av investeringsbeslutningen. Finansdepartementet (2000). Veiledning i samfunnsøkonomiske analyser.

- anbefaler kalkylerenter for offentlige prosjekter generelt. I KOSTRA er kalkylerenten uavhengig av kommunens finansieringsform og basert på effektiv rente for norske statsobligasjoner ( KR D (2003). Retningslinjer for beregning av selvkost for kommunale betalingstjenester. Kommunal- og regionaldepartementet. H-2140.



$$\text{Kostnadsdekningsgrad}(\%) = \frac{(\text{totalinntekter} - \text{nettooverføringer})}{\text{totalkostnader}} \times 100, \text{ (Ligning 1)}$$

Vurdering av overføringer og subsidier kan gjøres på to nivåer:

- for produsenter av vanntjenester
- for brukere av vanntjenester

WATECO-veilederen legger opp til kartlegging av subsidier og overføringer til produsenter av vanntjenester (Anneks IV.I.40). Dette forenkler rapporteringskravet (for eksempel ved ikke å måtte vurdere subsidier til landbruket generelt, men spesielt tilknyttet vannbruk).

Ved beregning av samfunnsøkonomiske kostnader ved vanntjenester skal overføringer gjøres eksplisitt i analysen:

- generelle skatter, avgifter og subsidier/overføringer bør identifiseres som del av de finansielle kostnader og skal holdes utenfor beregningen av samfunnsøkonomiske kostnader
- miljøavgifter og subsidier representerer internaliserte miljøkostnader og skal inkluderes i beregningen

Subsidier/tilskudd kan være et komplisert tema innen vanntjenester ettersom vannverkene stort sett er, eller har vært eid og drevet av, det offentlige. *Direkte subsidier* inkluderer:

- øremerkede tilskudd til bestemte vanntjeneste-produsenter
- generelle investeringstilskudd til vanntjeneste-produsent (senker faste kostnader)
- generelle driftstilskudd til vanntjeneste-produsent (senker variable kostnader)
- tilskudd til vanntjeneste brukere (tilbakeføringer, pris-subsidiering)

*Indirekte subsidier* inkluderer:

- krysssubsidier mellom ulike vanntjenester (for eksempel vann- og avløp),
- krysssubsidier mellom ulike brukere (husholdninger, jordbruk, industri), ulike regioner (våt/tørr, høy/lav befolkning), ulike inntektsgrupper etc.

I og med at finansieringsgrad beregnes med utgangspunkt i vanntjeneste-produsenten vil subsidiering til vanntjeneste-brukere kunne avledes som restverdi for å nå 100% dekning av totale samfunnsøkonomiske kostnader ved vanntjenesten. Beregning av "krysssubsidier" mellom vanntjeneste-brukere avhenger av hvordan brukergruppene defineres. I og med at Rammedirektivet vektlegger rapportering for vanntjeneste-produsenter vil beregning av slike fordelingsmessige effekter ikke prioriteres med mindre en samfunnsøkonomisk analyse av unntak fra miljømålsettingene skal gjøres<sup>11</sup>.

Rammedirektivet kritiseres for ikke å være tydelig i forhold til definisjonen av kostnadsdekning (Massarutto 2002). Det er klart av WATECO-veilederen at målsettingen i Rammedirektivet er samfunnsøkonomisk kostnadsdekning, der finansiell kostnadsdekning er et minimum. Finansiell kostnadsdekning kan likevel defineres på ulike måter avhengig av hvordan en behandler de ulike subsidier/overføringer til vanntjenester.

---

<sup>11</sup> På dette punktet er WATECO veilederen uklar, slik at vi har blitt nødt til å tolke hva teksten i WATECO veilederen faktisk innebærer.

Tabell 2-5 Ulike definisjoner av finansiell kostnadsdekning

Inntektskilder(+), utgifter (-), og regnskapsdefinisjoner (=)		
<b>”Direkte finansiell kostnadsdekning”</b> (“direct industrial cost-recovery”)		
Netto øremerkede subsidier		+
<b>”Sterk finansiell kostnadsdekning”</b> (“strong industrial cost-recovery”)		=
Lokale overføringer	Mellom-tjeneste kryssubsidier (for eksempel vann-avløp)	+
	Netto lokale/kommunale overføringer	+
<b>”Lokal finansiell kostnadsdekning”</b> (“local cost-recovery”)		=
Netto statlige overføringer		+
<b>”Svak finansiell kostnadsdekning”</b> (“weak industrial cost-recovery”)		=

Kilde: tilpasset fra (Massarutto 2002)

En av oppgavene i demoprojektene vil være å vurdere hvilken definisjon av kostnadsdekning som brukes i offentlige regnskapssystemer som KOSTRA, og hvorvidt den gir et godt grunnlag for å beregne samfunnsøkonomiske kostnader.

### 2.3.6. Ressurskostnader og miljøkostnader

Vanndirektivet identifiserer ressurskostnader (resource cost) og miljøkostnader (environmental cost) i ”full cost recovery” begrepet. ”Ressurskostnader” tilsvarer verditapet en bestemt bruker lider når vannet brukes av andre til et alternativt formål. En bruker begrepet ”scarcity cost” i WATECO (2002) – her er det kalt ”knapphetskostnad”, og begrepet er knyttet til *mengde vann*. ”Miljøkostnader” brukes ofte i forbindelse med verditap en bestemt bruker lider ved at vannforekomster som elver, innsjøer og hav forurenses. Begrepet er knyttet til *vannkvalitet*. Ressurs- og miljøkostnader kan være enten *internaliserte*, dersom en vanntjeneste-bruker betaler miljøavgifter eller gjennomfører pålagte avbøtende tiltak som kostnadsberegnes, eller *eksterne*, slik det ble forklart i figur 2-3.

Når vann betraktes som et kvalitetsdifferensiert gode – det vil si at ulike brukere har behov for ulike kvalitetsnivå på vann, enten til konsum (drikkevann, prosessvann, jordvanning), fritidsbruk eller estetisk nytelse – viskes definisjonen mellom ressurs- og miljøkostnader ut. Prosessvann, avløp og avrenning kan renses til ulike kvalitetsnivåer og dermed gjøre vannet mer eller mindre tilgjengelig for brukere nedstrøms. Dersom vannet ikke er av tilstrekkelig kvalitet, påføres andre brukere et verditap ved at vannet ikke er *kjemisk, biologisk eller økologisk* tilgjengelig. Økonomisk er ikke dette forskjellig fra en situasjon der vannet avledes og ikke er *fysisk* tilgjengelig. Tapet for brukeren kan sees på som både en ressurskostnad og en miljøkostnad. Begrepsforskjellen er likevel nyttig dersom vi vil skille mellom brukere av vannforekomster (miljøkostnader) og bruk som behøver vannuttak (ressurskostnader).

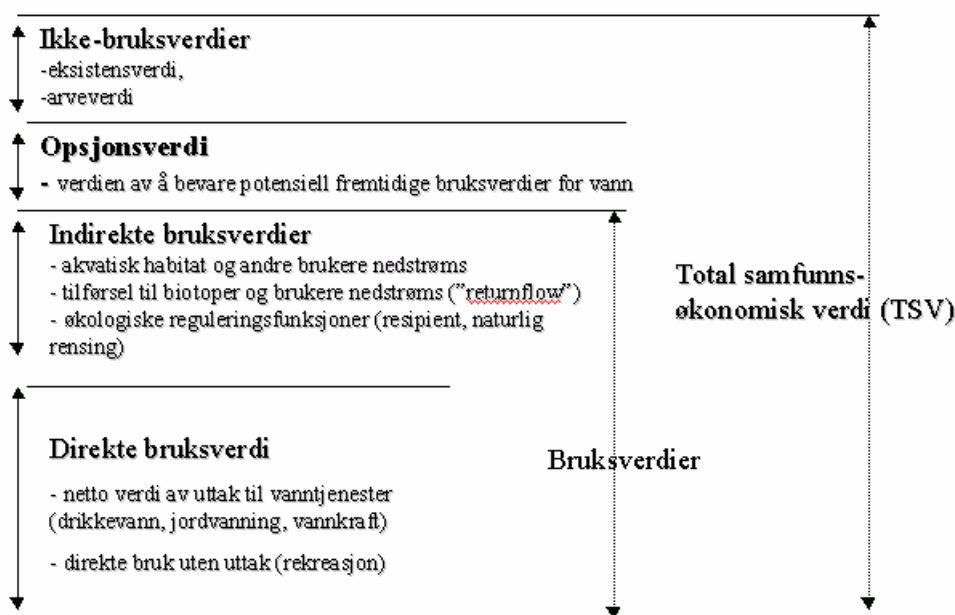
Miljø- og ressurskostnader vurderes i forhold til endringer i nytte som påføres ulike interessenter knyttet til vannforekomster. Vi sier her ”interessenter” for å understreke at vannressurser også har en økonomisk ikkebruksverdi for grupper i samfunnet, til forskjell fra direkte eller indirekte brukere. Figur 2-5 viser total samfunnsøkonomisk verdi av vann for ulike interessenter<sup>12</sup>.

- Direkte bruksverdier - inkluderer vanntjenester som krever uttak (drikkevann, jordvanning, vannkraft), samt *in situ* bruk av vannressurser til rekreasjon (bading, fiske, båtliv, fugletitting) som ikke innebærer uttak av vann.
- Indirekte bruksverdier - relateres til økologiske funksjoner til akvatiske biotoper som har verdi for brukerne av disse funksjonene *ex situ*. De defineres som indirekte fordi brukerne befinner seg

<sup>12</sup> På engelsk brukes ordet ”stakeholders”

geografisk utenfor den vannressursen som vurderes. Brukere av vannressursenes resipient- og rensesfunksjoner befinner seg oppstrøms (for eksempel jordbruk), mens brukerne av habitat- og andre rensesfunksjoner befinner seg nedstrøms (for eksempel fiskere, andre vannverk). Vi ser at det er vanskelig å definere verdien av vann i seg selv uten å snakke om en vannressurs, dets biologiske komponenter, og dets samlede økologiske funksjoner. For eksempel kan våtmarker utføre en hydrologisk funksjon i form av flømværn, men denne skyldes friksjonseffekten av vegetasjonen i våtmarken, og er ikke en verdi av vannet i seg selv (snarere tvert imot). Rensesfunksjonen til en vannressurs skyldes en kombinasjon av fysiske og kjemiske egenskaper i vannet i samspill med biologiske komponenter (plankton, alger, fisk og vegetasjon).

- **Opsjonsverdier** - direkte og indirekte brukere av vannressurser kan ha betalingsvillighet for å bevare deres egen mulighet for fremtidig bruk (for eksempel gjennom å gi penger til vern av våtmarker). Dette ligner på betalingsvilligheten for en forsikringspremie.
- **Ikke-bruksverdier** - rene og utappede vannressurser har en eksistensverdi for mange selv om de aldri selv vil komme til å nyte godt av for eksempel en bestemt elv eller innsjø. I tillegg har mange betalingsvillighet for å beskytte både vannressurser de bruker og ikke bruker i dag for kommende generasjoner, noe som kan oversettes som arveverdi ("bequest value"). I mange empiriske studier har det vist seg at ikkebruksverdiene utgjør en betydelig del av de totale miljøverdiene.



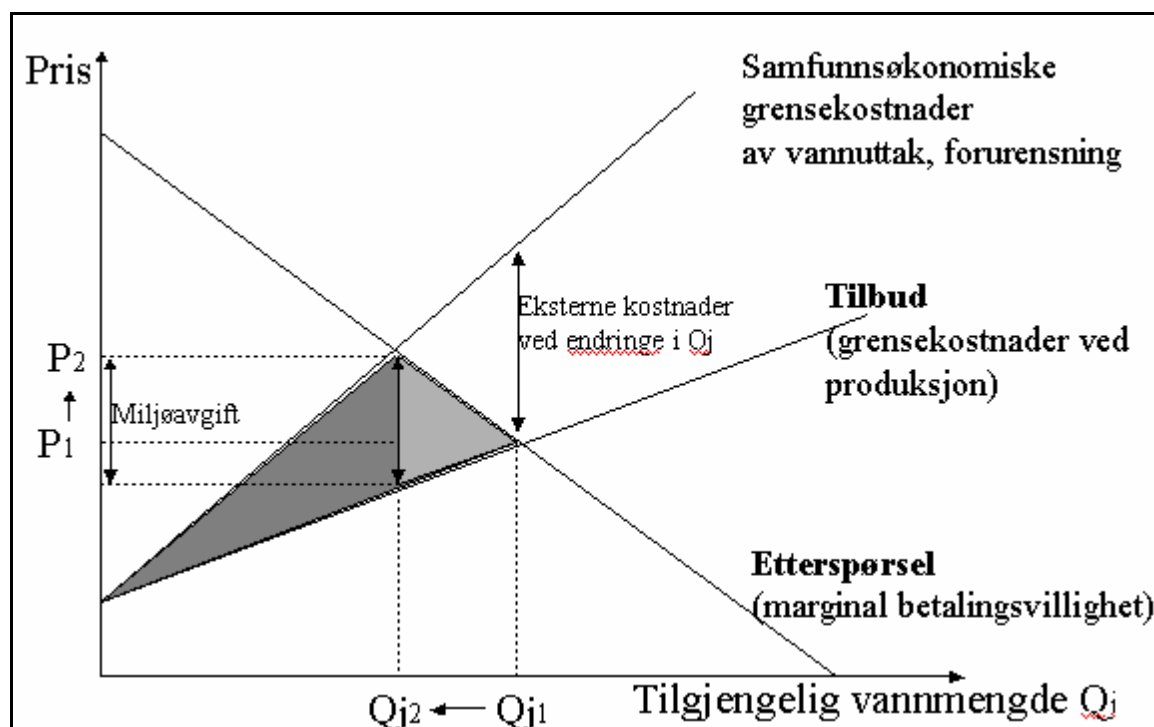
Figur 2-5. Total samfunnsøkonomisk verdi av vann til ulike formål. Kilde: Rogers et al. (1996) i WATECO (2002).

Vi ser at vanntjenestene i Rammedirektivet faller inn i kategoriene direkte og indirekte bruksverdier:

- direkte bruk som medfører fysisk uttak (drikkevann, jordvanning, vannkraft)
- indirekte bruk (avløpsrensing er et substitutt for naturlige rensfunksjoner)

Går vi tilbake til figur 2-1 er det disse bruksverdiene ved vanntjenesten som er representerte med arealet under etterspørselskurven. Miljø- og ressurskostnader ved vanntjenesten som påføres *andre* brukere (på stedet, oppstrøms eller nedstrøms) skal altså legges til finansielle kostnader (tilbudskurven) når vanntjenesten skal prises samfunnsøkonomisk optimalt. Prising som sikrer samfunnsøkonomisk kostnadsdekning kan eksempelvis være basert på en miljøavgift som er inkludert i prisen til vanntjeneste-brukeren. Miljøavgiften skal optimalt sett tilsvare de eksterne marginale miljø- og ressurskostnadene slik det er vist i figur 2-6.

I tilknytning til figur 2-4 sa vi at rapportering av total finansiell kostnad i Rammedirektivet inkluderer internaliserte miljø- og ressurskostnader. Dersom deler av miljø- og ressurskostnadene er internalisert og dermed inkludert i de finansielle kostnadene, er det eventuelt den delen av ressurs- og miljøkostnader som ikke er internalisert som utgjør de eksterne miljø- og ressurskostnader- og som skal legges til de finansielle kostnader. Det kan for eksempel være at det er ilagt en skjønsmessig "miljøavgift", men at denne ikke fullt ut reflekterer de fulle ressurs- og miljøkostnader.



Figur 2-6 Prising for samfunnsøkonomisk kostnadsdekning ved vanntjenester

Når den samfunnsøkonomiske kostnadsdekning for vanntjeneste-bruk skal beregnes er det ikke vesentlig hvordan miljø- og ressurskostnader fordeler seg på andre interessenter. Dersom vanntjenester prises til sine totale samfunnsøkonomiske kostnader, oppnår en i teorien en samfunnsøkonomisk optimal allokering. I prinsippet skal prising gjennomføres i så nær tilknytning som mulig til den aktiviteten som forårsaker miljø- og ressurskostnader. Da vil insentiv-effekten være størst. En grunn til å fravike dette prinsippet kan være høye overvåkningskostnader.

I praksis vil det fordelingsmessige aspektet ved ulike vanntjenesters inngrep i vannressurser også være av stor betydning for implementering av vanntjeneste-prising. Slike fordelingsmessige effekter skal i

prinsippet synliggjøres i den ”økonomiske analysen av vannbruk” som kreves av direktivet. I praksis er verdsetting av ressurs- og miljøkostnader det mest datakrevende av komponentene som skal vurderes ved full kostnadsdekning. Vurdering av fordelingen av disse kostnadene utover en beskrivelse for større brukergrupper vil øke dette databehovet ytterligere og må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Verdsettingsmetoder er tema for det neste kapitlet.

### 3. Metoder for verdsetting av miljø- og ressurskostnader

Økonomiske verdsettingsmetoder er nødvendig for å kunne kvantifisere miljø- og ressurskostnader.

Under Rammedirektivet er det aktuelt å ta i bruk verdsettingsmetoder til:

- beregning av full kostnadsdekning, og utforming av virkemidler (art. 9)
- samfunnsøkonomiske nyttekostnadsanalyser av unntak fra Rammedirektivet (art. 4).

I dette kapittelet drøfter vi ulike verdsettingsmetoder for ressurskostnader adskilt fra miljøkostnader. Fordi det er en del overlapp i definisjonene er det også noe overlapp i metodene.

#### 3.1. Verdsettingsmetoder for ressurskostnader

Når en vannbruker har uttak av vann utover naturlige fornyelsesrater (nedbør, grunnvannstilsig) og/eller påfører andre vannbrukere nedstrøms mangel på fysisk tilgang til vann (av en bestemt kvalitet), snakker vi om eksterne ressurskostnader. Ved praktisk bruk av metodene, må en være oppmerksom på at de i en del tilfeller ikke bare vil verdsette de eksterne ressurskostnadene, men også kunne omfatte deler av ressurskostnadene som allerede er internalisert.

Ressursknapphet vil normalt "være internalisert", d.v.s. reflekteres i markedsprisen hvis det er fri konkurranse i ett og samme vannmarked. Tilbudskurven i figur 2.7 vil da ligge langt til venstre – høye grensekostnader for å forsyne en bestemt mengde vann av en bestemt kvalitet. Men dette er for et bestemt marked for en bestemt vanntjeneste. Vannbrukerne kjøper ikke nødvendigvis vann fra samme kilde slik at knapphet "automatisk" reflekteres i en vannpris. På tvers av vannbrukere finnes det vanligvis ikke slike markeder (idag), og det kan derfor oppstå eksternaliteter. Et eksempel vi kommer tilbake til er vannkraft som avleder vann oppstrøms og påfører ekstra kostnader på drikkevannsuttak eller jordbruk nedstrøms ved at de må hente vann fra en annen kilde.

Ressurskostnader kan også oppstå p.g.a. vannprisings-politikk dersom vannpriser settes lavere en faktiske grensekostnader i en situasjon der vann også må rasjoneres p.g.a knapphet. Dette er et eksempel på det generelle poenget at det vil være samfunnsøkonomisk kostnader dersom en ressurs ikke prises lik grensekostnadene ved å forsyne det.

Skillet mellom ressurs- og miljøkostnader er egentlig kunstig og kan føre til misforståelser - man er vant til å tenke at det er en forskjell mellom kvantitet og kvalitet. Hvis man derimot ser at vannpriser og -markeder må opprettes for vann av en bestemt kvalitet, levert på et bestemt sted, ser man videre at eksterne miljø- og ressurskostnader kan forstås på samme måte. Som vi vil se i neste kapittel er flere metoder for verdsetting av vannkvalitet og vanntilgang helt parallelle (f.eks. effekten på eiendomspriser av begrenset adgang til vann av akseptabel kvalitet for det bruksformålet som drives på eiendommen).

I økonomisk litteratur om vannressurser vises det til to hovedmetoder for verdsetting av vann som fysisk innsatsfaktor i produksjonsprosesser eller prosjekter (Young 1996); residualverdier og alternativkostnader. WATECO-veilederen diskuterer også metoder for verdsetting av tapt etterspørsel under definisjonen av ressurskostnader.

- Residualverdi-metoder. Vann som innsatsfaktor har en residualverdi. Dersom vanntilgangen reduseres i for eksempel jordbruk eller vannkraft fører det til en reduksjon i inntekter. Vannets residualverdi er endringen i nettoinntekt når kostnader til alle andre innsatsfaktorer er trukket fra

(kapital, arbeidskraft etc.). En forutsetning for at denne metoden skal gi samfunnsøkonomisk korrekte verdier er at alle innsatsfaktorer i produksjonsprosessen er kostnadsberegnet til såkalte skyggepriser<sup>13</sup>. En annen forutsetning er at endringen i tilbudet av vanntjenesten er liten i forhold til etterspørselen slik at prisen ikke forandres.

Et spesielt tilfelle av residualverdi-metoden som også brukes for miljøkostnader er eiendomsprising<sup>14</sup>. Eiendommen består av en rekke egenskaper inkludert fysisk tilgang til grunnvann, overflatevann eller fallhøyde på vassdrag. Dersom det er etterspørsel etter for eksempel grunnvann til jordvanning, eller fallhøyde til vannkraft bidrar disse egenskapene til eiendomsprisen. Dersom vann ledes bort fra eiendommen vil dette reflekteres i et fall i eiendomsprisen som i teorien tilsvarer neddiskontert verdi av forventede fremtidige inntekter fra salg av vannet. Tapet i eiendomspris er en residualverdi for vanntilgangen, dersom alle andre egenskaper ved eiendommen holder seg uforandret.

