

Økonomiske aspekter ved gjennomføring av vanndirektivet - eksempler fra Sørum kommune



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Økonomiske aspekter ved gjennomføring av vanddirektivet - eksempler fra Sørum kommune	Løpenr. (for bestilling) 6204-2011	Dato 05.09.11
	Prosjektnr. Undernr. 10457	Sider Pris 73
Forfatter(e) Silje Nygaard Holen (NIVA), Kristin Magnussen (SWECO) og Isabel Seifert (NIVA).	Fagområde Miljøøkonomi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Sørum kommune	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Sørum Kommunalteknikk KF	Oppdragsreferanse O-10457
--	------------------------------