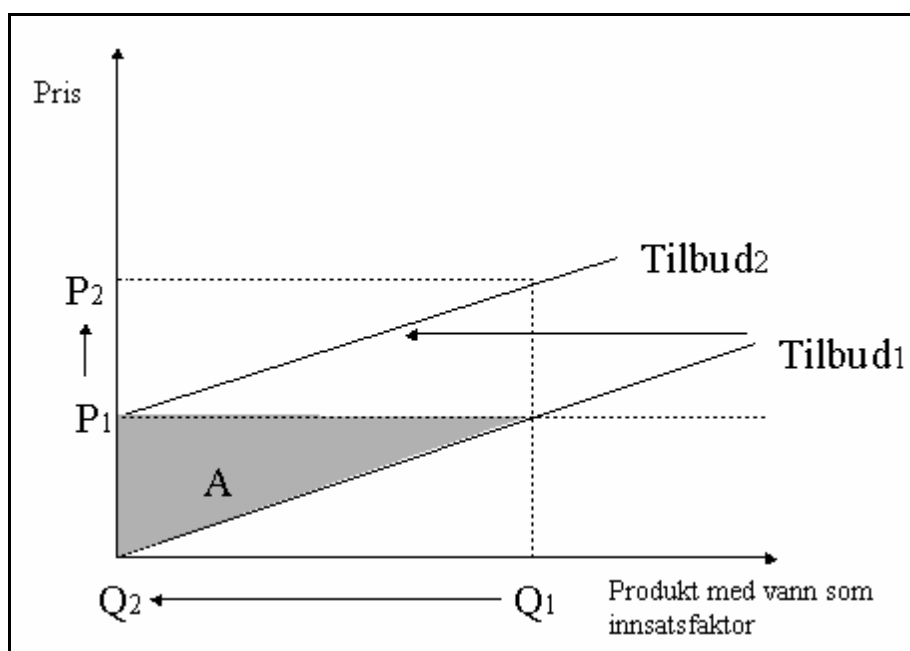
- Alternativkostnadsmetoder. Dersom vanntilførsel fra én vannressurs reduseres, kan brukere erstatte tapet ved å ta i bruk den nest billigste alternative vannkilden. Et eksempel kan være en bonde som selger fallrettigheten på sin eiendom til vannkraft, og borer grunnvannsbrønn for å erstatte overflatevannet som ble brukt til husdyrhold. Merknadene ved denne nest beste alternative vannkilden representerer en ressurskostnad ved vannkraftens bruk av overflatevannet. Dersom overflatevannet er gratis er kostnadene utelukkende forbundet med grunnvannsbrønnen ressurskostnader. Forutsetningene er at bondens kostnader ved beste og nest beste alternativ er kostnadsberegnet ved korrekte markedspriser. Det er også en forutsetning at det nest beste alternativet er faktisk mulig (og ikke bare teoretisk) under rådende forhold med tilbud og etterspørsel.

At alternativkostnadsmetoden avhenger av at nest beste vannforsyningsalternativ er et faktisk økonomisk alternativ, kan illustreres med et enkelt eksempel (figur 3-1). Et kraftverk leder vannet bort fra en gård, og bortfallet av vanntilgang fører til at husdyrproduksjon reduseres fra  $Q_1$  til  $Q_2$  (null). Husdyrproduksjonen har vann som innsatsfaktor. Bonden kan ikke få solgt husdyrene til høyere pris enn  $P_1$  og må legge opp virksomheten. Ressurskostnaden til vannet som ble avledet tilsvarer det tapte produsentoverskuddet til bonden (A). I tilfellet der bonden graver en grunnvannsbrønn øker dette enhetskostnadene ved husdyrproduksjonen fra tilbudskurve (1) til tilbudskurve (2). For at han faktisk skal kunne ha det samme vannuttaket som før og produsere det samme antall husdyr ( $Q_1$ ) må han kunne selge husdyrene til pris  $P_2$ . Det er her klart at metodene prinsipielt må ta hensyn til mulige endringer i etterspørsel og pris på varer med vann som innsatsfaktor.

---

<sup>13</sup> Priser som representerer alternativkostnaden til innsatsfaktoren. Dersom innsatsfaktoren omsettes fritt vil markedsprisen være en god tilnærming. Young(1996) påpeker at metoden vil overestimere residualverdien av vann dersom markedsprisene på andre innsatsfaktorer ikke inkluderer alle samfunnsøkonomiske alternativkostnader.

<sup>14</sup> hedonic land pricing



Figur 3-1 Ressurskostnader basert på endringer i produsentoverskudd

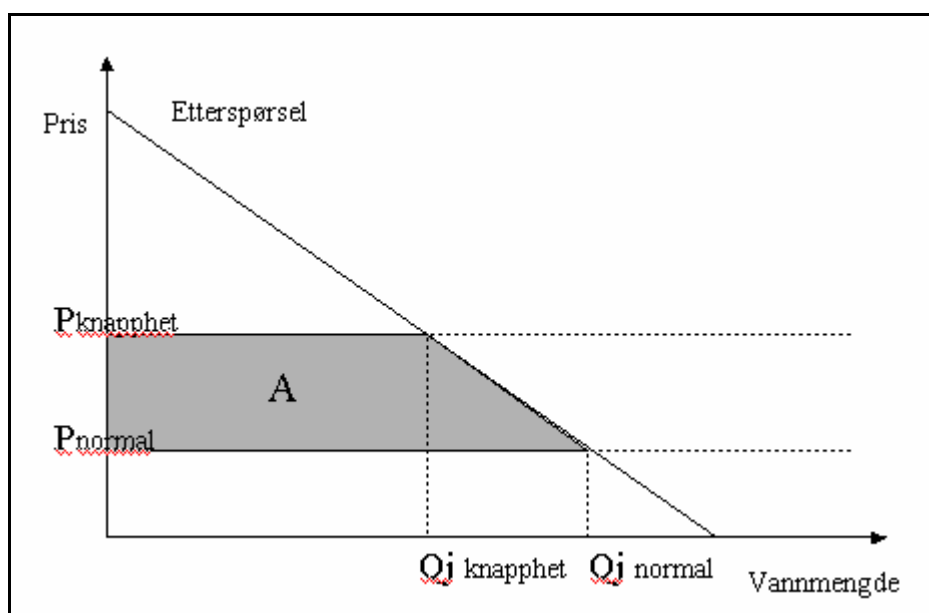
Kvantifisering av både tilbud og etterspørsel av varer med vann som innsatsfaktor er datakrevende. Følgelig finnes det få eksempler på at ressurskostnader er beregnet uten sterkt forenkende forutsetninger. I residualmetoden og alternativkostnadsmetoden er ressurskostnader beregnet basert bare på endringer i produsentoverskudd, eller endringer i grensekostnader, uten å ta spesielt hensyn til etterspørsel. Dette er illustrert i figur 3-1.

- Verdsetting av alternativkostnaden ved tapt etterspørsel. Dersom vi ser på bruk av vann som sluttprodukt (drikkevann) og ikke som innsatsfaktor er det enklere å beregne ressurskostnader basert på tap i konsumentoverskudd. Det må da gjøres antagelser om at grensekostnadene for vannproduksjon er konstante (ikke stigende slik som i figur 2-2 og 2-7). Dette kan være en akseptabel tilnærming for mindre og kortsiktige reduksjoner i vannforsyning som ikke medfører behov for å ta i bruk nye kilder.

Figur 3-2 illustrerer en slik tilnærming. I et normalår forsyner et vannverk en by med vannmengde  $Q_{j,normal}$ . På grunn av et unormalt tørt år bruker jordbruket oppstrøms mer vann enn normalt – deler av dette tapes fra nedbørfeltet ved fordampning, deler går ned i grunnvannet, og restavrenningen ("returnflow") bringer med seg unormalt høye konsentrasjoner næringsalter. Vannverket er nødt til å rasjonere til en forsyning ved  $Q_{j,knapphet}$ . For reduksjonen i mengden vann av drikkevannskvalitet (j) i innsjøen som kan brukes som<sup>15</sup> drikkevann skal det beregnes en ressurskostnad (utover normale ressurskostnader som skal reflekteres i jordvanningskostnadene). Ressurskostnaden kan beregnes ved å forutsi hvilken pris ( $P_{knapphet}$ ) som ville føre til at etterspørselen ble lik den rasjonerte vannmengden. Forskjellen i konsumentoverskudd (arealet A) tilsvarer da den totale ressurskostnaden påført drikkevannsproduksjon ved jordvanning.

<sup>15</sup> Merk at det kan være både forurensning eller fysiske avledning av vannet som gjør at vannet blir utilgjengelig for vannverket. Dette illustrerer at ressurs- og miljøkostnader for "kvalitetsdifferensiert" vann i prinsippet kan behandles likt.





Figur 3-2 Ressurskostnader målt ved endringer i etterspørsel.

Å forutsi prisen ved endret etterspørsel forutsetter at en kjenner etterspørselskurven for drikkevann. I kapittel 4 skal vi komme tilbake til utfordringer tilknyttet modellering av etterspørsel etter vann.

### 3.2. Verdsettingsmetoder for miljøkostnader

Miljøeffekter ved vannbruk som forurensning og effektene på akvatiske habitater må kostnadsberegnes for å kunne vurdere de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved vanntjenester. Der disse effektene skjer langt fra årsaksstedet både i tid og rom, og der de ikke kan kostnadsberegnes med markedspriser, må verdsettingsmetoder brukes. Verdsettingsmetoder tas i bruk for å kvantifisere endringer i direkte, indirekte og ikke-bruksverdier knyttet til vannforurensning eller de økologiske og estetiske effektene av vannuttak (miljøkvalitet).

Verdsettingsmetodene kan grupperes på ulike måter etter hvilke forutsetninger, type data og brukere av vannressurser som vurderes (Braden og Kolstad 1991; Dixon et al. 1995). Navrud (2001) legger vekt på skillet mellom metoder som er basert på individuelle preferanser (vanligvis husstander eller enkeltpersoner) eller andre aktører (tabell 3-1). Metoder som er basert på individuelle preferanser er i samsvar med økonomisk teori og kvantifiserer miljøkostnadene i pengeenheter. Metoder som bygger på ekspertgrupper, interessegrupper eller beslutningstakerens egne preferanser brukes ofte som beslutningsstøtte i for eksempel konsekvensutredninger, men kan være både kvalitative og kvantitative i beskrivelsen av miljøkostnader. Rammedirektivet legger vekt på å kunne sammenligne miljøkostnader med finansielle kostnader ved vanntjenester, samt å bruke dem som grunnlag for utforming av økonomiske virkemidler (vannprising). Vi legger derfor vekt på metoder basert på individuelle preferanser i den videre fremstillingen. Felles for disse metodene er kvantifisering av individuell betalingsvillighet for miljøkvalitet.

Videre kan det gjøres et skille mellom hvilke type data som brukes – metoder som baserer seg på oppgitte preferanser i en intervju- eller spørreundersøkelses-situasjon, og metoder som baserer seg på avslørte

preferanser ved vannressursbrukernes faktiske adferd. Disse preferansene, uttrykt gjennom individuell betalingsvillighet for endringer i miljøkvalitet, kan måles *direkte* eller *indirekte*.

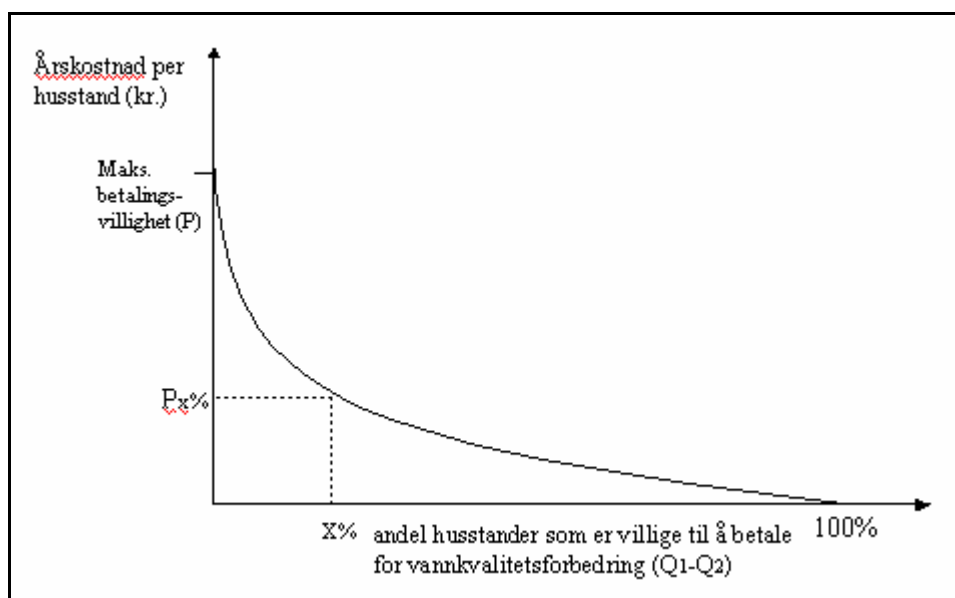
Tabell 3-1. Klassifisering av metoder for verdsetting av miljøkvalitet

<b>METODER BASERT PÅ INDIVIDUELLE PREFERANSER</b>		
	Indirekte	Direkte
Oppgitte preferanser (Stated Preferences)	Choice Experiments (CE) Conjoint Analysis (CA) Contingent Ranking (CR)	Contingent Valuation (CV)/ betinget verdsetting
Avslørte preferanser (Revealed Preferences)	Transportkostnadsmetoden (TC) Hedonic Price (HP) metoden / Eiendomsprismetoden Kostnader ved forebyggende tiltak	Markedspriser /skadefunksjonsmetoder Tilbakeføringskostnader Simulerte markeder
<b>METODER BASERT PÅ EKSPERTERS / BESLUTNINGSTAKERES / INTERESSEGRUPPERS PREFERANSER</b>		
Oppgitte preferanser (Stated Preferences)	Flermåls-beslutningsanalyse (FMBA) /Multikriterieanalyse	Delphi-metoder
Avslørte preferanser (Revealed Preferences)	Implisitt verdsetting	

Kilde: (Navrud 2001) med modifikasjoner

## Metoder basert på oppgitte preferanser - direkte mål på betalingsvillighet

”Contingent Valuation” (CV), eller betinget verdsetting, er den eneste metoden som kan brukes til å kvantifisere ikkebruksverdier og total samfunnsøkonomisk verdi. Det er den mest utprøvde og anerkjente av metodene basert på oppgitte preferanser, og den som har vært mest brukt i Norge i forbindelse med vannressurser (forurensning fra næringssalter, miljøgifter i fjorder, forsuring av vassdrag, vassdragsinngrep)<sup>16</sup>. Metoden baserer seg på direkte spørsmål om betalingsvillighet for endringer i miljøkvalitet ved hjelp av en spørreundersøkelse. For å verdsette endringer i vannkvalitet presenteres intervju-objektet for eksempel med dagens vannkvalitet i en vannforekomst, samt ett eller flere scenarier for fremtidig forverret vannkvalitet. Flere ulike måter kan brukes for å spørre om betalingsvillighet, men en av de mest pålitelige er å spørre om personen er villig til å betale et bestemt beløp (ja/nei-spørsmål) for en tiltakspakke som forhindrer forverringen /oppnår forbedring av vannkvalitet som beskrevet i scenariene. Gjennom å variere dette beløpet kan en estimere etterspørselskurven for en bestemt endringen i vannkvalitet (figur 3-3). Betalingsvillighets-funksjonen i figur 3-3 angir andel husstander (X%) som ville betale en bestemt årskostnad (P<sub>X%</sub>) for å oppnå vannkvalitetsforbedring fra Q<sub>1</sub> til Q<sub>2</sub>. På denne måten er CV-metoden godt egnet til å undersøke effekten av foreslåtte miljøavgifter på husholdninger før de innføres.



Figur 3-3 Betalingsvillighet for en vannkvalitetsforbedring med CV-metoden

I tillegg til svarene om betalingsvillighet samles informasjon om sosio-økonomiske egenskaper til intervju-objektene (inntekt, alder, kjønn etc.), deres kunnskap og holdninger til relaterte miljøspørsmål for å dokumentere hvorfor betalingsvilligheten varierer. Dokumentasjon av disse bakgrunnsvariable er felles for alle metodene for oppgitte preferanser.

<sup>16</sup> Noen eksempler på bruk av betinget verdsetting : (i) Navrud, S. (1993). Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann, Direktoratet for Naturforvaltning (DN). (ii) Magnussen et al. (1995). Overføring av nytte-estimer: status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet, NIVA. (iii) Magnussen og Bergland (1996). Verdsetting av miljøgifter i vann, Stiftelsen Østfoldforskning (STØ). (iv) Toivonen et al. (2000). "Economic value of recreational fisheries in the Nordic Countries." *TemaNord 2000:604*. (v) Navrud, S. (2001). Miljøkostnader av norsk vannkraft og sammenligning med andre energibærere. Produksjonsteknisk konferanse 2001, 6-7 mars 2001, Gardermoen.

## Metoder basert på oppgitte preferanser - indirekte mål på betalingsvillighet

”Choice experiment”, ”conjoint analysis” og ”contingent ranking” er alle varianter av metoder som måler folks betalingsvillighet for miljøkvalitet indirekte. Intervjuobjektet presenteres for en rekke scenarier, hver beskrevet ved ulike nivåer for miljøforbedring og kostnad, samt eventuelle andre karakteristika ved alternativene. Ved å studere hvordan folk prioriterer de ulike scenariene kan en indirekte beregne deres marginale betalingsvillighet for en bestemt miljøkvalitets-endring. Metodene er så vidt vi vet ikke utprøvd for vannressurser i Norge, men eksempler fra verdsetting av våtmarks- og grunnvannskvalitet finnes fra USA og Australia<sup>17</sup>.

## Metoder basert på avslørte preferanser – direkte mål på betalingsvillighet

Av metodene som er nevnt er ”skadefunksjonsmetoder basert på markedspriser” og ”tilbakeføringskostnader” de mest anvendte for vannressurser. Felles for begge tilnærmingene er at markedspriser brukes som direkte mål på verdien av endringer i miljøkvalitet.

- Skadefunksjonsmetoder med markedspriser – forurensning eller tap av vannressurser kan volde økonomisk skade på ulike bruker- eller næringsinteresser. Produksjonsendringer nedstrøms kobles med aktiviteter oppstrøms gjennom en skadefunksjon. Produksjonsendringene (endepunktet) verdsettes med markedspriser<sup>18</sup>. Dette er en variant av tiltaksanalyse der kjemiske og økologiske effekter verdsettes. Et godt eksempel er effekter på fiske. Metoden kan også brukes på helseeffekter, for eksempel økte behandlingsutgifter i forbindelse med bading i eller drikking av forurenset vann.
- Tilbakeføringskostnader – tilbakeføring av vannressurser til ”god økologisk status” eller et annet ønsket miljømål regnes som et direkte, men konservativt mål på verdien av forbedringen i vannressursen. Dette regnes som et konservativt mål fordi samfunnets betalingsvillighet for forbedringen ofte kan være høyere enn tiltakskostnadene (selv om en også kan tenke seg at samfunnets betalingsvillighet kan være lavere). Metoden kan brukes for å beregne miljøkostnader der en ikke kan beregne betalingsvillighet med andre metoder pga tids- eller ressursmangel. Tiltaksplaner som beregner tiltakskostnader for alternative vannkvalitetsforbedringer kan utgjøre grunnlaget for denne verdsettingsmetoden<sup>19</sup>.

Som illustrert i figur 3-4 ligger utfordringen i begge metodene i å modellere årsak-virkning rent naturvitenskapelig, og sekundært i å finne korrekte markedspriser. Usikkerheten ved skadefunksjonsmetoden er økende med tid og avstand mellom respons/effekt og den aktiviteten en ønsker å beregne miljøkostnad for. Å beregne de tiltakskostnader som er nødvendig for å oppnå ulike endringer i vannkvalitet krever samme naturvitenskapelige modelleringsverktøy. Et eksempel er verdsetting av miljøkostnadene ved avrenning fra landbruket. I Norge er skadefunksjonsmetoden anvendt på miljøkostnadene ved vannkraft, riktignok med verdsetting basert på CV-metoden<sup>20</sup>.

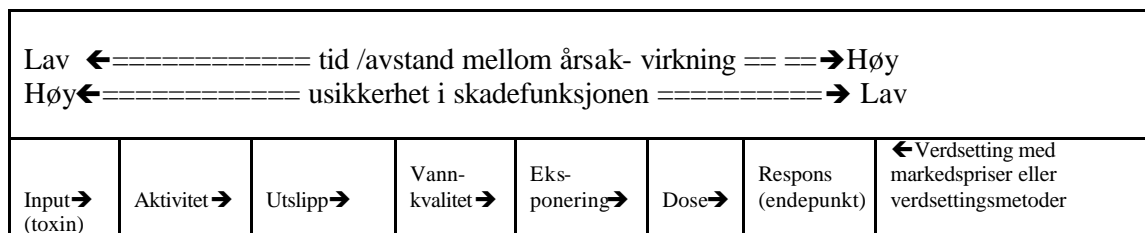
---

<sup>17</sup> Eksempel på choice experiment studier: (i) Johnston et al. (2002). "Designing multi-dimensional environmental programs: assessing tradeoffs and substitution in watershed management plans." Water Resources Research **38**(7): 4-1 - 4-13. (ii) Morrison et al. (1999). "Valuing improved wetland quality using choice modeling." Water Resources Research **35**(9): 2805-2814.

<sup>18</sup> Der det ikke finnes markedspriser (for eksempel rekreasjon) brukes de andre verdsettingsmetodene basert på individuelle preferanser.

<sup>19</sup> For eksempel Lyche et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.

<sup>20</sup> Navrud, S. (2001). En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 1 - Miljøkostnader av norsk vannkraft, ENCO Environmental Consultants AS for EBL Kompetanse.



Figur 3-4 Usikkerhet i skadefunksjonsmetode. Kilde: (Barton 1999)

### Metoder basert på avslørte preferanser – indirekte mål på betalingsvillighet

Felles for disse metodene er at betalingsvillighet beregnes basert på individers handlinger, men markedspriser brukes indirekte.

- Transportkostnadsmetoden (TC) - Betalingsvilje for miljøkvalitet i friluftsområder kan observeres indirekte der det kan vises statistisk at valg av reisemål avhenger av de tilreisendes reisekostnader og områdets rekreasjonsegenskaper, inkludert vannføring og forurensningsnivå. Metoden er mye brukt for vannbasert rekreasjon i USA<sup>21</sup>. Metoden er mest pålitelig der tilreisende bruker samme transportmetode og har mange ulike nivåer på reisekostnader (bil). I Norge kjenner vi ikke til publiserte eksempler på denne metoden i forbindelse med vannressurser.
- Hedonic Price (HP) metoden / Eiendomsprismetoden - Eiendomskjøp kan avhenge av forurensningsnivå i nærliggende vannressurser eller tilgang til vann på eiendommen. Betalingsviljen for å unngå forurensning, eller ha tilgang til rent vann, kan måles indirekte gjennom å se på hvor mye eiendomsprisen påvirkes av disse egenskapene når alle andre eiendoms karakteristika holdes konstant. Vi kjenner ikke til at denne metoden er brukt for vannressurser i Norge, men det er påvist signifikante variasjoner på eiendomspriser korrelert med for eksempel nivå på koliforme bakterier langs USAs østkyst<sup>22</sup>.
- Kostnader ved forebyggende tiltak - Ulike aktører som utsettes for negative miljøkonsekvenser betaler ofte for miljøteknologi eller flytter aktiviteten sin til andre områder. På samme måte som med tilbakeførings-kostnader, er forebyggende og avbøtende tiltak hos skadelidende et konservativt mål på den samfunnsøkonomiske verdien av å unngå miljøkonsekvensene - betalingsvilligheten for å unngå konsekvensene kan være høyere enn utgiftene. Det karakteriseres som en indirekte metode fordi for eksempel fraflyttingskostnader ikke direkte kan relateres til for eksempel produksjonsendringer eller tiltakspakker. Vi kjenner ikke til at metoden er brukt for å beregne miljøkostnader som sådan for vannressurser i Norge, selv om fraflyttingskostnader i forbindelse med vannkraftutbygging kan være et eksempel.

<sup>21</sup> For eksempel: Ward et al. (1996). "The economic value of water in recreation: evidence from the California drought." Water Resources Research 32(4): 1075-1081.

<sup>22</sup> Leggett og Bockstael (2000). "Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices." Journal of Environmental Economics and Management 39: 121-144.

## Valg av metode

Valg av verdsettingsmetode avhenger av krav til nøyaktighet og hvilke analysekostnader som kan forsvares (ikke gjøre en Paretorelevant eksterneffekt Paretoirrelevant). Generelt er det slik at de kostnadsbaserte og markedsprisbaserte verdsettingsmetodene er mindre ressurskrevende (tilbakeføringskostnader, forebyggende kostnader). Til gjengjeld gir de ikke teoretisk korrekte verdsmål basert på betalingsvillighet.

Verdsettingsmetodene basert på betalingsvillighet, målt enten direkte (CV) eller indirekte (TC, HP), gir teoretisk korrekte mål, men er avhengige av større utvalg for å gi pålitelige resultater. Det kan øke undersøkelseskostnadene, selv om metodene er velprøvde. Metodene basert på oppgitte preferanser målt indirekte (CE, CA, CR) gir også betalingsvillighetsmål, og krever mindre utvalg, men er til gjengjeld mindre utprøvde enn for eksempel CV.

Der verdsettingsmetoder skal brukes til å fastsette miljøavgifter stilles de høyeste kravene til nøyaktighet. Contingent valuation (CV) er som metode mest utprøvd i Norge for vannressurser (Magnussen 1997), samt har faglig anerkjente kvalitetskrav internasjonalt (Arrow et al. 1993).

## Overføring av verdsettingsestimater mellom nedbørfelt nasjonalt og internasjonalt

Gitt fristene i Rammedirektivet (tidsbegrensning) og kostnadene ved å gjennomføre nye verdsettingsstudier (ressursbegrensning) og antall nedbørfeltdistrikter (behov) vil overføring av eksisterende verdsettingsestimater sannsynligvis måtte bli en hyppig brukt metode under implementering i Norge. De aller fleste nedbørfeltdistrikter vil ikke ha tidligere verdsettingsstudier, eller kunne gjennomføre nye verdsettingsstudier, i forbindelse med økonomisk analyse av full kostnadsdekning og nyttekostnadsanalyse av unntak fra Rammedirektivets krav om ”god økologisk status”. I forbindelse med demoprojekter for Rammedirektivet i Storbritannia anbefaler en tre-trinnsprosess i forhold til å vurdere nytten av miljøforbedringer (Andrews et al. 2002). De er generelt rangert etter stigende kostnad:

- 1) overføring av verdsettingsestimater (benefits transfer)
- 2) konsultasjon med brukergrupper (fokus-grupper)
- 3) originale verdsettingsstudier basert på metoder for oppgitte preferanser.

Forutsetningen for å følge denne prosessen er at det finnes originale verdsettingsstudier for typiske eksterne miljøkostnader av vannbruk som er kvalitetssikret og at de kan tjene som referanseverdier for overføring. Generelt anbefales originale verdsettingsstudier der referanseverdier ikke finnes, eller der konsultasjon med brukergrupper ikke kan begrunne at tiltakskostnadene for å oppnå ”god økologisk status” er signifikant større eller mindre enn miljøkostnadene ved lavere miljømål.

Kvalitetskravene til slike referansestudier innen verdsetting er godt illustrert i EVRI-databasen<sup>23</sup>, som har som langsiktig mål å kvalitetssikre og gjøre elektronisk tilgjengelig verdsettingsestimater for ulike miljøgoder for ulike land. Databasen inneholder i dag relativt mange verdsettingsreferanser for vannbasert rekreasjon. De fleste er imidlertid fra Canada og USA og representerer i mindre grad vannressursproblematikk som er viktigst for Norge (for eksempel vannkraft). EVRI ble i sin tid etablert av Environment Canada og USEPA. EVRI har i dag flere institusjonelle sponsorer, bl.a. EU-kommisjonen, som støtter innlegging av flere europeisk referansestudier. Det vil kunne bli et viktig redskap for vurdering av miljøkostnader under Rammedirektivet innen EU landene.

Parallelt er det gjennomført internasjonale ”benefit transfer” studier for å teste overførbareheten av verdsettingsestimater mellom land for å vurdere pålitelighetene av overføring av slike referanseverdier

---

<sup>23</sup> Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI). <http://www.evri.ec.gc.ca/evri/>

mellom land<sup>24</sup>. Dette arbeidet er kommet lengst for "Contingent Valuation" som er den eneste verdsettelsesmetoden der det er utført systematisk testing av påliteligheten i å overføre betalingsvillighetsestimater fra ett nedbørfelt til et annet i Norge<sup>25</sup>. Foreløpige konklusjoner tyder på at overføring av verdsettelsesestimater - for eksempel tilknyttet helse-effekter av badevannsforurensning - kan være tilstrekkelig pålitelige mellom nedbørfelt innen samme land og mellom vannressursbrukere fra relativt "like"<sup>26</sup> land som innen EU. Dette gjelder for vanlig nøyaktighetskrav som stilles av forskere til en nyttekostnadsanalyse av tiltak. Overføringsfeil mellom nedbørfelt innen ett land og mellom EU-land ligger typisk i området +/-30-40% av gjennomsnittlig betalingsvillighet i en originalstudie på stedet. Om slik usikkerhet også er akseptabelt for forvaltningsmyndigheter i Norge er et empirisk spørsmål. Studiene viser samtidig at en vet relativt lite om hvilke sosioøkonomiske faktorer som fører til forskjeller mellom brukere i ulike land og at "benefit transfer" ikke er noen erstatning for originale verdsettelsesstudier i nedbørfeltet der tiltak eller unntak fra miljømål skal vurderes. I litteraturen anbefales det også at originale verdsettelsesstudier ligger til grunn for eventuell fastsettelse av miljøpriser/miljøavgifter, både av nøyaktighetshensyn og av hensyn til troverdighet blant brukerinteressene (Brookshire og Neill 1992).

---

<sup>24</sup> Internasjonale benefit-transferstudier omfatter bl.a.(i) EC (1999). Benefit transfer and economic valuation of environmental damage in the European Union: with special reference to health. Final Report to the DG-XII, European Commission Contract ENV4-CT96-0227, European Commission. (ii) Barton, D. N. (2002). "The Transferability of Benefit Transfer: contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica." *Ecological Economics* **42** (2002)(1-2): 147 - 164.

<sup>25</sup> Norske benefit-transferstudier omfatter bl.a. Magnussen et al. (1995). Overføring av nytte-estimater: status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet, NIVA.

<sup>26</sup> "Like land" er her definert ved kjøpekraftsjustert inntekt og andre sosio-økonomiske variable.

## 4. Prising av vanntjenester som økonomisk virkemiddel

Innen 2010 skal nedbørfeltdistriktene komme med forslag om "full cost recovery" for vanntjenester (art. 9 i EUs Rammedirektiv for Vann; (WATECO 2002)). Denne oppgaven ligger lengst fram i tid av de økonomiske analysene under Rammedirektivet, sannsynligvis fordi innføring av nye økonomiske virkemidler har et større konfliktpotensiale enn bl.a. tiltaksanalyser.

Rammedirektivet viser til at prinsippet om full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning skal gjelde "vanntjenester". Samtidig skal "vannprising gi tilstrekkelige insentiver for at vannressurser brukes økonomisk optimalt (efficiently)". Strengt tolket vil dette si at Rammedirektivet omhandler utelukkende virkemidler relatert til prising av vannuttak og avløp, og for eksempel ikke til prising av *resipient-bruk*, mer generelt og med andre typer virkemidler (for eksempel omsettelige utslippskvoter, miljøavgifter på innsatsfaktorer i landbruket). Dette er såpass uklart i Rammedirektivet og WATECO-veilederen, og såpass viktig for sterkt forurensede nedbørfelt med for eksempel arealavrenning fra jordbruket, at det vil kreve en avklaring.

Hittil har vi vist hvilke kostnadskomponenter som inngår i den norske oversettelsen "full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning" teoretisk og prinsipielt. Her skal vi diskutere noen momenter ved vannprising i praksis som kompliserer det enkle bildet som bl.a. illustreres i figurene med enkle lineære tilbud- og etterspørselskurver for vannressursbruk (uttak, resipient) som baserer seg på ganske strenge forutsetninger. Hvordan disse forutsetningene gjelder for miljøkostnader og virkemidler i miljøpolitikk generelt belyses godt av offentlig tilgjengelige rapporter (NOU 1995), slik at vi her bare fokuserer på noen viktige problemstillinger og begreper for vannressurser.

### 4.1. Alternative vannpriseringsstrukturer - eksempler fra vann- og avløp

NOU 1995:4 definerer "gebyr" som en betaling for offentlig eller privat tjeneste der inntektene normalt ikke skal overstige kostnadene, mens (miljø)avgift viser til betaling for bruk av miljøets resipienttjenester og der avgiftssatsen i prinsippet er fastsatt ut fra den marginale miljøskaden (grensekostnadene ved utslippet). Innen vannforsyning er skillet mellom gebyr ("fee") og avgift ("rate") at avgifter knytter en marginal pris per m<sup>3</sup> (målt forbruk), mens gebyrer er basert på beregninger av gjennomsnittsforgbruk for en standard vannforbruker (en standardbolig uten vannmåler).

Vannprising praktiseres i Norge i dag gjennom Forskrift for kommunale vann- og avløpsgebyrer (FOR 1995-01-10 nr.70). Forskriften gir kommunene anledning til å kreve inn vann- og -avløpsgebyr som ikke overstiger "nødvendige kostnader" på henholdsvis vann- og avløpssektoren. Gebyrene skal baseres på planlagte drifts-, vedlikeholds- og kapitalkostnader for de nærmeste 4 årene. Gebyrene kan beregnes for målt eller stipulert vannforbruk (todelt gebyr inkl. minimumsgebyr), eller med en fast eller variabel del som refererer seg til kommunens faste og variable utgifter. Det kan fastsettes ulike gebyrsatser for avløpsvann som forurensningsmessig avviker fra "vanlig kommunalt avløpsvann".

Er dagens selvkostprising av VA-tjenester i Norge i tråd med prinsippet om full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning? Ifølge data i KOSTRA<sup>27</sup> ved SSB er det bare et fåtall kommuner som bruker vannmåler i dag. Dermed har de fleste kommuner ikke nødvendig måle-infrastruktur til å kunne prise husstanders vannforbruk/avløp optimalt og etter grensekostnadsprinsippet. Det vanligste er tilknytningsavgift med et

---

<sup>27</sup> KOSTRA er SSBs Kommune-Stat-Rapportering



fast årlig gebyr (per m<sup>3</sup> for et fast beregnet forbruk per husstand). Forskriften gir kommunene adgang til å fastsette høyere gebyr der avløpsvann er mer forurenset enn dagens ”normale” krav til kommunen, og åpner dermed for å inkludere (internalisere) miljøkostnader hos brukere av vannforekomster. ”Vanlig kommunalt avløpsvann” er normalt i tråd med EUs Avløpsdirektiv,<sup>28</sup> og vi antar også at i flesteparten av nedbørfelt i Norge er dette tilstrekkelig til å oppfylle målet om ”god økologisk status” i vannforekomstene. Imidlertid vil det være slik at vanlig kommunalt avløp i tillegg til andre kilder til utslipp av næringssalter, kan føre til miljøkostnader. I nedbørfeltet for Morsa står for eksempel kommunalt avløp ”bare” for 12% av biotilgjengelig fosfor, men utslippene skjer i et nedbørfelt med sterke konflikter med interesser som bading og drikkevann. I slike tilfeller vil prising av fosforutslipp være aktuelt ifølge Rammedirektivet, selv om avløpet holder ”vanlig ” kvalitet.

Et annet moment i forhold til Rammedirektivet er at prognoser for kostnader fram til 2015 bør legges til grunn når ressurs- og miljøkostnader beregnes. Eksempelvis vil dette føre til at vannpriser må ta hensyn til planlagte investeringskostnader ved å ta i bruk nye kilder til råvann der etterspørselsprognoser for 2015 tilsier dette.

Det norske regelverket hjemler altså en kombinasjon av engangsbetaling med faste og variable gebyrer eller eventuelt en konstant vannavgift (ved målt forbruk). Disse har ulike egenskaper med tanke på kostnadsdekning, fordelingseffekter, grensekostnadsprising, dynamisk optimalitet<sup>29</sup>, teknisk-administrativ gjennomførbarhet og administrative kostnader (overvåking etc.). Det er nyttig å se den norske VA-prisingsstrukturen i lys av disse kriteriene. En rekke ulike vannprisingssystemer brukes i Europa i dag (Dalhuisen et al. 2002). Dalhuisen et al. (2002) har gjort en vurdering av vannprisingssystemer i 5 europeiske byer med hensyn til kriteriene, der optimal prising (”efficient pricing”) er det kriteriet som er eksplisitt nevnt i Rammedirektivet (art. 9) (tabell 4-1).

Tabell 4-1 Rangering av ulike vannprisingssystemer

Rangeringskriterie	Engangsgebyr (tilknytning)	Fast Gebyr	Variabelt gebyr	Konstant avgift per m <sup>3</sup>	Stigende avgift per m <sup>3</sup>	Synkende avgift per m <sup>3</sup>
Inntektsstabilitet		++	+	-	-	-
Fordeling	-	-	-		++	--
Optimalitet-grensekostnadsprising	--	--	+	++	++	++
Dynamisk optimalitet - nyinvesteringer					++	--
Teknisk-administrativ gjennomførbarhet	++	++	+	-	-	-
Administrative kostnader	+	++	+	-	--	--

Merknad: ++ (--) betyr høyt (lavt) samsvar mellom prisstrukturen og kriteriet. Kilde: oversatt fra Dalhuisen et al. (2002)

Konklusjonen i tabell 4-1 er at ulike gebyrsystemer ikke er samfunnsøkonomisk optimale i forhold til avgifter (kriteriene om grensekostnadsprising og dynamisk optimalitet), men gebyrer har en rekke andre egenskaper som er attraktive, spesielt teknisk-administrativ gjennomførbarhet og lave implementeringskostnader. Stigende avgifter er optimale i forhold til prising av langsiktige ressurskostnader (for eksempel ved å utvinne nye vannkilder). Stigende og synkende vannavgifter brukes ikke i Norge i dag.

<sup>28</sup> NIVA (2002). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway. An evaluation of the Norwegian Approach regarding Wastewater Treatment, NIVA.

<sup>29</sup> Dynamisk optimalitet viser til insentiver til nyinvesteringer i teknologi som fører til optimale økonomisk vannbruk på lang sikt. Grensekostnadsprising viser til økonomisk optimalitet på kort sikt.

Så langt har vi ikke sett på prising av vann til jordvanning og vannkraft. Der jordvanning skjer over kommunalt nett gjelder konklusjonene om prisstrukturene som over. Der jordvanning skjer fra grunnvannsbrønn vil bonden ha noe som tilsvarer en (høy) tilknytningsavgift, men svært lave konstante vannavgifter per m<sup>3</sup>. Jordvanning pålegges ikke miljøavgifter knyttet til direkte resipientbruk (men kan tenkes å bli pålagt indirekte miljøavgifter på resipientbruk, f.eks. relatert til nitrogen-innholdet i kunstgjødsel).

Vann som innsatsfaktor i vannkraft prises gjennom salg av fallrettigheter. Dette har i prinsippet de samme egenskapene som en engangsbetaling for kraftselskapet, og overfor forbruker som faste kostnader som internaliseres i kraftprisen<sup>30</sup>. Vannkraft pålegges imidlertid ikke miljøavgifter på bruk av vannføring og miljøeffekter som eventuelt varierer med denne (for eksempel i fritidsfiske).

## 4.2. Alternative virkemidler for internalisering av miljøkostnader

Full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innebærer ikke nødvendigvis innføring av miljøavgifter på utslipp, fordi miljøkostnader også kan internaliseres av forurenserne ved hjelp av pålagte eller omsettelige utslippskvoter eller eventuelt miljøavgifter på forurensende innsatsfaktorer.

Pålagte utslippskvoter er godt kjent i Norge fra utslippskonsesjonene som gis av SFT til kommunale og industrielle utslipp.

Omsettelig utslippskvoter er et virkemiddel som er lite anvendt innen vannforurensning, men er best kjent for at det er tatt i bruk i forbindelse med etableringen av et marked for omsettelige utslippskvoter for svovelutslipp i USA. De er dessuten mye diskutert i forbindelse med Kyoto-protokollen om reduksjon av klimagasser. I dette markedet har en fått bekreftet at industrier med lavere utslipp og renskostnader selger sine kvoter til industrier med høyere renskostnader. Dette skaper dynamiske insentiver for investering i bedre renseteknologi og samlede utslipp blir på sikt lavere enn ved et vanlig system med ikke-omsettelige utslippstillatelser (Hanley et al. 1997).

En rekke forutsetninger gjelder for at de skal tas i bruk, men den viktigste begrensningen i forhold til vannressursforvaltning er forutsetningen om at miljøskaden må skyldes "uniform spredning", dvs. at den marginale skaden er lik per utslippsenhet for alle forurenserne (NOU 1995:4). Markedet for omsettelige kvoter må etableres for hvert nedbørfelt for at dette kriteriet skal være oppfylt, slik at nedbørfeltene bør være store med mange nok vannbrukere for at den samfunnsøkonomiske gevinsten skal være stor nok i forhold til kostnadene ved å etablere en helt ny virkemiddeltype. Med de fysiske, kjemiske og økologiske variasjonene i mange vassdrag er det vanskelig å oppfylle dette kriteriet uten datakrevende modellering som kan regne om vannforekomst-effektene av ulike forureningskilder slik at de er sammenlignbare. De fleste nedbørfelt er for små til at en i Norge i dag vil kunne vurdere omsettelige kvoter som et aktuelt virkemiddel.

Frivillige avtaler er et alternativ til miljøavgifter og kvoter i situasjoner der rettigheter til forurensning eller inngrep i vannressurser er veldefinerte. Videre må aktørene som forårsaker inngrepet/forurensningen og de skadelidende brukerne av vannressursen kunne inngå avtaler og overvåke hverandres adferd til relativt lave kostnader (transaksjonskostnadene ved avtalene er lave i forhold til å innføre avgifter eller pålagte kvoter). Der prinsippet om at forurenseren skal betale (FSB) praktiseres har det i praksis vært lite anvendt, selv om

---

<sup>30</sup> Slike faste kostnadselementer er normalt uavhengig av årlig variasjon i vannbruk, og vil derfor gi mindre fullstendige insentiv for endring av atferd.

det såkalte Coase-teoremet<sup>31</sup> viser at en situasjon der den skadelidende betaler forurenseren for ikke å forurense er like økonomisk optimal som at forurenseren betaler den skadelidende for å akseptere skaden. Hvem som betaler hvem under slike avtaler er altså hovedsakelig et spørsmål om hvem som innehar rettighetene til bruk av vannressursen.

Valget mellom utslippskvoter og miljøavgifter i en forvaltningsplan for et nedbørfelt vil avhenge av formen på tiltakskostnadene og etterspørsel etter miljøkvalitet, og en rekke andre egenskaper ved nedbørfeltet. Generelt bidrar alle disse hensyn til å øke de administrative kostnadene ved implementering av det virkemidlet som skal velges (også kalt transaksjonskostnader i økonomisk teori) (Easter et al. 1999). Disse hensynene oppsummeres her basert på en omfattende vurdering gjennomført av Virkemiddelutvalget (NOU 1995:4):

- Usikkerhet om stokastiske endringer i vannressursene (pga. for eksempel klimaendringer)
- Myndighetene vet mindre enn forurenserne om tiltakskostnader (skjev informasjon)
- Flere forureningskilder
- Vanskeligheter med å måle utslipp
- Variasjon i miljøskadene fra ulike utslippskilder
- Langsiktige miljøskader (for eksempel miljøgifter)
- Flere miljøproblemer er avhengige av hverandre
- Markedsmakt i produktmarkedene (monopoler blant vanntjenestene)

I figur 4-1 ser vi at optimal fastsettelse av en miljøavgift på forurensende utslipp avhenger av hvilke typer rens tiltak som tas i bruk og brattheten på de marginale renskostnadene. Vi ser at dersom myndighetene kjenner formen på tiltakskostnadskurven og effekten av tiltakene på vannforekomstkvalitet, samt betalingsvillighet for miljøkvalitet, kan fastsettelse av utslippskvote/tillatelse (som tilsvarer en tilstand Q i vannforekomsten) være like samfunnsøkonomisk optimalt som miljøavgifter. Det avgjørende blir usikkerheten om effekten av renskostnader i forhold til usikkerheten om betalingsvillighet for vannkvalitet, og hvor fort de endrer seg i forhold til hverandre med endringer i vannkvalitet.

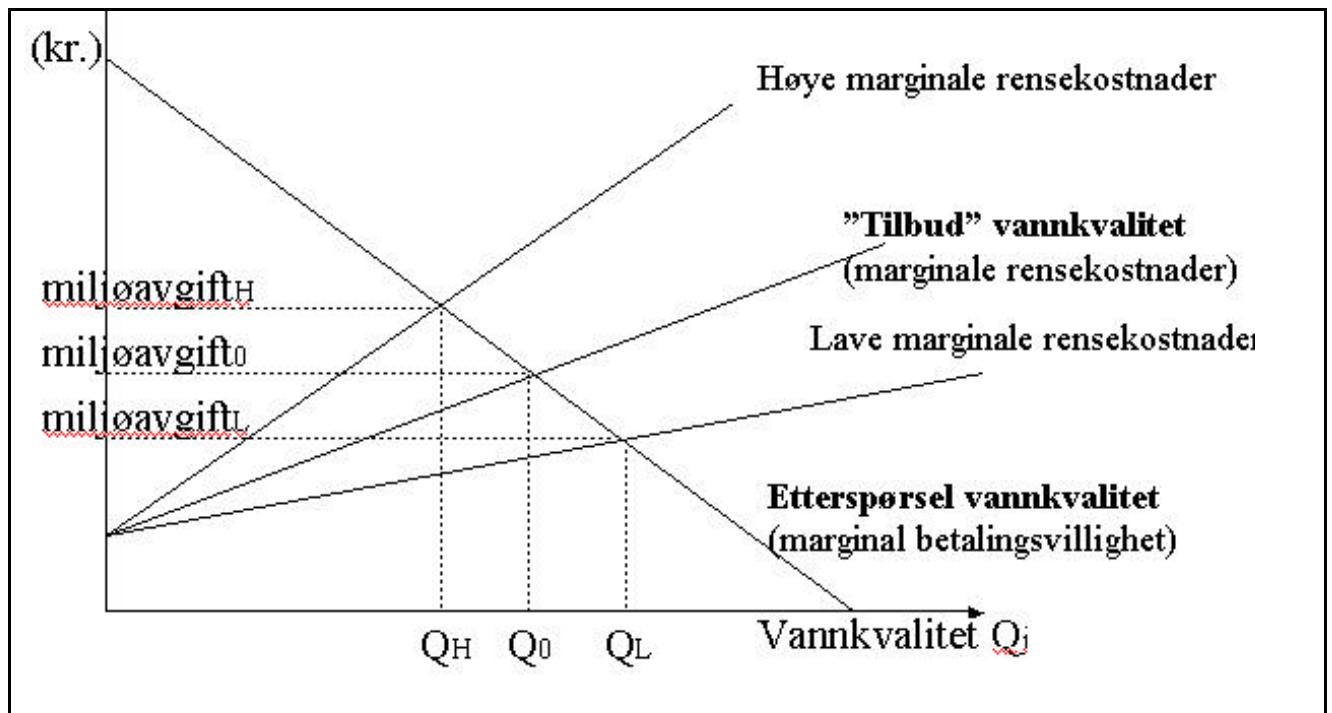
Det er med andre ord et empirisk spørsmål hva som skal velges fra nedbørfelt til nedbørfelt, og det er ikke mulig å konkludere generelt med at miljøavgifter kan (eller ikke kan) erstatte utslippstillatelser i noen nedbørfelt der administrative kostnader legger til rette for det.

Et mer realistisk bilde av både faktiske tiltakskostnader og betalingsvillighet for vannkvalitet kunne se ut som i figur 4-2 i et nedbørfelt som Morsa – et av nedbørfeltene i Norge med best informasjon om både tiltakskostnader og betalingsvillighet for vannkvalitet (Magnussen et al. 1995; Lyche et al. 2001).

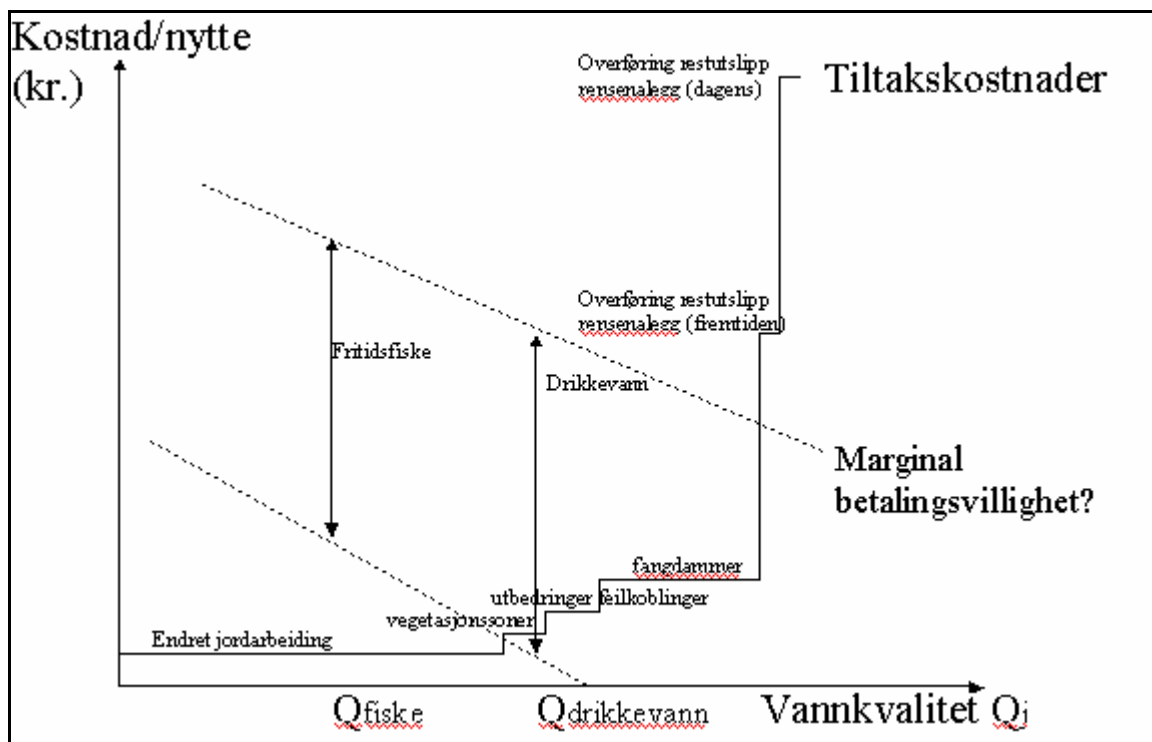
Tiltakskostnader er her vist som et ”trappetrinn” som er måten de vanligvis rapporteres i en kostnadseffektivitetsanalyse. Her er det ikke vist noe usikkerhet forbundet med tiltakskostnadene, men i praksis vil dette være tilfellet. Det finnes kanskje to verdsettingsstudier som kan brukes direkte (uten ”benefit transfer”) for dette nedbørfeltet – ett for betalingsvillighet for drikkevann og ett for fritidsfiske. Dette gir oss to usikre estimater - i stedet for en heltrukken kurve for marginal betalingsvillighet for vannkvalitet har vi et lavt og et høyt estimat på etterspørselen etter drikkevann og fritidsfiske representert ved to stiplede linjer i figuren (et usikkerhetsområde illustrert med pilene). Total betalingsvillighet for å oppnå drikkevannskvalitet ( $Q_{\text{drikkevann}}$ ) og fritidsfiske ( $Q_{\text{fiske}}$ ) er usikkert blant annet fordi vi ikke vet for hvilke deler av vassdragene betalingsvillighet for en bestemt vannkvalitet gjelder .

---

<sup>31</sup> Coase-teoremet danner det teoretiske grunnlaget for dette alternativet (Coase, 1960) ”The Problem of Social Cost”, Journal of Law and Economics, 3. 1-44.



Figur 4-1 Miljøavgift eller utslippskvote?



Figur 4-2 Et mer realistisk bilde kunnskap om miljø- og tiltakskostnader?

Likevel må informasjonen vurderes i forhold til anvendelse under Rammedirektivet. Det er her utilstrekkelig informasjon for å bestemme optimale miljøavgifter evt. for avrenning fra landbruket, ei heller kan en si om avgifter vil være et mer optimalt virkemiddel enn utslippstillatelser, eller regulering av renseteknologi eller driftsform (spredt bebyggelse, jordbruk). Til det er usikkerheten ved tilgjengelig informasjon om betalingsvillighet, som illustrert i figuren, for stor. Imidlertid er det gjennomført en tiltaksanalyse som definerer en kostnadseffektiv tiltakspakke, avhengig av ved hvilken vannkvalitet (Q) ”god økologisk status” bestemmes. Det er også muligens tilstrekkelig informasjon til å bestemme – i en nyttekostnadsanalyse – om tiltakskostnadene er uforholdsmessig store i forhold til betalingsvillighet for drikkevannskvalitet og fritidsfiske<sup>32</sup>. Her ser det ut som betalingsvillighet kan være høyere en tiltakskostnadene ved de aktuelle kvalitetsnivåene.

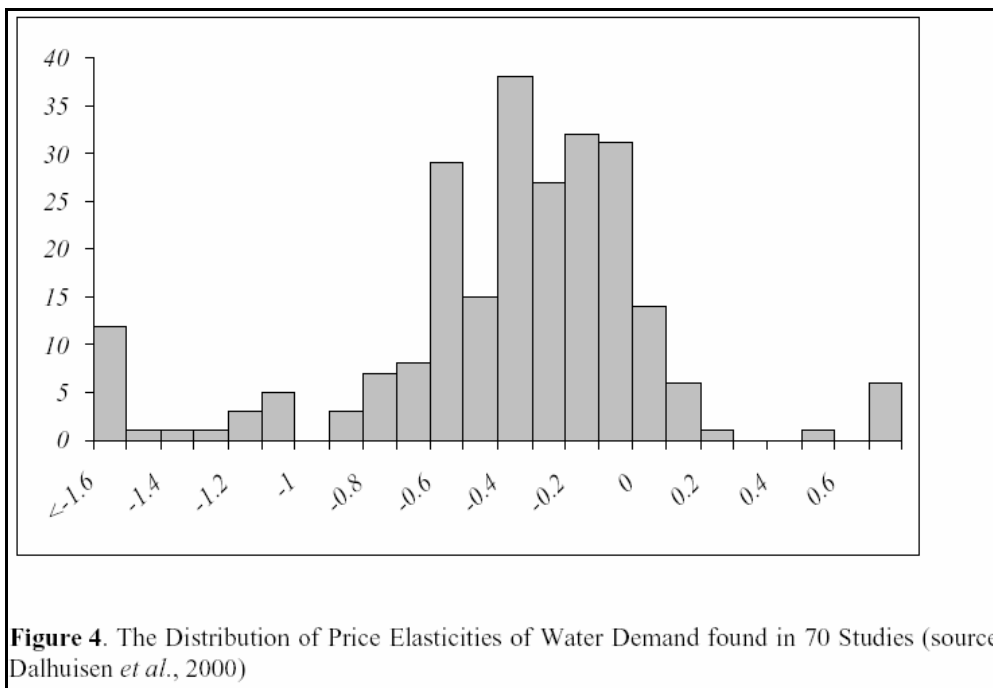
I mange nedbørfelt i Norge vil bare deler av tiltakskostnadskurven kunne beregnes uten helt nye tiltaksanalyser, og det vil ikke finnes originale verdsettingsstudier. Dette setter begrensninger på mulighetene man har – basert på eksisterende data - til å vurdere om tiltakskostnader er uforholdsmessig høye (”disproportionate”) i forhold til nytten ved tiltaket, og om Norge har grunnlag for søke om unntak fra Rammedirektivets mål for bestemt vannforekomster (”derogations”).

### 4.3. Prognoser for vannforbruk

Prognoser for tilbud og etterspørsel etter vanntjenester skal gjøres i den økonomiske analysen under Rammedirektivet (artikkel 5). Korrekte prognoser for etterspørsel etter vann avhenger av korrekte befolknings- og forbruksprognoser. Kunnskap om hvordan husholdninger og andre vannforbrukere vil reagere på eventuelle endringer i vannpris er sentralt. Dette kan beskrives ved ”etterspørselastisiteter”. Ved å studere hvordan vannforbruk hos de enkelte husstander eller bedrifter varierer med endringer i vannavgifter (pris på målt vannforbruk), kan en kvantifisere den prosentvise endringen i vannforbruk ved en prosentvis endring i vannavgiften. Priselasititeter ( $e$ ) skal ifølge økonomisk teori være negative for normale goder, der  $e = 0$  betyr totalt inelastisk,  $e = -1$  betyr at en %-vis endring i pris fører til lik negativ %-vis endring i forbruk, og  $e < -1$  der etterspørselen er elastisk. I figur 4-3 ser vi variasjon i priselasititeter fra 48 studier fra hele verden (Dalhuisen et al. 2002). Flesteparten av studiene viser negative priselasititeter. Unntakene skyldes ikke optimale tilpasninger av forbrukere som resultat av lokale vannprisingssystemer, samt noen problemer med de statistiske modellene som brukes (Dalhuisen et al. 2001). Husholdningenes etterspørsel etter drikkevann er stort sett pris-inelastisk, noe som til en viss grad skyldes at en del av vannet til husholdningsforbruk er et nødvendighetsgode. Dette gjelder særlig vann av drikkevannskvalitet som er garantert av myndighetene gjennom nødforsyning, og dermed ikke avhenger av pris i det hele tatt.

---

<sup>32</sup> Nytte-kostnadsvurderinger blir aktuelle for å vurdere ”disproportionate costs” og unntak fra Rammedirektivets miljømål under bestemmelsen om ”heavily modified water bodies” (HMWB) (art 4.3). Direktivet gjelder bare hydro-morfologiske endringer i vannressurser, og følgelig ikke tiltak mot forurensning. Eksemplet med en nytte-kostnadsvurdering av en tiltakspakke mot eutrofiering i Morsa er derfor bare som illustrasjon.



**Figure 4.** The Distribution of Price Elasticities of Water Demand found in 70 Studies (source Dalhuisen *et al.*, 2000)

*Figur 4-3 Variasjon i priselastisiteter i etterspørsel etter drikkevann (horisontal akse angir priselastisitet, og vertikal akse angir antall estimater som er funnet i forskningslitteraturen for en gitt elastisitet). Kilde(Dalhuisen, Groot et al. 2002)*

Ifølge SSB<sup>33</sup> finnes det ingen studier i Norge som har vurdert etterspørselselastisiteter for vann. I oversiktsstudien fant Dalhuisen *et al.* (2001) at bare 5 studier på verdensbasis var fra Europa. Dette henger sannsynligvis sammen med at gebyr-baserte systemer som er vanlige i Europa, ikke gir nødvendig statistikk om individuelt vannforbruk som behøves for å kunne beregne priselastisiteter (og etterspørselskurver) for vann. Enkelte kommuner på Østlandet har begynt å innføre vannmålere og vannavgifter på målt forbruk, og over tid vil det være mulig å vurdere hvor prisfølsomme norske husstanders vannforbruk er for prisendringer.

Studier knyttet til prisfølsomhet er utført for etterspørselen etter kraft i Norge (Johnsen og Lindh 2001). Disse kan brukes til indirekte å avlede følsomheten av nedtapping av vannmagasiner til vannkraft som dominerer strømforsyningen i Norge (økende andel import vil redusere denne følsomheten). Studiene viser at forbruksreaksjonene er små. På alminnelig forsyning i Norge er elastisiteten på - 0.02 til - 0.03 på kort sikt. På lenger sikt (16 uker) faller forbruket med 5% med en fordobling av kraftprisen ( $\epsilon = -0.05$ ). Både innen vann- og kraftforsyning betyr lav prisfølsomhet at virkemidler som miljøavgifter overfor sluttforbruker må være relativt høye i forhold til dagens vannpris for å føre til endringer i forbruk.

Kan vi overføre resultater om prisfølsomhet av vannforbruk mellom land eller nedbørfelt? Spørsmålet er relevant på samme måte som "benefit transfer" av verdsettingsestimater som ble diskutert tidligere.

Dalhuisen *et al.* (2001) studerte hvilke forskjeller mellom studiene som førte til systematisk variasjon i priselastisiteter på tvers av ulike "vannmarkeder" (i en såkalt meta-analyse). Variabler av betydning var

- klimatiske (måned, sesong, sommer/vinter, Vest-USA eller ikke),
- økonomiske (befolkningstetthet, husholdningsstørrelse, inntekt, landets BNP/capita, kommersiell versus husholdningsforbruk),
- relatert til prissystemet (økende blokk-prising eller ikke, nivå gjennomsnittspris) samt
- metode-relaterte.

<sup>33</sup> Personlig kommunikasjon Tone Smith, SSB

Konklusjonene er at priselastisiteter for vannforbruk også vil være stedsavhengige, men muligens på landsbasis, og for en bestemt prisstruktur, heller enn på nedbørfeltnivå. Det er også klart at det i Norge i dag ikke finnes tidligere studier som kan brukes som empirisk grunnlag for prognosene for vannforbruk, og effekten av endringer i vannpriser, som kreves under Rammedirektivet.

#### 4.4. Prising og monopoler i vanntjenestene

På grunn av svært høye investeringskostnader forbundet med ledningskapasitet vil det vanligvis bare være en tilbyder av vannforsynings- og avløpstjenester i et distrikt. Vann er fysisk vanskelig å transportere, noe som gjør at vannmarkeder vanskelig lar seg opprette uten betydelige investeringer og fordelmessig topografi. Vanntjenester er derfor eksempler på "naturlige monopoler"<sup>34</sup>, og dette fordrer noen ord i forhold til effekten av eventuelle miljøavgifter. Det er karakteristisk for "naturlige monopoler" at tilbudskurven og grensekostnadskurven faller med vannforsyningsnivået inntil uttakskapasitet er nådd. Problemet med prising fra monopoler er at produsenten har mulighet til å differensiere prisen for ulike grupper og – uten statlig regulering/deltagelse – ta "unormal" profitt. Monopoler vil i utgangspunktet også produsere mindre enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt, og må i prinsippet subsidieres for at produksjonen skal ligge på et nivå der grensekostnader er lik marginal betalingsvillighet. Løsningen i Norge har vært statlig eie av monopoler som i kraftbransjen og kommunal VA, der investeringer og drift kan subsidieres, brukeravgifter reguleres og/eller "superprofitten" tilføres staten eller tilbakeføres forbrukerne gjennom fordelingsmessige tiltak. For eksempel mottar noen vannverk overføringer for å operere under vanskelige naturlige forhold<sup>35</sup>. Ved innføring av eventuelle miljøavgifter vil eventuelle driftssubsidier til vanntjeneste-ytere måtte revurderes, da virkemidlene vil kunne være motstridende (Baumol og Oates 1988).

Prisstrukturen i naturlige monopoler vil kunne være lite egnet for implementering av miljøavgifter der for eksempel tilknytningsgebyr er relativt høyt i forhold til brukeravgifter, noe en for eksempel ser i et annet naturlig monopol – fast-telefoni. De fordelingsmessige effektene for forbrukere av nye avgifter forsterkes i en monopolsituasjon. Miljøavgifter på vanntjeneste-produsenter som har en dominerende stilling vil også overføres på forbrukerne avhengig av hvor elastisk forbruket er i forhold til pris. Vi så tidligere at priselastisiteten er lav for husholdningers bruk av VA-tjenester<sup>36</sup>. Miljøavgifter vil – dersom etterspørselen er inelastisk – ha en sterk proveny-effekt (det vil si: skaffe inntekter til innkreveren) og relativt liten miljø-effekt. Det er imidlertid for få (ingen) empiriske data i Norge i dag til å trekke en slik generell konklusjon for alle vanntjenester.

---

<sup>34</sup> Kraftmarkedet er ett unntak når det gjelder vannkraft som bruker av vanntjenester, men her er det el-kraft heller enn vannet som selges.

<sup>35</sup> Personlig kommunikasjon Folkehelseinstituttet

<sup>36</sup> Priselastisiteten til bruk av avløps-tjenester vil vanligvis kunne avledes fra elastisiteten for vannforbruk der det er lite systemtap av vann (f.eks. til hagevanning, bilvask etc. for private husholdninger)

## 5. Eksempler på prising av vanntjenester internasjonalt

I dette kapittelet presenteres kort eksempler på prising av vanntjenester internasjonalt. Eksempelene er valgt fordi de er av interesse for:

- Full kostnadsdekning
- Vannprising som virkemiddel

Hensikten med dette kapittelet er å vise til systemer for vannprising og virkemiddelbruk som ikke er utprøvd i Norge, med den hensikt å lede til diskusjon om slike virkemidler og løsninger er relevante for Norge under implementering av Rammedirektivet. Eksempelene er derfor anekdotiske heller enn uttømmende. De aller fleste eksemplene er hentet fra andre europeiske land fordi vi anser at disse har størst overføringsverdi.

### 5.1. Frankrike

I Frankrike er vanntjeneste-sektoren liberalisert (delprivatisert). Kommunene kan legge ut drift, vedlikehold, og investering i nye vannverk gjennom langsiktige ”franchising”-avtaler/konsesjoner. Tilnærmet alle husstander har vannmåler. Frankrikes Vannlov fra 1964 delte landet inn i 6 nedbørfeltdistrikter med differensierte økonomiske virkemidler avhengig av bruker og område (Spulber og Sabaghi 1997; Agence\_de\_l'Eau 1999). I 1995 kom 14.5% av nedbørfeltforvaltningens ressurser fra nasjonale øremerkede skattemidler, 1% fra et nasjonalt vannfond og resten var selvfinansiert gjennom vann- og miljøavgifter i hvert nedbørfeltdistrikt (Spulber og Sabaghi 1997).

Eksempelene på virkemiddelstrukturen som det refereres til her, stammer fra Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (AERMC) i sørøst-Frankrike. Følgende virkemidler brukes i forvaltning av AERMCs:

- ”Tappeavgift” for avledning av vann<sup>37</sup>
- ”Avledningsavgift” for bruk av vann i vannkraft<sup>38</sup>
- Forurensningsavgift for husholdninger<sup>39</sup>
- Forurensningsavgift for industri og næringsvirksomhet
- Subsidier til avløpsverk for rense-effekt<sup>40</sup>
- Overføring til avløpsverk for utvikling av bedre renseløsninger<sup>41</sup>
- Subsidier til jordbruksdrift for selvrappotering om bruk av kunstgjødsel fra avløpslam.<sup>42</sup>

Vi ser her kort på hvilke parametre som brukes i avgiftene og gebyrene. Gjennomgående er avgiftene basert på målt vannuttak, forbruk, og utslipp multiplisert med en rekke koeffisienter:

$$R=A*C*T$$

R= avgift

A= målt vannuttak, forbruk, og utslipp

C= koeffisienter for geografisk sone, brukertype etc.

T= marginalt avgiftsnivå (Franc/m<sup>3</sup>)

---

<sup>37</sup> ”redevance por prélèvement d'eau dans la ressource”

<sup>38</sup> ”redevance de dérivation”

<sup>39</sup> ”redevance de pollution domestique”

<sup>40</sup> ”prime pour épuration des collectivités”

<sup>41</sup> ”aide au bon fonctionnement de l'assainissement des collectivités”

<sup>42</sup> ”aide a l'exploitation pour l'auto-surveillance des épandages de boues d'épuration”



Generelt ser vi av informasjonen som kreves for å fastsette avgiften at det viktigste er målt uttak og utslipp; der koeffisientene for å fastsette avgiftnivået beregnes basert på gjennomsnitt for sektor, bruker, og geografiske soner (basert på modellberegninger som oppdateres jevnlig).

#### ”Tappeavgift” for avledning av vann beregnes ut fra følgende faktorer

- Oppsamlingsfaktor (differensiert etter geografisk sone, overflate eller grunnvann)
- Forbruksfaktor (differensiert etter sektor: husholdning, industri uten renseverk, klima-anlegg/fjernvarme, jordvanning, kjøleanlegg). Basert på gjennomsnittlig beregnet tap fra fordamping og evapotranspirasjon fra de ulike vannbrukersektorene.
- Restitusjonsfaktor (differensiert geografisk etter geografisk sone, overflate eller grunnvann). Restitusjon er forskjellen mellom oppsamling og forbruk, eller vannet som føres tilbake fra bruker til vannsyklusen.
- Særagift for uttak av råvann til drikkevann

#### ”Avledningsavgift” for bruk av vann i vannkraft beregnes ut fra følgende faktorer

- Lengde på strekning i vassdraget med endret vannføring (i antall km)
- Tørrleggingsfaktor (gjennomsnittlig årlig vannavledning delt på gjennomsnittlig flerårig naturlig vannføring)
- Koeffisient for vannføringsklasse (delt inn i 0-1000 m<sup>3</sup>/s)
- Avgiftnivå bestemt årlig

Dersom total beregnet avgift er lavere enn et visst nivå kreves den ikke inn fra operatør; i praksis gjelder dette for små vannverk

#### Forurensningsavgift for husholdninger beregnes ut fra følgende faktorer

- Faktor for henholdsvis ”permanent befolkning” og ”sesongmessig befolkning” (for eksempel turisme)
- Faktor som avhenger av urban tetthet
- Faktor for kommunalt vs. privat anlegg
- Faktor som avhenger av miljøskade (franc / innbygger; varierer med beregnet effekt i lokale vannforekomster)
- Faktor som varierer med kostnader i ledningsnett
- Faktor som er avhengig av totalt vannforbruk i kommunen.

Det beregnes en forurensningsavgift per m<sup>3</sup>. Kjøpere av kommunale rensetjenester (syndikater bestående av kommuner) kan også velge gjennomsnittlig gebyr for alle tilknyttede husholdninger.

#### Forurensningsavgift for industri og næringsvirksomhet beregnes ut fra følgende faktorer

- Totalutslipp (liter/dag)
- Forurensningskoeffisient (differensiert etter type utslipp beskrevet med en klassifisering av total suspendert materiale, BOD, nitrogen- og fosforkonsentrasjon, miljøgifter, saltholdighet).
- Renseeffekt i eget renseverk
- Netto beregnet utslipp
- Miljøavgift

Miljøavgiften er beregnet på en slik måte at det er synlig for industrien hvordan egen innsats i økt renseseffekt reduserer den marginale miljøavgiften.

Det franske systemet beregner avgifter både for ressurs- og miljøkostnader basert på grensekostnadsprinsippet, og er således i samsvar med kravene i Rammedirektivet. Systemet bygger på en (nesten) selvfinansierende nedbørfeltforvaltning som er utviklet over mer en 30 år. Som eksempel ligger det

altså fjernt fra den norske forvaltning av vannressurser i dag, men illustrerer en tilnærming til prinsippet om full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning.

## 5.2. Tyskland, Belgia og Nederland: "polluting units"

I Tyskland, Belgia og Nederland baserer avgiftene seg på utslipp i en såkalt "polluting unit" (p.u.) (SOU 2002:105). Avgiften betales per p.u. og alle avgiftsbelagte stoffer relateres til denne p.u. Ulike funksjoner benyttes i de ulike landene for å relatere utslipp av ulike stoff til p.u. De stoffer (eller de miljøpåvirkninger) som kobles på denne måten er:

Tyskland: volum, COD, P, N, AOX, tungmetaller

Belgia: Volum, SS, COD, N, P, tungmetaller, kjølevann

Nederland: COD, N, P, tungmetaller, sulfat, klorid.

Der COD er konsentrasjonene av oksygenforbrukende stoff, P, N, sulfat, klorid er konsentrasjonen av respektive fosfor, nitrogen, sulfat og klorid, og tungmetaller er konsentrasjonen av tungmetaller.

Det belgiske systemet benyttes i dag bare for renseverksutslipp basert på volum vannbruk, bruken for industri ble for komplisert (ihht. SOU 2002:105). Før 1991 benyttet en dog p.u. for industrien og de baserte da avgiften på en beregning av utslipp av enkelte forurensende stoff:

Avgift =

$$\text{Tariff} * (\text{Volum vann} * 10^{-6} * \text{SS} + 10^{-6} * \text{BOD} + 7 * 10^{-7} * \text{COD} + 10^{-3} * \text{X} + 10^{-2} * \text{Hg} + 10^{-4} * \text{N} + 10^{-4} * \text{P})$$

Der SS er konsentrasjonen av suspenderte partikler ("suspended solids"), BOD og COD er konsentrasjonene av oksygenforbrukende stoff, X er summen av konsentrasjonen av arsenikk, krom, kobber, bly, nikkel, sølv og sink; Cd, Hg, N og P er konsentrasjonen av henholdsvis kadmium, kvikksølv, nitrogen og fosfor.

Beregningen viser en mulighet for å utforme avgifter basert på vektning av utslipp av ulike stoff basert på deres respektive effekter på miljøet. Ovenstående vektning kan naturligvis ikke benyttes i Norge. Utarbeiding av et vektningssystem må være nøye underbygd av studier om effekter og utslippsmengder tilpasset det enkelte land (eventuelt nedbørfelt).

## 5.3. Costa Rica

Costa Rica har vært et foregangsland blant utviklingsland i å utprøve økonomiske virkemidler tilknyttet forvaltning av verneområder. Skogloven<sup>43</sup> etablerer fire miljøtjenester ("environmental service payments" - ESP) som i prinsippet gir jordeiere rett til kompensasjon (Sage et al. 2001):

- Opptak og lagring av CO<sub>2</sub>
- Vern av vannkilder av betydning for drikkevann og vannkraft
- Vern av biologisk mangfold
- Landskapsvern

Et nasjonalt skogfond (FONAFIFO) er etablert og dagens system er implementert på nasjonalt nivå for miljøtjenester forbundet med opptak av CO<sub>2</sub> i skog. Det finnes betydelige metodiske og praktiske utfordringer med operasjonaliseringen av de andre tre miljøtjenestene definert i loven, men en er kommet

---

<sup>43</sup> Ley Forestal 7575 (1996)

lengst med kompensasjon for vern av vannkilder, der enkelte kommuner og vannkraftprodusenter har tatt initiativet før et nasjonalt system for betaling for vanntjenester er kommet på plass.

Enkelte vannkraftprodusenter betaler også jordeiere for skogvern i øvre deler av nedbørfelt oppstrøms elvekraftverk. Et annet eksempel er et kommunalt VA-verk i Heredia - en større forstad til hovedstaden San José – som har innført en ekstra miljøtjeneste-avgift i vannregningen til husholdninger og industri. Provenyet settes inn i et rentebærende fond som gir ”miljøtjeneste-betaling” til gårder i byens øvre nedbørfeltet som verner skog og vegetasjonsdekke. Miljøtjeneste-betalinger er prioritert i arealer som fungerer som infiltrasjonsområder for grunnvann som igjen brukes til drikkevann i Heredia (Barrantes og Castro 1999).

Det første eksemplet trekkes fram for å illustrere private avtaler der ressurskostnader blir internalisert mellom aktørene. Det siste eksemplet trekkes fram som en illustrasjon på en kombinert miljø- og ressursavgift for vann til husholdninger som er øremerket de som sikrer naturlig forsyning av drikkevann. Det foregår mye forskning i Verdensbanken og den Interamerikanske Utviklingsbanken for å se på ESP som generelt virkemiddel. Det avhenger av at eiendomsrettighetene til skogdekket og effektene av gårdsdrift på vannforekomster er allokert til landbruket og ikke brukerne av vannforekomsten nedstrøms. Dette representerer i praksis et unntak fra prinsippet om at forurenser betaler.

Kompensasjon av jordeiere for ikke å påføre vannressursbrukere nedstrøms skade er et eksempel på anvendelse av Coase-teoremet som vi så tidligere. Jordeiere har de facto retten til å disponere deres egen eiendom slik de ønsker (f.eks. til skoghogst). Selv om miljølovgivning i Costa Rica også knesetter prinsippet om at forurenseren skal betale, er det i praksis mindre transaksjonskostnader ved å opprette et system for kompensasjon enn for miljøavgifter.

Den norske Forurensningslovens unntak av ”vanlig forurensning” fra landbruket er et eksempel på en slik allokering av rettigheter som både juridisk og de facto må ligge til grunn for at økonomiske virkemidler som miljøtjeneste-betalinger skal kunne settes i verk

## 6. Vannforvaltning i Norge – kort om lover og regler

Bruken av vannforekomstene er svært mangeartet, og når en skal vurdere hva som kan oppnås mht. økonomi og miljø ved økt bruk av prising av vanntjenester, er det viktig å ta i betraktning de mange bruksformål, inngrep og interesser som er knyttet til vannforekomstene.

For å få et bakteppe for vurdering av hvordan prising av vanntjenester vil ”passe inn” i det norske systemet for forvaltning av vannressurser, og hvilke endringer som må gjøres og eventuelle hindringer som må overvinnes, vil vi nedenfor gjengi en del viktig informasjon om lover og retningslinjer knyttet til planlegging og ressursutnytting i henholdsvis vassdrag (og grunnvann) og kystsonen.

Når det gjelder ferskvann gir NOU 1994:12 ”Lov om Vassdrag og grunnvann”, med påfølgende Odelstingsproposisjon (Ot prp nr 39 (1998-99) en grundig innføring i både historisk og nåtidens tankegods rundt (fersk)vannforvaltning i Norge. Selv om det allerede er noen år siden NOU-en ble utarbeidet, er mye av stoffet fortsatt høyst relevant som bakgrunnsstoff for våre vurderinger.

Når det gjelder lover og retningslinjer for planlegging og ressursutnytting i kystsonen, gir rundskrivet ”Lover og retningslinjer for planlegging og ressursutnytting i kystsonen” (Rundskriv T-4/96 fra Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet) og Stortingsmeldingen ”Vern og bruk i kystsona. Tilhøvet mellom verneinteresser og fiskerinæringane” (St.meld. nr 43 (1998-99)) et innblikk i lover og forvaltningspraksis som er av betydning for våre analyser.

Det er viktig å merke seg at vi ikke tar sikte på å gi noe fullstendig bilde av lover og regler som gjelder verken for forvaltning av ferskvann eller saltvann. Vi gjengir bare lover, regler og tankegods som vi anser som nyttig bakteppe for vurdering av innføring av prising av vanntjenester i Norge. Dersom myndighetene bestemmer seg for å innføre prising av vanntjenester, må det foretas en juridisk vurdering av dette i forhold til nåværende lover og regler, og hvilke som eventuelt må endres.

Mange av de aktuelle lovene gjelder både ferskvann og kystsonen/ saltvann. Disse er i hovedsak omtalt under 6.3. ”Forvaltning av kystsonen”. Forurensningsloven, som også gjelder både for forurensning av ferskvann og saltvann, er tatt med som et eget punkt 6.2.

I avsnitt 6.4. gir vi en stikkordsmessig oppsummering av hvordan gjennomgangen av lover og regler kan vurderes i forhold til innføring av vannprising i Norge.

### 6.1. Vannforvaltning i ferskvann

NOU 1994:12 bemerker at det er flere måter å betrakte bruken av vassdragene på. En kan se på bruksformålene (som vannforsyning, kraftproduksjon osv.), eller tiltakene (dammer, broer, lenser osv). En annen betraktningmåte kan være å ta utgangspunkt i hvilke konsekvenser menneskelig virksomhet har for vassdragene, og se på den påvirkning de utsettes for i form av forurensning, temperaturendringer osv.

### ***Bruksområder for vann***

I NOU 1994:12 "Lov om vassdrag og grunnvann" gis følgende oversikt over inngrep og tiltak i vassdrag:

- utgraving (masseuttak)
- oppmudring
- fjerning av stein
- utfylling
- broanlegg (med/ uten brokar)
- kryssing med kabler/ rørledninger (over/ i vannet, i bunnen)
- brygger
- stolper, bøyer og lignende fortøyningsinnretninger
- lenser
- senking av vannstand
- heving av vannstand
- terskel
- dam/ demning
- magasinerer
- vannføringsendringer (omfordeling over tid)
- kunstig basseng
- vannuttak (direkte./ løs/ fast ledning)
- tilføring av vann
- fisketrapp
- sperregitter
- bekkelukking
- kanalisering
- drenering (grøfting/ rørlegging)
- utretting
- forbygging (steinsetting)
- saltfisering (oppumping av saltvann).

Når det gjelder bruksformål, nevnes vannforsyning, vannkraftutbygging, flomsikring og erosjonsvern, forurensning, landbruk, fiske og fiskeoppdrett, natur- og landskapsvern, friluftsliv og turisme, ferdsel og fløting, samt bruken av grunnvann. Det understrekes at dette ikke er en uttømmende liste, men at det er lagt særlig vekt på bruksformål som har betydning for lovarbeidet.

### ***Vann som knapphetsgode***

Utvalget bemerker at vann er i ferd med å endres fra å være en overflodsressurs til å bli et knapphetsgode. Det heter bl.a. (s. 57-58): "I dag opplever vi at det ikke bare er vannkvaliteten som skaper konflikter. Behovet for vann til vannforsyning, jordvanning, fiskeoppdrett m.v. innebærer i enkelte distrikter at vannforekomstene er utilstrekkelige.

En del av de bruksformålene som er aktuelle i dag lar seg forene, mens andre i større eller mindre utstrekning påvirker andre brukerinteresser. Konfliktbildet har endret seg gjennom tidene fordi bruken av vassdragene har endret seg. Det samme er tilfellet med myndighetenes prioriteringer. Fra å være en overflodsressurs har vassdragene i dag langt på vei blitt et knapphetsgode med til dels sterk konkurranse mellom brukerinteressene."

### ***Regulering mellom private og allmenne interesser***

Allerede Landskapslovene som ble skrevet ned på 1100-tallet hadde en del regler om allmenne og private interesser i vassdraget. I Gulatingsloven fantes for eksempel forbud mot å lede bort vann fra vassdrag og mot å stenge for lakseoppgang. Loven hadde også en regel om deling av elver mellom grunneierne på hver side av vassdrag.

I vassdragsloven av 1887 ble grunneiernes rett til vassdragene slått fast etter en betydelig politisk strid, det ble innført vannforsyningsregler tilpasset det nye bosettingsmønsteret med voksende byer, og det ble gitt regler for den industrielle utnyttning av vannkraften som var under utvikling. Dette grunnlaget var imidlertid ikke tilstrekkelig til å føre kontroll med den økende utviklingen, og i 1907 fikk loven av 1887 et tillegg om at større reguleringsarbeider måtte ha konsesjon selv om de foregikk på egen grunn.

### ***Lover og myndigheter som forvalter vannressurser***

Det er en rekke lover som regulerer forvaltning av vassdrag og grunnvann, deriblant: Vassdragsloven, Vassdragsreguleringsloven, Energiloven, Lakseloven, Forurensningsloven, Plan- og bygningsloven, Kulturminneloven, Naturvernloven, Lovgivning om fiskeoppdrett, Lov om kommunale vann- og kloakkavgifter, Lovgivning om ferdsel og friluftsliv og Helselovgivning.

Ansvaret for den sentrale forvaltning av spørsmål om vassdrag og grunnvann er også fordelt på flere departementer og direktorater: Olje- og energidepartementet, Norges vassdrags- og energiverk, Miljøverndepartementet, Statens forurensningstilsyn, Direktoratet for naturforvaltning, Riksantikvaren, Helsemyndighetene, Kommunal- og regionaldepartementet, Landbruksmyndighetene og Fiskeridepartementet.

Likeledes har alle nivåer av regionale og lokale myndigheter oppgaver i forbindelse med vannressursforvaltningen: Fylkesmannen, fylkeskommunene og kommunene.

### ***Prinsipper for forvaltning av vannressurser***

NOU 1994:12 drøftet hva som kan og bør være overordnede prinsipper for forvaltning av vassdrag og andre vannressurser. Utvalget diskuterte forholdet mellom allmenne og private interesser. Dette er av spesiell interesse her, fordi forståelsen av hvem som har retten til bruk av vann og utslipp av forurensende utslipp, vil ha betydning for verdsetting og prising av miljø- og ressurskostnader og transaksjonskostnader ved eventuelt endring av regime. Er det forurenseren som har en rett til å drive jorda selv om dette medfører forurensning, eller har allmennheten rett til vann med en viss kvalitet? Er det noen bruksformål, eller noens bruk som anses som viktigere, eller som anses å ha større rett til bruk enn andre(s)?

I utvalgets mandat heter det om dette: "Bestemmelsene som skal ivareta de allmenne interesser i vassdragene er til dels uklare og mangelfulle. Gjennom forvaltningspraksis er det skjedd en viss klargjøring. Det er likevel behov for å få klarere bestemmelser som regulerer tiltak i vassdrag som kan føre til skader og ulemper for allmenne interesser. Det vil i den forbindelse også være naturlig å klargjøre forholdet mellom de allmenne og de private interesser i vassdragene".

Den private råderetten har betydning som premiss for vassdragsforvaltningen. Den innebærer at vassdragene ikke uten videre kan utnyttes i overensstemmelse med skiftende behov og ønsker i samfunnet. Medvirkning fra eierne er i mange situasjoner nødvendig, eventuelt må det foreligge særskilt hjemmel for å gripe inn i etablerte rettigheter.

For å unngå at eierne utnytter ferskvannsressurser i strid med allmenne interesser, kan lovgivningen gjøre bruk av forskjellige virkemidler, både generelle regler og offentlig kontroll gjennom konsesjonsplikt med tilhørende regler. Det er på det rene at rådighetsinnskrenkninger, herunder regler om konsesjonsplikt, ikke utløser erstatningsplikt for det offentlige. I noen grensetilfeller kan det imidlertid oppstå diskusjon om det offentliges styring kan eller bør foregå erstatningsfritt.

Utvalget slår fast at norsk vassdragslovgivning er basert på et privatrettslig utgangspunkt ved at vassdragene "tilhører eieren av den grunn de dekker". Eiere kan være privatpersoner, bedrifter eller fellesskap som for eksempel bygdeallmenninger. Det offentlige er også en betydelig eiendomsbesitter. Utbygde vannfall er for en stor del i offentlig eie ved at Statkraft SF, kommunale og fylkeskommunale kraftverk står for ca. 85% av vannkraftproduksjonen (i 1994).

Utvalget gikk inn for at prinsippet om grunneierens rett til vassdraget videreføres. I praksis betyr det at grunneieren har rett til å råde over vannet innenfor de rammer rettsordenen til enhver tid fastlegger. Eieren har rett til å utnytte vassdraget så langt det ikke kreves offentlig tillatelse. Hvis noen skal få tillatelse er det normalt eieren. Eieren kan også, med visse unntak, motsette seg andres bruk av vassdragene. I vid utstrekning har eieren krav på erstatning dersom andre gis tillatelse til å bruke vassdraget."

"Like klart som prinsippet om grunneierens rådighet over vassdragene, er det at rådigheten er undergitt begrensninger som følge av motstående hensyn, både i forhold til andres eierrådighet og i forhold til allmenne interesser (.....). Dette er utslag av at ferskvann også er en fellesressurs."

Utvalget vurderer også om vannressursforvaltningen bør være brukerorientert eller ressursorientert, noe som også er av betydning for det norske bakteppet for innføring av vannprising. Om de to begrepene sier NOU 1994:12 (s. 127): "Den brukerorienterte lovgivning eller forvaltning er mest innrettet på den enkelte bruk av vannressursene. Dette kan konsentrere oppmerksomheten om behovet for det tiltaket som planlegges gjennomført. En ressursorientering fokuserer sterkere på den samlede disponering av ressursen (....) slik at det tas utgangspunkt i hva ressursen kan tåle av inngrep og påvirkning når det skal tas stilling til disponeringen."

Deres vurdering av henholdsvis mer brukerorientering eller mer ressursorientering er som følger:

" I utgangspunktet vil en klar ressursorientering være naturlig dersom det er tale om en knapp ressurs, slik det er med vann i mange land. En brukerorientering kan være nærliggende hvis det anses ønskelig å stimulere tiltak for å utnytte vannressursene. Synspunkter på den offentlige forvaltning som et serviceorgan overfor borgerne kan også lede i retning av en brukerorientering. En ensidig brukerorientering hvor hvert tiltak vurderes for seg, kan lett føre til en overutnytting av ressursen eller til en sub-optimal utnytting av ressursen, der lavere prioriterte interesser er blitt tilgodesett i stedet for høyere prioriterte. En ensidig ressursorientering kan på sin side virke hemmende på private initiativ for å utnytte vannressursene."

Utvalgets konklusjon på dette punktet er: "Etter utvalget syn er Norge i dag i en situasjon som tilsier verken en ensidig ressursorientering eller en ensidig brukerorientering av lovverket om vassdrag og grunnvann". De sier dog også (s. 128) at det kan forekomme situasjoner der sektormyndigheten begrenser vurderingene til sitt område, for eksempel kan det bli foretatt forbygninger som ødelegger gyteplasser, eller andre fiskebiotoper. Et annet eksempel er at forurensningsmyndighetene gir tillatelse til enkeltutslipp ut fra en vurdering av vassdragets tålegrense, samtidig som andre myndigheter gir tilskudd til jordvanningsanlegg med det økte vannuttak som det medfører. Til sammen kan belastningen ved disse inngrepene bli for stor. Utvalget mener dette bør møtes med tiltak som legger bedre til rette for at enkeltinngrep i vassdrag og grunnvannsforekomster blir overveid på bakgrunn av samlede vurderinger av vannressursene. (....)"

### ***Prinsipper for prioritering av bruksformål***

Et annet viktig moment som berøres i NOU 1994:12 er prinsipper for prioritering av bruksformål.

Utvalget påpeker at dersom flerbruk til ulike bruksformål kan finne sted er det ikke nødvendig med en prioritering av bruksformål. Men i knapphetssituasjoner og hvis bruksformålene blir uforenlige, blir en slik prioritering påkrevd. Prioriteringen kan skje i det enkelte tilfelle, eller generelt i loven. Knappheten kan gjelde forskjellige forhold, det kan være knapphet på vann, knapphet på vannarealer eller knapphet på bestemte biotoper knyttet til vann. Knapphetssituasjonen kan ha forskjellige årsaker; det kan være uvanlige klimaforhold (for eksempel tørke), som gjør at det ikke er nok til all eksisterende utnytting, eller det kan være et nytt vassdragstiltak som eventuelt vil føre til knapphet.

Utvalget i NOU 1994:12 diskuterer henholdsvis tidsprioritering (det vil si at de "eldste" interessene har forrang), prioritering av de respektive tiltakshaveres behov (der både formål og omfang av bruken kan spille inn) og omfang, som også kan være et selvstendig kriterium. Det spørres videre om visse bruksformål bør ha et generelt fortrinn etter sin art, eller om en bør tilstrebe en likestilling i regelverket.

I Vassdragsloven av 1940 ble prinsippet etter mye diskusjon at "de forskjellige interesser i vassdragene får lempe seg etter hverandre i rimelig utstrekning, slik at vassdragene kan være til mest mulig nytte for samfunnet".

Prioriteringen mellom brukerinteressene har i tråd med dette foregått gjennom konsesjonssystemet og den løpende vassdragsforvaltningen i tråd med skiftende behov og vurderinger. Utvalget i 1994 mener "at en bør foretrekke behovsprioritering framfor tidsprioritering når det gjelder både vassdrag og grunnvann. Både ønsket om samfunnsøkonomisk optimale løsninger og hensynet til individuell behovsdekning taler for dette. Vi mener det veier tyngre enn de administrative fordeler som tidsprioritet kan gi i en del situasjoner.

Gjennomgående må prioriteringen av ulike behov gjennomføres i samband med planlegging og behandling av enkeltsaker. Her kan det eventuelt bli tatt rimelig hensyn til etablerte tiltak og bruk, der dette etter de konkrete omstendigheter er ønskelig. På denne bakgrunn gir lovutkastet også mulighet for tidsbegrensning av konsesjoner og for å tilbakekalle en konsesjon av hensyn til ny utnytting,....."

Utvalget mener også at det særlig er drikkevannsforsyning som det kan være grunn til å gi prioritet. Mens de stiller spørsmål ved om det er grunn til forskjellige regler når det gjelder utnytting av vannressurser til ulike økonomiske formål. Men de påpeker også at det er lang tradisjon for å særbehandle kraftutbyggingsformål i forhold til andre tiltak. Særbehandlingen gjelder både saksbehandling og adgang til å sette vilkår om økonomiske ytelser til kommunene, og særregler om erstatning m.v. til grunneierne. I praksis har dette bl.a. ført til at et elvekraftverk uten årsregulering og et større vannverk behandles forskjellig, til tross for at de påfører omgivelsene noenlunde samme skader og ulemper. Tidligere har vannverk ofte ikke blitt konsesjonsbehandlet eller pålagt tyngende vilkår. Erstatning ved ekspropriasjon betales imidlertid etter vanlige regler. Utvalget har i lovutkastet lagt opp til mest mulig ensartede regler for de ulike bruksformål innenfor vannressurslovens virkeområde. Både hensynet til samfunnsøkonomisk effektivitet og til forenkling av regelverket tilsier dette. Utvalget mener at ulikheter i utrednings- og saksbehandlingskrav, og hvilke vilkår som fastsettes, i utgangspunktet bør avhenge av forskjeller i konsekvensene av de ulike tiltakene.

### ***Valg av styringsmidler (virkemidler)***

Utvalget vurderer valg av styringsmidler og sier blant annet (s. 131): "Gjennom lovgivning har myndighetene muligheter for å styre virksomheten i vassdragene gjennom påbud og forbud, konsesjonsordninger m.v. I forhold til en del typer vassdragstiltak mener utvalget at styringsmuligheten i den gjeldende vassdragsloven ikke er gode nok, og tar med lovutkastet sikte på å endre dette".



Utvalget diskuterer også økonomiske virkemidler, og deres vurderinger er interessante med tanke på ”hvorfør økonomiske virkemidler benyttes i så liten grad i Norge”. Vi vil derfor gjengi en del av vurderingene og konklusjonene.

Utvalget slår fast at tilskudds- og låneordninger utgjør en egen gruppe av økonomiske styringsmidler. Slike ordninger har vært brukt til senking- og tørrleggingsarbeider og til forbygging, og bidratt vesentlig til at denne typen vassdragstiltak er blitt gjennomført.

En del former for økonomiske ytelser bygger på særskilte lovbestemmelser for konsesjonspliktige vassdragstiltak, som konsesjonsavgifter, som i hovedsak er knyttet til kraftutbygging. For mindre kraftutbygginger og andre vassdragsinngrep for eksempel vannverk, betales det derimot ikke slike alminnelige konsesjonsavgifter. Det kan også fastsettes vilkår om å opprette næringsfond, ved en engangsbetaling, til fordel for berørte kommuner. Det kan også gis bestemmelser om tildeling av elektrisk energi, konsesjonskraft, til utbyggingskommunen. Videre kan konsesjonæren pålegges å gi tilskudd til jordbruks-, skogbruks-, reindrifts- og fiskefond. Og Vassdragsreguleringsloven kan pålegge kraftutbyggeren å yte tilskudd til kommunal planlegging.

I Miljøavgiftsutvalget (NOU 1992:3) ble bl.a. miljøavgifter fremhevet som et aktuelt virkemiddel i miljøpolitikken. Der sies det bl.a. at sektorovergripende økonomiske virkemidler kan være mer kostnadseffektive styringsmidler enn direkte reguleringer i mange sammenhenger. Økonomiske styringsmidler korrigerer direkte de prissignalene i markedet som blir feilaktige fordi det ikke tas hensyn til miljøkostnadene. De innebærer også en desentralisering av beslutningene til de enkelte aktører som påvirker miljøet. Direkte reguleringer innebærer ofte at myndighetene må innhente detaljert informasjon om forholdene, og så binde seg opp i bestemte løsninger som over tid ikke behøver å gi en effektiv utnytting av mulighetene for utslippsreduksjoner.

Økonomiske virkemidler kan tenkes bygd opp på ulike måter, som utslippsavgifter, omsettelige utslippstillatelser (kvoter), avgifter på innsatsfaktorer eller produktavgifter, avhengig av hva slags miljøpåvirkning det er snakk om. Et problem med bruken av økonomiske virkemidler oppstår når det er store forskjeller i miljøvirkningene avhengig av hvor utslippskildene er lokalisert. For at en avgift skal fungere kostnadseffektivt bør den da differensieres etter lokaliseringen. Dette kan medføre høye kontrollkostnader og et administrativt komplisert system. Miljøavgiftsutvalget konkluderer med at økonomiske virkemidler er særlig fordelaktig ved mer generelle globale og regionale miljøproblemer. Når det gjelder lokale miljøproblemer, særlig der det er store lokale variasjoner i skadepåvirkningene, kan det derimot være mer hensiktsmessig med direkte reguleringer.

Utvalget i NOU 1994:12 mener ”av flere grunner at avgifter ikke kan gjøre det overflødig med direkte reguleringer av vassdragstiltak. Virkningene av vassdragstiltakene vil nemlig være avhengig av lokaliseringen. Det er også knyttet verdier til vassdragene som er vanskelige å prissette, og som ikke bør kunne kjøpes uten videre av den som har tilstrekkelig betalingsvilje. Avgiftsordninger som hovedvirkemiddel vil ha mest for seg hvis det er tale om å oppnå en rent kvantitativ begrensning, for eksempel av vannforbruket. Utvalget vurderer imidlertid Norges situasjon når det gjelder ferskvannsressurser slik at det ikke er behov for en alminnelig avgift på vannforbruk.

Utvalget mener på den annen side at det er grunn til å overveie nærmere bruk av avgifter som et supplerende styringsmiddel i vassdragsforvaltningen. De eksisterende ordninger med konsesjonsavgift kan gi et utgangspunkt for dette. Det kan gi mulighet for å regne inn en del av miljøkostnadene ved vassdragstiltak i produksjonskostnadene. ....Utvalget mener at det ikke bør gjennomføres en nye avgiftsordning i vannressursloven uten å se spørsmålet i sammenheng med de eksisterende regler om konsesjonsavgifter og andre økonomiske overføringer ved kraftutbygging. Det eksisterende regelverk om konsesjonsavgifter, næringsfond, konsesjonskraft m.v. er komplekst og bygger til dels på kriterier som er uklare eller diskutabile

dersom det er et mål med avgiftene å reflektere miljøkostnadene ved tiltaket. Utvalget ser her et behov for regelreform.” Utvalget anser imidlertid ikke at de er nedsatt for å vurdere økonomiske overføringer ved vassdragstiltak, og nøyer seg derfor med å anbefale at økonomiske overføringer ved vassdragstiltak blir utredet i en annen sammenheng, og kunne gi grunnlag for en oppdatering og forenkling av regelverket.

## 6.2. Forurensningsloven

Forurensningsloven er sentral når det gjelder utslipp og gjelder både ferskvann og kystområder.

Loven har som formål å verne det ytre miljø mot forurensning, redusere eksisterende forurensning, redusere mengden av avfall og å fremme en bedre behandling av avfall. Med forurensning menes blant annet utslipp i luft, vann og grunn, støy og rystelser og påvirkning av temperatur. Et sentralt utgangspunkt i loven er det generelle forbudet mot å forurense. Unntak fra forbudet kan gjøres på flere måter. For det første unntas såkalt vanlig forurensning, f.eks. fra fiske, jordbruk og skogbruk m.fl. Videre kan det gis forskrifter som fastsetter grenseverdier for lovlig forurensning m.v. og endelig kan det gis særskilt tillatelse til virksomhet som kan medføre forurensning.

I kystsonen har loven bl.a. betydning ved at alle oppdrettsanlegg for fisk må ha utslippstillatelse. Av betydning i denne sammenheng er også forskrift (1442 av 4. desember 1997) om regulering av mudring og dumping i sjø og vassdrag. I forskriften settes det absolutt forbud mot dumping av enkelte stoffer, mens det for andre stoffer stilles krav om særskilt tillatelse fra Fylkesmannen.

Videre inneholder bestemmelsen i § 11 tredje ledd en ren samordningsregel: Dersom virksomheten vil være i strid med endelige planer, skal utslippstillatelse bare gis dersom planmyndigheten samtykker. SFT og DN har utarbeidet forslag til retningslinjer for miljøkvaliteter for vannforekomster, herunder fjorder og kystfarvann. De forutsettes tilpasset lokale behov gjennom planprosessen etter PBL.

Loven gir forurensningsmyndighetene en rekke virkemidler for å kunne håndheve bestemmelser i og enkeltvedtak truffet med hjemmel i loven. Virkemidler av særlig betydning er adgangen til å pålegge den ansvarlige for en virksomhet å bekoste granskning av vannforekomsten, og hjemmelen til å endre eller trekke tilbake en gitt utslippstillatelse. I tillegg til de plikter som forurensningsmyndighetene ved enkeltvedtak kan pålegge en tiltakshaver, har den ansvarlige for virksomheten også en del plikter som følger direkte av loven, bl.a. til å sette iverk nødvendige tiltak for å unngå forurensning ved nedleggelse eller driftsstans, varslingsplikt ved akutt forurensning eller fare for akutt forurensning, og en generell opplysningsplikt overfor forurensningsmyndighetene.

## 6.3. Planlegging og ressursutnyttning i kystsonen

Det er en rekke lover med tilhørende forskrifter som spiller inn ved forvaltning av kystområdene. Det er i liten grad gjort noen samlet gjennomgang av ulike interesser i kystsonen i offentlige dokumenter, med unntak av Stortingsmelding 43 (1998-99) som tar for seg interesser, interessekonflikter og lover og regler i forhold til muligheter for *vern* av marine miljøer etter naturvernloven. Vi vil kort beskrive en del lover og forskrifter som omhandler forvaltning av kystsonen, fordi det gir et bilde på tankegangen som har ligget til grunn for forvaltning av disse vannforekomstene.

Følgende gjennomgang bygger i stor grad på Bjerknes et al. (2001) og Berge et al. (2002 utkast) som gir en nyttig og grundig gjennomgang av lover og regler av betydning for forvaltningen av kystsonen.

Generelt kan vi si at det er en hel rekke både lover/ forskrifter og myndigheter som har sin del av ansvaret for forvaltning av kystsonen. Vi vil kun ta for oss noen lover som synes å være sentrale for å få et innblikk i tankegangen i norsk kystsoneforvaltning. Og vi vil forsøke å finne ut hva disse regelverkene sier om forvaltning av vannressurser, eventuelle prioritering mellom ulike interesser og virkemidler.

### **Vannressursloven**

Vannressursloven, som er omtalt i avsnitt 7.1., gjelder i hovedsak ferskvann, men dekker også kystvannet så langt ut som ferskvannet dominerer.

### **Plan- og bygningsloven (PBL)**

Plan- og bygningslovens virkeområde i sjøområdene går ut til grunnlinjen, dvs. den linje som trekkes mellom de ytterste skjær kysten rundt som basislinje for beregning av territorialgrensen og økonomisk sone. Lovens formål er å legge til rette for samordning av statlig, fylkeskommunal og kommunal virksomhet og gi grunnlag for vedtak om bruk og vern av arealer og ressurser. Loven skal videre legge til rette for at arealbruken blir til størst mulig gagn for den enkelte og for samfunnet.

På statlig nivå hjemler PBL bruk av Rikspolitiske retningslinjer. I Oslofjordområdet, fra svenskegrensa til og med Kragerø kommune i Telemark, ble det i 1993 gitt egne rikspolitiske retningslinjer for planleggingen i kyst og fjordområdene. Retningslinjenes hovedmål er å sikre en forsvarlig forvaltning av naturverdier, kulturminneverdier og rekreasjonsverdier i Oslofjordområdet. Retningslinjene vil være styrende for fylkesplanleggingen og den kommunale planleggingen.

PBL inneholder bestemmelser om utarbeidelse av fylkesplaner, herunder delplaner for kystsonen. Flere fylker har utarbeidet fylkesdelplan for kystsonen.

Kommunenivået er det laveste nivå for samordnet planlegging i kystsonen. Det er ikke planleggingsplikt i sjøområdene og kommunene avgjør selv hvorvidt det er behov for planlegging i sjø. Kommunene avgjør også hvilke tema som i tilfelle skal behandles, for eksempel om det skal være en plan for friluftsliv i kystsonen eller en plan for fiskeri eller for bolig og hyttebygging. PBL hjemler også arealdisponering i sjø. Loven åpner i prinsippet for å disponere sjøområder for ulike bruksmåter på overflate, i vannmasse og på bunn, og til forskjellig tid.

PBL inneholder krav om gjennomføring av konsekvensutredning (KU) for naturressurser, miljø og samfunn når det gjelder større utbyggingstiltak. Det er gitt nærmere regler om konkrete tiltak som omfattes av kravene. Eksempler på aktuelle tiltak i kystsonen hvor det alltid skal gjennomføres KU er: råolje raffineri, etablering av kystleder og trafikkhamner for større skip (>1.350 tonn), kraftledninger/sjøkabler (> 132 kV og >10 km), rørledninger for transport av olje eller gass, nasjonalparker og andre verneområder (> 500 km<sup>2</sup>) og større militære skyte- og øvingsfelt.

Eksempler på tiltak i kystsonen som skal vurderes i henhold til bestemte utvalgsriterier er: uttak av mineral- og masseforekomster, utbygging og oppgradering av hamner og hamneanlegg, herunder fiskerihamner, kystarbeid for bekjemping av erosjon og marint arbeid som kan endre kysten (moloer, bølgebryterer etc.), småbåthavner (> 50 mill. kr), reiselivsanlegg (> 50 mill. kr), anlegg for rensing av avløpsvann (> 50 mill. kr), lokaliteter for oppdrettsanlegg i sjø (> 48.000/36.000 m<sup>3</sup>), og settefiskanlegg (> 2.5 mill. stk.)

Reglene i PBL for byggesaksbehandling gjelder i utgangspunktet også i sjøområder.

*Loven setter opp krav til prosedyrer for saksbehandling, men gir ingen rettesnor for forvaltning av vannressurser eller prioritering mellom eventuelt motstridende interesser, enn si prosedyrer for å finne fram til "ressursforvaltning til samfunnets beste".*

### **Naturvernloven**

Naturvernloven gir hjemmel til å verne urørte og egenartede naturområder, landskap, spesielle naturtyper og geologiske, botaniske og zoologiske forekomster. Loven fastsetter at inngrep i naturen bare kan skje ut fra en langsiktig ressursdisponering. Til hvert enkelt område gis det vernebestemmelser som blant annet regulerer hvilke aktiviteter som er tillatt. Loven gjelder også i sjø. Naturvernloven kan nyttes utenfor grunnlinjen i sjø, og har således et videre område enn plan- og bygningsloven.

*Naturvernloven er en "vernelov" som vil gjelde forvaltning i nærmere spesifiserte områder, men gir ingen retningslinjer (utover noen helt generelle) for hvordan "resten" av vannressursene skal forvaltes.*

### **Oppdrettsloven og Fiskesykdomsloven**

Oppdrettsloven har til formål å bidra til at oppdrettsnæringen kan få en balansert og bærekraftig utvikling og bli en lønnsom og livskraftig distriktsnæring. Loven gir regler for tildeling av konsesjon med godkjenning av bestemte lokaliteter til oppdrett av fisk og skalldyr m.v. Den gjelder for oppdrettsvirksomhet i ferskvann, brakkvann og saltvann og den gjelder i Norges økonomiske sone.

Tillatelse gis til bestemt fysisk eller juridisk person, for bestemte lokaliteter og med de størrelsesbegrensninger som er fastsatt til enhver tid. Tillatelsen gjelder for bestemt art fisk eller skalldyr. Loven kan gjøres gjeldende for vannlevende planter. Det følger av de ufravikelige vilkår i lovens at: Tillatelse ikke gis dersom anlegget:

1. vil volde fare for utbredelse av sykdom på fisk eller skalldyr,
2. vil volde fare for forurensning,
3. har en klart uheldig plassering i forhold til det omkringliggende miljø eller lovlig ferdsel eller annen utnytting av området.

Etablering, utvidelse og drift av oppdrettsanlegg trenger også tillatelse etter forurensningsloven, havne- og farvannsloven og fiskesykdomsloven. Det er etablert saksbehandlingsrutiner som samordner de ulike myndighetenes behandling av oppdrettsøknader, hvor fiskerimyndighetene ved fiskeridirektoratet (regionkontorene) har den sentrale rollen.

Departementet kan gi bestemmelser om at den som driver eller har søkt om å drive virksomhet etter oppdrettsloven, skal gjennomføre miljøovervåking og dokumentere miljøtilstanden der oppdrettsanlegg er lokalisert eller blir søkt lokalisert. På bakgrunn av miljøovervåkingen eller annen dokumentasjon, kan departementet sette vilkår til drift av oppdrettsanlegg samt sette i verk eller gi pålegg om nødvendige tiltak.

Fra 1.1. 2003 er det innført en konsesjonsavgift på kr 5 mill per konsesjon. Denne avgiften er en flat avgift, uavhengig av størrelse på anlegg, potensielle miljøkonsekvenser og lignende.

Sommeren 1989 innførte Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet midlertidige sikringssoner for laksefisk i fjordområder inntil de viktigste lakseelvene i landet. Formålet var å verne ville laksestammer. Sonene er hjemlet i oppdrettsloven. Innenfor sonene er eksisterende anlegg fortsatt tillatt, mens det ikke gis tillatelse til nyetableringer for åpne merdanlegg for laks, ørret og sjørøye. Oppdrett av andre arter enn laks, ørret og sjørøye er tillatt innenfor sikringssonene.

### **Fiskesykdomsloven.**

Formålet med loven er å forebygge, avgrense og utrydde sykdommer hos akvatiske organismer. Det er gitt en rekke bestemmelser som legger grunnlaget for sykdomsforebyggende og -bekjempende tiltak. De viktigste tiltak er av forebyggende karakter og omfatter bl.a.: innføring av smittehygieniske soner, generasjonsadskillelser, fylkesveterinærens godkjenning av lokalisering, obligatoriske helsekrav ved omsetning av rogn, yngel og smolt, forbud mot usikre vannkilder til klekkerier og settefiskanlegg, forbud

mot flytting av sjøsatt fisk, sikring av smitteforhold ved transporter og smittehygienisk håndtering av avfall fra slakteri, tilvirkningsanlegg m.v.

Ved etablering og drift av oppdrettsanlegg stiller oppdrettsloven bl.a. krav om at anlegget ikke må volde fare for utbredelse av sykdom på fisk eller skalldyr. For å forebygge smittsom sykdom kan det opprettes epidemiologisk atskilte regioner/soner, hvor det gis særskilte forskrifter. Oppretting av tiltakssoner og pålegg av restriksjoner ved mistanke om eller påvisning av sykdom i enkeltanlegg kan ha stor virkning.

Avstand mellom anlegg, type anlegg, topografi og strømforhold, forhold til annen oppdrettsrelatert virksomhet som f.eks. slakteri og anlegg for avfallshåndtering, avstand til lakseførende vassdrag, størrelse på villfiskpopulasjon og vandreruter er faktorer som har verdi for vurderingen av en lokalitet eller område for oppdrett. Generelt gjelder et veiledende krav om avstand på minimum 1 km mellom enkeltanlegg på opptil 12.000 m<sup>3</sup> og 5 km mellom anlegg på 48.000 m<sup>3</sup>.

### Ny havbrukslov

Fiskeridepartementet forbereder en helhetlig gjennomgang av oppdrettsloven med sikte på å legge fram forslag til en ny havbrukslov. Den nye loven skal gi grunnlag for en aktiv forvaltning for å fremme næringsutvikling i havbrukssektoren som også ivaretar hensynet til miljø, biologisk mangfold, bærekraftig arealbruk i kystsonen og matvaretrygghet.

Fiskeridepartementet forvalter oppdrettsloven. Konesjonsmyndigheten er delegert dels til Fiskeridirektoratet og dels til Fiskeridirektoratets distriktskontorer. Myndighet til å godkjenne lokaliteter er delegert til distriktskontorene.

*Vi ser at Oppdrettsloven og Fiskesykdomsloven forsøker å balansere forvaltning av vannressurser ved at den skal virke til oppdrettsnærings beste, men ut fra gitte krav til miljø og andre samfunnshensyn. Det sies ikke så mye om prinsippene som skal legges til grunn for prioritering av de ulike interesser utover dette. Oppdrettsnæringen reguleres i stor grad ved utdeling av konsesjoner som gis for hvert enkelt anlegg ut fra de generelle retningslinjene som bl.a. har innbakt miljøhensyn. Også pålegg om miljøundersøkelser og eventuelle tiltak gjøres for det enkelte anlegg.*

### **Lakse- og innlandsfiske\_loven.**

Lovens formål er å sikre bestandene og leveområdene for anadrome laksefisk, innlandsfisk og andre ferskvannsorganismer. Den gjelder både i ferskvann og i sjøen og regulerer stedbundet fiske. Loven pålegger kommunene å innarbeide fiskeinteresser i planleggingen.

Hensynet til fiskeinteressene og fiskens leveområder skal innpasses i oversiktsplanleggingen etter PBL i kommune og fylke. I områder som har særlig verdi for fiskeressursene kan det fastsettes forbud mot anlegg, bygging og annen virksomhet eller bruk av vannressursene, dersom det er nødvendig for å bevare eller utvikle fiskens livsmiljø. Behandling av slikt vedtak skjer etter bestemmelser i naturvernloven. Fiske etter anadrome laksefisk i sjøen foregår hovedsakelig med faststående redskap. Fiske med faststående redskap er en grunneierrett, og fiske drives på eller i nær tilknytning til den grunn fiskeren eier eller leier. De fleste stedene drives fisket i områder som er dypere enn 2 meter, dvs. utenfor det området som normalt regnes som privat grunn. Redskaper står vanligvis plassert på de samme stedene hvert år. I den tiden redskapet står ute er det forbudt å drive annet fiske nærmere fangstsiden av redskapet enn 200 meter, og for øvrig ikke nærmere enn 50 meter.

*Det er verdt å merke seg at fiske med faststående redskap er en grunneierrett og at fiske etter anadrome laksefisk i sjøen hovedsakelig foregår med faststående redskap, og at dette er utenfor det området som*

*normalt regnes som privat grunn i sjøen. Vi ser her et innslag av ”grunneierrett” som ellers ikke er så utbredt i sjøen.*

### **Lov om andre undersjøiske naturforekomster enn petroleumsforekomster (Kontinentalsokkeloven)**

Loven regulerer uttak av tang og tare og skjellsand fra sjøbunnen.

#### Uttak av skjellsand, sand og grus

Uttak av skjellsand, sand og grus er regulert av loven. Fylkeskommunen har konsesjonsmyndighet for leiting etter og utnytting av marin sand og grus inklusive skjellsand. I konsesjonen vil det fastsettes det hvor mye sand som kan tas opp, normalt inntil 60% av det totale volumet av forekomsten. Uttak over en nærmere angitt størrelse vil være meldepliktige i henhold til reglene om konsekvensutredninger. Opptak kan ikke skje på mindre enn 5m dybde ved lavvann.

Det settes også ofte vilkår til hvor nært land opptak kan skje, ofte blir grensen satt til 50-100m fra land. Dersom opptaksområdet grenser mot viktige gyte- og oppvekstområder for villfisk eller områder med spesielle naturvern- eller friluftsinnteresser som eks. sjøfuglreservater, havstrand- eller våtmarksområder, skal det utvises særlige hensyn under driften. Det vil også kunne være behov for særlig tillatelse etter annet lov- og regelverk f.eks. etter havne- og farvannsloven.

Forvaltningsansvaret for skjellsand er lagt til Fiskeridepartementet med Fiskeridirektoratet som utøvende organ.

#### Høsting av tang og tare

Med hjemmel i fullmaktsbestemmelsen i Kontinentalsokkeloven og saltvannsfiske loven ble det 13. juli 1995 fastsatt forskrift som gir rammene for forvaltning og uttak av tang og tare. I medhold av denne forskriften er det gitt områdeforskrifter som angir hvor tang- og tarehøsting er tillatt, samt bestemmelser om høstingsintervall m.v.

Forvaltningsansvaret for tang og tare er lagt til Fiskeridepartementet. Fylkeskommunen er konsesjonsmyndighet.

*Også skjellsand og tang- og taretråling er regulert gjennom juridiske virkemidler. For skjellsand må det søkes konsesjon for uttak, for høsting av tang og tare er det forskrifter som bestemmer områder og frekvens for uttak.*

## **6.4. Kort oppsummert – i forhold til vannprising**

Vi kan slå fast at forvaltningen av både ferskvann og saltvann i kystsonen er hjemlet i en rekke lover og regelverk, og at en rekke forvaltningsorganer- og nivåer er involvert i forvaltningen. Det er ikke noen helhetlig forvaltningsstrategi som er fremtredende gjennom de ulike lover og regelverk. Det nærmeste en kommer en ”overordnet” strategi om ”helhetlig forvaltning av vannressurser til fellesskapets beste” er Vannressursloven, som regulerer forvaltning av ferskvann. Men også for ferskvann er det en rekke andre lover og regler som er gjeldende. Lovverket bærer ellers preg av å være særlover for å ivareta ulike interesser, men innenfor visse rammer grunnet ”andre” hensyn.

Det er juridiske virkemidler som er mest utbredt, ofte i form av generelle regler som gjelder alle, i tillegg til behandling av enkeltsaker i form av tildeling av konsesjoner for utslipp, for oppdrettsanlegg, for vannkraftutbygging osv.

Økonomiske virkemidler er også i bruk, mest håndfast uttrykt ved kommunale vann- og kloakkavgifter. Men også i form av ulike pålegg om utbetalinger ved konsesjon til vannkraftutbygginger, betaling for konsesjoner for fiske-oppdrett, tilskudd for å unngå forurensende praksis i landbruket, osv. De økonomiske virkemidlene er imidlertid i liten eller ingen grad knyttet opp mot de totale samfunnsøkonomiske kostnader ved vannbruken. Nærmest en slik tilnærming er nok de kommunale vann- og kloakkavgiftene, men det er kun de finansielle kostnadene som det er anledning til å kreve inn. For de øvrige sektorer synes det å være vannbrukerens/forurensersens betalingsevne som er utgangspunkt for fastsetting av betalingskrav, snarere enn faktisk påvirkning. Det innebærer med andre ord at ulike sektorer med samme miljøpåvirkning kan bli ilagt ulik betaling i dagens system.

## 7. Vurdering av prising av vanntjenester som virkemiddel i Norge

### 7.1. Innledende kommentarer

I dette kapitlet vil vi forsøke å besvare det spørsmålet som ble stilt innledningsvis (kapittel 1), nemlig om prising av vanntjenester i større grad bør tas i bruk som et virkemiddel i Norges fremtidige vannressursforvaltning. Vi vil gjøre det ved å trekke sammen de erfaringene som er samlet i de foregående kapitlene og diskutere dette i norsk og praktisk sammenheng.

Vi har tidligere understreket at et begrenset forprosjekt som dette ikke kan gi svar på alle praktiske spørsmål om utforming, hvor mye en vil "tjene" økonomisk og miljømessig osv. Praktisk utforming og gjennomføring av vannprising vil reise flere praktiske problemstillinger som vi ikke har tatt opp i denne rapporten.

Innledningsvis kan det være grunn til å minne om at prising av vanntjenester allerede finnes i Norge, for eksempel i form av de vann- og avløpsavgifter som de fleste husstander i Norge betaler og i form av kompensasjon for bruk av fallrettigheter i vassdrag.

Spørsmålet er derfor ikke om en skal prise vanntjenester, men snarere hvordan og med hvor mye?

Ut fra den generelle diskusjonen av vann- og resipientprising kan vi slå fast at vann- og resipientbruksprising er av størst betydning der det er knapphet på disse tjenestene. Jo større knapphet på vannressurser og jo høyere miljøkostnader, jo større blir "feilallokeringen" i henhold til den økonomiske teorien vi diskuterte i kapittel 2-5. Jo større miljø- og ressurskostnadene er, jo større "feil" gjøres dessuten ved kun å inkludere finansielle kostnader ved beregning av prisene.

Rammedirektivet har en todelt målsetting om henholdsvis kostnadseffektive tiltakspakker og full kostnadsdekning av vanntjenester. Full kostnadsdekning er mer ambisiøst, men gjelder til gjengjeld bare for vanntjenester slik de defineres i direktivet. Kostnadseffektive tiltakspakker innebærer at målsettingene nås til samfunnsøkonomisk lavest pris, men garanterer ikke at målsettingen er samfunnsøkonomisk optimal.

Rammedirektivet krever innføring av full kostnadsdekning av vanntjenester innen 2015. Det er uklart om unntakene som gjelder for "Heavily modified water bodies" også gjelder full kostnadsdekning.

Fordelingseffekter har vært et viktig tema i debatten knyttet til eventuell mer utstrakt bruk av prising av (bl.a.) vannressurstjenester der dette har vært debattert. Fordelingseffekter varierer med hvilke virkemidler og prisstrukturer som tas i bruk. Generelt er det slik at et enkelt virkemiddel ikke kan oppnå flere ulike mål optimalt, enten det dreier seg om miljømål-effektivitet, økonomisk optimalitet, fordelingsmessig rettferdighet e.a. Fordelingsmessige effekter bør i prinsippet vurderes separat fra virkemiddel-spørsmålet, selv om politisk motstand mot virkemidler ofte er begrunnet ut fra fordelingsmessige hensyn.

### 7.2. Prising av vannressurser i Norge

Diskusjonen rundt prising av vannressurser i Norge vil bli organisert ut fra henholdsvis egenskaper ved vannressursene (7.2.1.), egenskaper ved brukerne (7.2.2.) og kostnader ved implementering av nye virkemidler (7.2.3.).



### 7.2.1. Egenskaper ved vannressurser i Norge

Det er nyttig å tenke gjennom om Norge er i en spesiell situasjon i forhold til hvorvidt det er knapphet på vanntjenester – det er en vanlig oppfatning at Norge har både mye og rent vann i forhold til befolkningstallet. NOU 1994:12 slår imidlertid fast at dette ikke alltid er tilfelle. Men i forhold til mange land i resten av Europa, er nok ressursknappheten mindre her i landet. Situasjonen per i dag er at i store deler av landet har vi ”nok” vann av ”god nok” kvalitet til de aktuelle formålene. I en del områder av landet er det imidlertid større knapphet på vann (mengde med bestemt kvalitet). Det gjelder for eksempel store deler av Østlandet. Et aktuelt eksempel er Morsa-vassdraget, som er drikkevannskilde for store befolkningsmengder, men der det også er en rekke andre interesser, ikke minst på utslippsiden. Det er også områder der det, i hvert fall i tørre somrer, oppstår konflikter mellom bruk til jordvanning og andre brukere.

I kapittel 2 var vi inne på forutsetninger for at vanntjenester kan prises og sa bl.a. at ”normal” knapphet er en forutsetning for at vanntjenester kan prises i et marked for vanntjenester. (jfr. Figur 2-2).

En situasjon med ”gratis” tilgang gjelder muligens for resipienttjenester for spredt bosetting i lite befolkede nedbørfelt, eller bading i et av landets mange tusen fjellvann. Her er det ikke grunnlag for å innføre prising av vanntjenester.

En situasjon der tiltakskostnadene er for høye i forhold til betalingsvilligheten til at det er aktuelt med prising, kan for eksempel gjelde drikkevannsforsyning fra desaliniseringsverk langs kysten, eller fra grunnvann i Oslo-området. For slike vannforekomster er det grunnlag for å søke om dispensasjon fra Rammedirektivet gjennom å dokumentere at det ikke finnes tiltaksalternativer som er billige nok ( $P_{\min}$ ) i forhold til betalingsvilligheten for vanntjenesten. Å innføre vannprising under slike forhold vil m.a.o. være Pareto-irrelevant.

For vanntjenester/-ressurser i situasjoner der det er knapphet, men samtidig betydelig etterspørsel og betalingsvillighet, er det grunnlag for å vurdere prising som virkemiddel.

Diskusjonen over viser tydelig at knapphet og grunnlag for vanntjeneste-prising varierer mellom nedbørfelt. En generell konklusjon synes derfor å være at vannprisregimer må vurderes enkeltvis i hvert nedbørfeltdistrikt.

Slik vi vurderer situasjonen har følgende egenskaper ved nedbørfeltene betydning for hvor hensiktsmessig det er å innføre prising av vanntjenester:

- Størrelsen på nedbørfeltet vil ha betydning; større nedbørfelt har sannsynligvis flere oppstrøms- nedstrøms enveis eksternaliteter som vanskeliggjør fastsetting av ”riktig” pris.
- Sammensetningen av akvatiske biotoper og vannressurser har betydning; stor variasjon i habitater, betydning av grunnvann etc. gjør at utslipp ikke har homogene effekter. Det vil si at miljøskaden, som skal ligge til grunn for fastsetting av miljøkostnaden, som igjen skal ligge til grunn for prisingen, varierer bl.a. med utslipp fra ulike kilder med ulik lokalisering.
- Det er forskjeller mellom oppstrøms-nedstrøms/enveis (elv) versus gjensidige (innsjø) eksternaliteter. Enveis-eksternaliteter er som regel mer heterogene for bestemte utslipp, og rettighetsspørsmålet mer komplisert.
- Nedbørfelt med stor klimatisk variasjon gjør usikkerheten med hensyn til effekten av virkemidlene større, og en kan tenke seg at fleksible virkemidler vil foretrekkes fremfor direkte regulering.

## 7.2.2. Brukere

Dersom aktørene er få, ensartede og myndighetene kjenner kostnadene til hver enkelt aktør(gruppe), så kan det være enklere og billigere å sette krav til hver enkelt enn å sette opp et prisregime. Dette henger delvis sammen med problematikk knyttet til *tynne markeder*<sup>44</sup>, men må vurderes nøyer for de nedbørfelt som ut fra godets beskaffenhet anses som aktuelle for å innføre vannprising. Gevinsten med prisingsmekanismer er generelt større enn direkte regulering under følgende forhold: (i) det er mange brukere, (ii) brukerne er heterogene, og (iii) myndighetene har ufullstendig informasjon om kostnadsstrukturen til ulike aktører. Homogene aktører fører generelt til færre problemer ved gjennomføring (lavere transaksjonskostnader), men velferdsgevinstene ved prisingsregimer i forhold til direkte regulering er større når aktørene er heterogene og myndighetene har ufullstendig informasjon om aktørenes kostnader. Under slike forhold vil prisingsmekanismer / markeds mekanismer gi priser som har informasjons-/ læringsverdi. En av fordelene med prisingsregimer er jo at de overlater til aktørene å tilpasse seg gitt de observerbare prisene.

Full samfunnsøkonomisk kostnadsdekning innebærer ikke nødvendigvis innføring av miljøavgifter på utslipp, fordi miljøkostnader også kan internaliseres av forurenserne ved hjelp av pålagte eller omsettelige utslippskvoter eller eventuelt miljøavgifter på forurensende innsatsfaktorer.

Som nevnt i kapittel 4 er den viktigste begrensningen mht. kvoter som virkemiddel i vannressursforvaltningen forutsetningen om at miljøskaden må skyldes ”uniform spredning”, dvs. at den marginale skaden er lik per utslippsenhet for alle forurenserne. Markedet for omsettelige kvoter må etableres for hvert nedbørfelt for at dette kriteriet skal være oppfylt. Med de fysiske, kjemiske og økologiske variasjonene i mange vassdrag er det vanskelig å oppfylle dette kriteriet uten datakrevende modellering som kan regne om vannforekomst-effektene av ulike forureningskilder slik at de er sammenlignbare. De fleste nedbørfelt er for små til at en i Norge i dag vil kunne vurdere omsettelige kvoter som et aktuelt virkemiddel. Det er et empirisk spørsmål om eller når dose-responsmodellene blir pålitelige nok (for myndighet og forurenserne) til at de kan brukes til å regne ut effekt i vannforekomsten som grunnlag for kvoter. Dose-responsmodeller brukes imidlertid i norsk vannforvaltning i dag.

Valget mellom utslippskvoter eller miljøavgifter i en forvaltningsplan for et nedbørfelt vil avhenge av formen på tiltakskostnadene og etterspørsel etter miljøkvalitet, og en rekke andre egenskaper ved nedbørfeltet (jf. kapittel 4). Det kan konkluderes med at disse forholdene må studeres konkret for hvert nedbørfelt før en kan konkludere med hva som er mest hensiktsmessig virkemiddel.

Vi skrev tidligere at optimal fastsettelse av en miljøavgift på forurensende utslipp avhenger av hvilken type rens tiltak som tas i bruk og brattheten på de marginale renskostnadene. Vi ser at dersom myndighetene kjenner formen på tiltakskostnadskurven og effekten av tiltakene på vannkvaliteten, samt betalingsvillighet for miljøkvalitet, kan fastsettelse av utslippskvoter/tillatelse være like samfunnsøkonomisk optimalt som miljøavgifter. Det avgjørende blir usikkerheten om effekten av renskostnader i forhold til usikkerheten om betalingsvillighet for vannkvalitet, og hvor fort de endrer seg i forhold til hverandre med endringer i vannkvalitet. Uansett hvilket virkemiddel som velges, er antall brukere; størrelsen på tjenesteyterne; homogenitet blant brukerne mht. utslippstyper og rens teknologi i de enkelte nedbørfelt avgjørende for hva som er mest hensiktsmessig. Dette vil også være avgjørende for myndighetenes arbeidsbyrde ved valg av ulike virkemidler.

---

<sup>44</sup> ”Tynne markeder” omfatter markeder med få aktører, slik at det kan være optimalt for enkeltaktører i markedet å avvike fra det grunnleggende prinsippet for effektive markeder – prisfast kvantumstilpasning. Her må det legges til at kravet til antall aktører for at et marked skal tilnærmet fungere som forutsatt ofte er langt lavere enn det en skulle forvente. Dette er imidlertid et empirisk spørsmål som bl.a. henger sammen med etterspørsel elastieter og om det finnes noen dominante aktører i markedet.

Nedbørfeltene bør også være store med hensyn til mange nok vannbrukere for at en ikke skal ha "tynne markeder" og for at den samfunnsøkonomiske gevinsten skal være stor nok i forhold til kostnadene ved å etablere en helt ny virkemiddeltype. Med andre ord må det finnes et visst antall aktører for å rettferdiggjøre implementeringskostnadene. Svært små nedbørfelt kan dermed utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører. Nedbørfelt med mange små "homogene" aktører og relativt homogene effekter (utslipp til samme vannforekomst) er mest aktuelle å vurdere for prising. Nedbørfelt med få, men veldefinerte vanntjeneste-brukere kan være kandidater for forsøk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader. Valg av nedbørfelt for markedsbaserte virkemidler kompliseres ved at kravet til mange nok aktører ("tykke nok markeder") tildels strider mot kravet til homogene miljøeffekter ettersom størrelsen på nedbørfeltet øker.

Ikke alle forhold i vannforekomster som påvirker mengde og kvalitet kan reguleres gjennom priser, for eksempel erosjonssikring, mudring, brobygging osv. Det er vanskelig å se for seg prising av slike aktiviteter for påvirkning av kvantitet og kvalitet av vannet. Det vil derfor uansett fortsatt være behov for direkte regulering av en rekke aktiviteter i tilknytning til vannforekomster.

Når det gjelder utslipp, er utslipp både til ferskvann og saltvann høyst aktuelle for prising. Vi har nevnt forhold ved vannforekomst og aktører ovenfor, men det er også nødvendig å vurdere hvilke utslipp som er aktuelle for prising. Det finnes flere helse- og miljøeffekter som en ønsker å unngå og det finnes enda flere stoff som kan bidra til disse effektene. Utgangspunktet for hvilke stoff som bør inkluderes i et markedsbasert system kan være de såkalte prioriterte farlige stoffene som skal fases ut i løpet av en 20-årsperiode. Et annet aspekt ved valg av stoff som skal inkluderes er at det må finnes underlag for utslippsdata. Stoffe med store diffuse utslipp kan være vanskelige å inkludere i et markedsbasert system. Et område der det er akutt behov for tiltak og der kunnskapsgrunnlaget er relativt godt er eutrofiering. Dette er derfor et svært aktuelt felt for utslippsprising.

Utslipp er ikke like viktige uavhengig av hvor og når de skjer. Foruten utslipp fra enkeltkilder er det særlig to faktorer som er av stor betydning for hvilken effekt utslippet gir: For det ene, øvrig belastning i den aktuelle vannforekomsten og for det andre, følsomheten for utslippet i den aktuelle vannforekomsten. Det er derfor grunner til en regional differensiering av priser (avgifter/ kvotepriser) avhengig av den relative belastning og følsomheten til vannforekomsten. Med varierende effekt av utslipp, som skyldes forskjeller i vannforekomster, vil kravet til prisdifferensiering av utslipp øke. En økt kompleksitet i priskonstruksjonen fører igjen til økt administrasjonskostnader (og dermed økte gjennomføringskostnader).

Måling av utslipp som grunnlag for prissetting anses ikke som noe stort problem for punktkildene (bortsett fra at de er svært mange). For diffuse kilder og enkeltavløp er måle data mye dårligere. Problemet kan omgås/ utsettes ved at en anvender sjablong-data, modellering, eller eventuelt innsatsfaktorer som mål for utslipp snarere enn å måle utslippet selv. En avgift på kunstgjødsel er et eksempel på en indirekte ("second-best") tilnærming til avgift på utslipp fra landbruket.

### **7.2.3. Kostnader ved implementering av nye virkemidler for å oppnå full kostnadsdekning i vanntjenester**

Det vil kreve adskillige utrednings- og administrative kostnader å sette opp et vannprisingssystem tilpasset hvert enkelt nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt. Samtidig ser vi av diskusjonen over at teorien tilsier at ulike forhold i ulike nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt krever individuell vurdering.

Vi så i kapittel 6 at det i norsk vannressursforvaltning er sterk tradisjon for individuell behandling i form av konsesjoner for utbygging, tillatelser, utslipstillatelser osv. Det er også til dels sterk tradisjon for grunneiers

rettigheter, særlig i ferskvann, selv om disse har blitt noe redusert til fordel for "samfunnets interesser" de siste årene. Det er også tradisjon for at visse interesser er viktigere enn andre (for eksempel drikkevann) og at det er "urettferdig" dersom visse interesser kan "kjøpe seg fri fra" for eksempel miljøforpliktelser (for eksempel betale kvoter i stedet for å redusere forurensninger).

Det må til endringer både i lovverk og holdninger dersom et system med mer bruk av miljøavgifter (for å dekke ressurs- og miljøkostnader) eller kvoter skal innføres. Slike endringer kan sees som en del av transaksjonskostnadene. Det er naturlig at interesser/ aktører som "mister" rettigheter, vil motsette seg det. Hvor store disse kostnadene vil bli, vil variere mellom vannforekomster og hvilke regimer som utformes for innkreving av de fulle samfunnsøkonomiske kostnadene. Ofte blir systemet som velges et kompromiss mellom det "teoretisk korrekte" og det "praktisk gjennomførbare". Faren ved slike kompromisser er at dersom for eksempel avgiftsregimet nedjusteres i forhold til de faktiske totale kostnader, mister det sin styringseffektivitet, og begrunnelsen for å innføre avgiften faller mer eller mindre bort.

Norsk tradisjon i vannforekomster er behandling av enkeltsaker, for eksempel ved konsesjon – vannprising betyr at en tilsynelatende og fra forvaltningens ståsted "mister kontrollen" over utslipp fra hver enkelt aktør, overlater til aktørene i markedet og finne ut av hvordan de tilpasser seg. Det er også tradisjon for å behandle ulike aktører /brukerinteresser ulikt (selv om det var enda mer utbredt i tidligere lover).

Det er varierende praksis i norsk forurensningspolitikk mht. forurenseren skal betale- prinsippet (FSB). I noen tilfelle er det innført avgifter for at forurenseren skal betale, men det er like vanlig at forurenseren mottar betaling for ikke å forurense (bonden mottar tilskudd for ikke å høstpløye, industrien har mottatt subsidier for å investere i renseteknologi).

En del av de forhold vi har vurdert, spesielt knyttet til dagens lovverk og den juridiske tradisjon innen vannressursforvaltning tilsier at det vil oppstå betydelige overgangskostnader ved utvidelse av vannprising i Norge til å gjelde ressurs- og miljøkostnader. Blant annet har vi sett at lovverket må endres, noe som selvfølgelig medfører kostnader i seg selv. Endring av lovverket vil medføre endrede rettigheter og plikter for ulike aktører. Noen vil altså vinne og noen vil tape på slike endringer, og uansett vil det kreve endrede tilpasninger som i mange tilfeller er kostnadskrevende. Utvidelse av vannprising i Norge, vil derfor utvilsomt medføre økte kostnader i en overgangsfase.

Når det gjelder transaksjonskostnader når vannprising eventuelt er *innført*, er det vanskelig å se at dette skulle føre til høyere kostnader i Norge enn i andre land, forutsatt at en innfører vannprising der det er "fornuftig", ikke nødvendigvis overalt. Dersom transaksjonskostnadene i Norge skulle være større enn i andre land, må det da være fordi en er mindre effektiv i å sette opp prisregimer, håndheve og administrere en ny ordning. Det er ingen prinsipielle forhold som skulle tilsi dette. Derimot kan det være andre forhold (få aktører i markedene) med mer som kan føre til at nettogevinstene ved innføring av vannprising blir mindre i Norge enn i andre (mer tett befolkede) områder.

Det er ikke generelt grunnlag for å si at administrasjons- og overvåkningskostnadene ved markedsbaserte virkemidler vil bli høyere enn for en konsesjonsbasert forvaltning av vannressurser. Dagens system med individuell behandling av en rekke aktører er i utgangspunktet ganske ressurskrevende. I forbindelse med diskusjonen av transaksjonskostnader ved prising av vanntjenester er noen betraktninger i SOU (2002:105) som vurderer avgifter på vann i Sverige interessante. SOU konkluderer med at alle vanskeligheter med innføring av avgifter kan overvinnes, men at i en del tilfeller vil det kreves så omfattende administrasjon og kontroll at den samfunnsmessige gevinsten forsvinner i økte kostnader. Det gjelder derfor å forsøke å identifisere system som kan håndteres med en rimelig innsats av administrasjon og kontroll.

De konkluderer også med at selv om avgifter kan fungere bra på lang sikt er det trolig at det tar tid innen systemet fungerer etter hensikten. De vurderer det derfor slik at et potensielt avgiftssystem fungerer parallelt med dagens system med individuell håndtering og andre administrative virkemidler som benyttes i dag. Sett i

et lenger perspektiv kan det også da være grunner til å beholde parallelle systemer i den grad styringen kan ha behov å variere mer lokalt enn det en avgift kan klare. Avgiften kan da sees som allment styrende mens den individuelle behandlingen ser til at lokale utslippstopper unngås. Hvis det er slik at det er viktig å nå de oppsatte kvalitetsmålene og det er liten grunn til å anta at marginalkostnadene med å nå disse målene ikke øker sterkt rundt nivået for målsetningene, kan det være mer formålstjenlig å bruke mengdeavhengige virkemidler som for eksempel omsettelige utslippskvoter (jf. Weitzman, 1974). Parallelle systemer (regulerings- og markedsbasert) kan også eksistere side om side i den forstand at deres sammensetning varierer fra nedbørfelt til nedbørfelt etter det som er mest hensiktsmessig i forhold til transaksjonskostnader.

”Avgiftssystemet har teoretiske fordeler, og det kan være nødvendig for å kunne oppnå nye og strengere miljøkrav, men det er flere problem som må løses for å finne praktisk gjennomførbare løsninger. Det er blant annet problemer med måling og data for diffuse utslipp. I og med den komplekse bildet av kilder og miljøeffekter kan et avgiftssystem på vannutslipp lett bli administrativt tungrodd. På grunn av dette kommer et avgiftssystem alltid til å være en avveining mellom enkelthet og rettferdighet mht. faktisk miljøeffekt. Kostnaden for systemet må relateres til den miljømessige nytte som oppnås” (SOU 2002:105. Vedlegg 8).

### 7.3. Konklusjoner

På grunnlag av diskusjonen over, kan vi trekke følgende konklusjoner:

- Ut fra den generelle diskusjonen i dette forprosjektet er det klart at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge. Det er imidlertid ikke snakk om noe enten-eller; både vannprising og andre markedsbaserte virkemidler og andre virkemidler som er mer utbredt i dag, vil ha en plass i den fremtidige vannforvaltningen.
- Grunnlag for prising av vanntjenester varierer betydelig mellom nedbørfelt. En generell konklusjon er derfor at vannpriserregimer må vurderes enkeltvis i hvert enkelt nedbørfeltdistrikt.
- En forutsetning for at det skal være hensiktsmessig å innføre vannprising er at det er såkalt ”normal knapphet” på vanntjenester. En del nedbørfelt kan derfor utelukkes som aktuelle for markedsbaserte virkemidler fordi det ikke er knapphet på vanntjenester (det vil si tilbudet av vann til ønsket kvalitet er større enn etterspørselen), eller fordi det ikke finnes teknisk-økonomiske muligheter for at tilbud skal finne sted (det vil si at kostnadene er altfor høye i forhold til etterspørselen).
- Størrelsen på nedbørfeltene har betydning for om det er aktuelt å innføre vannprising. Svært små nedbørfelt kan utelukkes fordi det sannsynligvis ikke finnes mange nok aktører til å rettferdiggjøre implementeringskostnadene – det vil være mer kostnadseffektivt å behandle dem en for en enn å sette opp et system for vannprising.
- De nedbørfeltene som har mange små aktører, der myndighetene har ufullstendig informasjon om aktørenes kostnader, og der effektene av utslippene er nokså ensartede (utslipp til samme vannforekomst) bør i første omgang vurderes for prising. Det er i disse nedbørfeltene enklest sammenheng mellom miljøskaden (miljøkostnaden) som ligger til grunn for prisen som skal betales) og den enkeltes påvirkning. Det er også der det er et visst antall aktører at transaksjonskostnadene ved prising kan ”konkurrere” med andre typer virkemidler. I slike områder kan det også være aktuelt å vurdere miljøtjeneste-betaling som alternativt virkemiddel, der subsidiering av private aktørers tiltak kan gjøres proporsjonale med marginal miljøeffekt.
- Nedbørfelt med få, men veldefinerte vanntjeneste-brukere kan være kandidater for prøveforsøk med private frivillige avtaler for å internalisere miljøkostnader (å lå Coase-teoremet).

- Områder der markedsbaserte virkemidler bør vurderes er for eksempel Morsa (informasjonstilgang, ref. MILDRI), Suldal (informasjonstilgang) og Glomma (størrelse på nedbørfelt, vurdering heterogenitet i brukere og biotoper og transaksjonskostnader).
- Full kostnadsdekning kan ikke vurderes uten systematisk rapportering fra vanntjeneste-ytere. Rapportering om kostnadsdekning er velutviklet for finansielle kostnader innen VA (KOSTRA). Et lignende system bør trolig etableres for andre vanntjenester der vannprising kan bli relevant.
- Full kostnadsdekning skal innføres for vanntjenester, deriblant VA-tjenester. Det er ikke vanlig praksis i dag å inkludere miljø- eller ressursbegrunnede kostnader i VA-avgiftene. Rapporteringssystemer bør utvikles for å kunne håndtere ressurs- og miljøkostnader på en systematisk og etterprøvbar måte.
- Samfunnsøkonomisk optimal prising av vanntjenester vil kreve variasjon i bruk av regulerings- og markedsbaserte virkemidler mellom nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt. Det vil sannsynligvis kreve at nedbørfeltdistriktene innehar lokal nedbørfeltsvis kompetanse om vannbruk, eller at slik desentralisert kompetanse sikres hos myndighetene som får forvaltningsansvaret for Rammedirektivet. Vi har ikke hatt mandat til å vurdere ressursbehovet eller forvaltningssystem som vil kreves for å utvide prising av miljø- og ressurskostnader av vannbruk, men det er klart at det vil kreves kompetanse-oppygging i forvaltningen for å implementere de virkemidlene som er diskutert i denne rapporten.
- Det bør jobbes videre med praktisk utforming av vannprising i norsk vannforvaltning. Praktisk utforming og gjennomføring av vannprising vil reise praktiske spørsmål som ikke er tatt opp i denne rapporten.

#### 7.4. Videre arbeid

I dette forprosjektet har vi vurdert innføring av vannprising på et relativt prinsipielt og overordnet nivå. Hovedkonklusjonen er at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge, og at det bør jobbes videre med tanke på innføring av mer utbredt vannprising i Norge. Men det konkluderes like klart med at vannprising må eksistere sammen med andre (ikke-økonomiske) virkemidler og at det bør vurderes nærmere i hvilke nedbørfelt og eventuelt i hvilke sektorer det er mest ”å hente”.

Et naturlig neste steg vil derfor være å gå mer konkret inn på de ulike nedbørfelt – der det er behov for tiltak- og vurdere disse nærmere ut fra kriteriene som er fremkommet i rapporten. Noen eksempler er trukket fram, som Morsa og Glomma, eventuelt Suldal.

Samtidig er det et klart behov for nærmere vurdering av hvordan et prisregime skal utformes i praksis for å oppnå de miljø- og samfunnsøkonomiske fordelene og samtidig være praktisk håndterbare i det enkelte nedbørfelt. Ikke minst konklusjonen om at prising må vurderes nedbørfeltsvis, er en utfordring i forhold til tradisjonell tankegang knyttet til ilegging av avgifter. Nedbørfeltforvaltningens rolle i utforming og avgjørelse av om vannprising skal innføres i ”deres” nedbørfelt er også forhold som bør vurderes med tanke på praktisk implementering. Likeledes utregning av miljøkostnader i de aktuelle nedbørfelt – skal det for eksempel være sentral beregning, lokal beregning basert på sentral ”oppskrift”, eller utelukkende lokal beregning? Det vil kreve et godt praktisk foterarbeid for å utforme vannprising i praksis – slik at de økonomiske og miljømessige fordeler beholdes, samtidig som systemet blir praktisk (og politisk) akseptabelt.

En kan tenke seg at en foretar en utplukking av de mest aktuelle nedbørfelt for innføring av prisregimer, og at en for et eller flere av disse, utformer et praktisk gjennomførbart opplegg for vannprising- og prøver det ut i en eller flere av nedbørfeltene.

## 8. Referanser

- Agence\_de\_l'Eau (1999). Pollution de activités económicas, pollution des collectivités, Agence de l'Eau Rhone Mediterranée Corse.
- Andrews, K., J. Burgess, et al. (2002). Integrated appraisal for River Basin Management Plans. Final Report, UK Environment Agency.
- Arrow, K. J., R. Solow, et al. (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation.
- Barrantes, G. og E. Castro (1999). Estructura tarifaria hídrica ambientalmente ajustada: internalización del valor de variables ambientales. Heredia, Costa Rica, SEED: 102.
- Barton, D. N. (1999). The Quick, the Cheap, and the Dirty. Benefit transfer approaches to the non-market valuation of coastal water quality in Costa Rica, <http://www.nlh.no/IOS/publikasjoner/avhandling/a1999-3.html>. Agricultural University of Norway.
- Barton, D. N. (2002). "The Transferability of Benefit Transfer: contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica". *Ecological Economics* **42** (2002)((1-2)): 147 - 164.
- Baumol, W. J. og W. E. Oates (1988). *The theory of environmental policy, 2nd ed.* New York, Cambridge University Press.
- Berge, D; Sørensen, J.; Oestdal, T.; Tvede, A. 2002: Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs vanddirektiv i Suldalslaagen med Hylsfjorden, Sandsfjorden, Nedstrandsfjorden, Boknafjorden, Skudenesfjorden og områdene rundt Stavanger. Fase 1: Regionale forvaltningsmodeller og -prosesser. NIVA-rapport (utkast). Prosjektnr. 21245.
- Bjerknes et al. 2001: Kystsonanalyse for Flora kommune. NIVA-rapport, Lnr. 4382-2001.
- Braden, J. B. og C. D. Kolstad, Eds. (1991). *Measuring the demand for environmental quality*. Contributions to economic analysis. Amsterdam, North-Holland.
- Brookshire, D. S. og H. R. Neill (1992). "Benefit transfer: conceptual and empirical issues." Water Resources Research **28**(3): 651-655.
- Dalhuisen, J. M., R. J. G. M. Florax, et al. (2001). Price and income elasticities of residential water demand. Amsterdam, Tinbergen Institute.
- Dalhuisen, J. M., H. L. F. D. Groot, et al. (2002). Economic Aspects of Sustainable Water Use. Evidence from a horizontal comparison of the 5 Metron cities., METRON-Project. European Union.
- Dixon, J. A., R. A. Carpenter, et al. (1995). *Economic valuation of environmental impacts*. London, Earthscan.
- Easter, K. W., M. W. Rosengrant, et al. (1999). "Formal and Informal Markets for Water: Institutions, Performance and Constraints." *The World Bank Observer* **14**(1): 99-116.
- EC (1999). Benefit transfer and economic valuation of environmental damage in the European Union: with special reference to health. Final Report to the DG-XII, European Commission Contract ENV4-CT96-0227, European Commission.

- EEA (1999). Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures, European Environmental Agency.
- Finansdepartementet (2000). Veiledning i samfunnsøkonomiske analyser.
- Hanley, N., J. F. Shogren, et al. (1997). *Environmental Economics in Theory and Practice*, MacMillan.
- Hass, J. L., R. O. Solberg, et al. (2000). Industriens investeringer og utgifter tilknyttet miljøvern - pilotundersøkelse 1997, Statistisk Sentralbyrå (SSB).
- Johnsen, T. A. og C. Lindh (2001). "Økende knapphet i kraftmarkedet: vil prisoppgang påvirke forbruket?" *Økonomiske analyser*, **SSB 6/2001**.
- Johnston, R. J., S. K. Swallow, et al. (2002). "Designing multi-dimensional environmental programs: assessing tradeoffs and substitution in watershed management plans." *Water Resources Research* **38(7)**: 4-1 - 4-13.
- KOSTRA (2002). Håndbok for bruk av kontoplan i KOSTRA-2003, Kommunal- og regionaldepartementet (KRD).
- KRD (2003). Retningslinjer for beregning av selvkost for kommunale betalingstjenester. Kommunal- og regionaldepartementet. H-2140.
- Leggett, C. G. og N. E. Bockstael (2000). "Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices." *Journal of Environmental Economics and Management* **39**: 121-144.
- Lyche, A., N. Vagstad, et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.
- Magnussen, K. (1997). Miljømål for vannforekomstene. Vurdering av nytten ved å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet. Oslo, SFT.
- Magnussen, K. og O. Bergland (1996). Verdsetting av miljøgifter i vann, Stiftelsen Østfoldforskning (STØ).
- Magnussen, K., O. Bergland og S. NAVrud. (1995). Overføring av nytte-estimer: status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet, NIVA.
- Massarutto, A. (2002). The full-cost recovery of irrigation: rationale, methodology, European experiences (draft: author's permission required). Irrigation Water Policies: Micro and Macro Considerations, Agadir, 15-17 June 2002, Dipartimento di scienze economiche, Università di Udine.
- Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet 1996: Lov og retningslinjer for planlegging og ressursutnytting i kystsonen. Rundskriv T-4/96.
- Morrison, M., J. Bennett, et al. (1999). "Valuing improved wetland quality using choice modeling." *Water Resources Research* **35(9)**: 2805-2814.
- Navrud, S. (1993). Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann, Direktoratet for Naturforvaltning (DN).



Navrud, S. (2001). En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 1 - Miljøkostnader av norsk vannkraft, ENCO Environmental Consultants AS for EBL Kompetanse.

Navrud, S. (2001). Miljøkostnader av norsk vannkraft og sammenligning med andre energibærere. Produksjonsteknisk konferanse 2001, 6-7 mars 2001, Gardermoen.

NIVA (2002). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway. An evaluation of the Norwegian Approach regarding Wastewater Treatment, NIVA.

NOU (1994:12): Lov om vassdrag og grunnvann.

NOU (1995:4). Virkemidler i miljøpolitikken, Miljøverndepartementet.

Rogers, P. Et al. (1996). Unpublished mimeo. Water as a social and economic good: How to put the principle into practice. Paper presented to the Technical Advisory Committee, Global Water Partnership.

Røhr, P. K., D. N. Barton og K. Magnussen. (2002). Grunnvannsressurser på Gardermoen - Samfunnsøkonomiske konsekvenser ved vern av grunnvannet som drikkevannskilde, Interconsult: 91.

Sage, L. F., R. Matarrita, et al. (2001). Diseño de un instrumento financiero y de los mecanismos de comercialización que permitan a FONAFIFO captar recursos a nivel nacional para el pago de servicios ambientales, Recursos Naturales Tropicales (RNT).

Smith, T. og S. E. Stave (2002). "Ressursinnsats, utslipp og rensing i den kommunale avløpssektoren 2001". Statistisk Sentralbyrå (SSB).

SOU (2002:105): Klart som vatten. Sveriges offentlige utredninger.

Spulber og Sabaghi (1997). *Economics of Water Resources: From Regulation to Privatization*. 2nd ed., Kluwer Academic Publishers.

Stortingsmelding nr. 43 (1998-99): Vern og bruk i kystsona. Tilhøvet mellom verneinteresser og fiskerinæringane.

Toivonen, A.-L., H. Appelblad, et al. (2000). "Economic value of recreational fisheries in the Nordic Countries." *TemaNord* **2000:604**.

Ward, F. A., B. A. Roach, et al. (1996). "The economic value of water in recreation: evidence from the California drought." *Water Resources Research* **32**(4): 1075-1081.

WATECO (2002). Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.  
Decision tree

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

Young, R. A. (1996). Measuring Economic Benefits for Water Investments and Policies. Washington D.C, Agricultural and Natural Resources Department, World Bank: 117.

# RAPPORT FRA KM MILJØUTREDNING

<b>KM MILJØUTREDNING</b>  Adresse: Damveien 23 1672 Kråkerøy Norway Telefon: (+47)-69 34 28 46 e-post: <a href="mailto:krimag2@frisurf.no">krimag2@frisurf.no</a>	
Rapportens tittel: Kostnadsdekning og prising av vanntjenester – Forprosjekt i forbindelse med Norges implementering av EU's rammedirektiv for vann	Rapport-nummer: <b>2003-02</b>  ISBN: 82-996648-0-2
Forfattere: Kristin Magnussen, KM Miljøutredning David N. Barton, NIVA Eirik Romstad, Inst. for økonomi og samfunnsfag, Norges landbrukshøgskole	Prosjektleder: Kristin Magnussen, KM Miljøutredning
Oppdragsgiver: Direktoratsgruppa for karakterisering av Vannforekomster	Kontaktpersoner hos oppdragsgiver: Are Lindegaard, SFT, og Jon Lasse Bratli, SFT.
Resyme: Hensikten med dette forprosjektet er å gi grunnlag for å vurdere Vanndirektivets krav til full kostnadsdekning og prising av vanntjenester. Innføring av vannprising er vurdert på et relativt prinsipielt og overordnet nivå. Hovedkonklusjonen er at økt bruk av vannprising kan være aktuelt for fremtidig vannforvaltning i Norge, og at det bør jobbes videre med tanke på innføring av mer utbredt vannprising i Norge. Men det konkluderes like klart med at vannprising må eksistere sammen med andre (ikke-økonomiske) virkemidler og at det bør vurderes nærmere i hvilke nedbørfelt og eventuelt i hvilke sektorer det er mest "å hente". Grunnlaget for prising av vanntjenester varierer betydelig mellom nedbørfelt. En generell konklusjon er derfor at vannprisingsregimer bør vurderes enkeltvis for hvert nedbørfelt/ nedbørfeltdistrikt. Rapporten diskuterer nærmere hvilke forutsetninger som må være til stede for at det skal være hensiktsmessig med vannprising i de enkelte nedbørfelt. Det er et klart behov for nærmere vurdering av hvordan et prisregime skal utformes i praksis for å oppnå de miljø- og samfunnsøkonomiske fordelene og samtidig være praktisk håndterbare i det enkelte nedbørfelt. Det vil kreve et godt praktisk fotarbeid for å utforme vannprising i praksis – slik at de økonomiske og miljømessige fordeler beholdes, samtidig som systemet blir praktisk (og politisk) akseptabelt. Praktisk utforming og gjennomføring av vannprising i Norge vil reise flere praktiske problemstillinger som ikke er tatt oppi denne rapporten.	
Emneord, norsk: Vannprising Full kostnadsdekning Vannforekomster EU's Rammedirektiv for vann	Key words, English: Pricing of water services Full cost recovery Water courses EU Directive 2000/60/EC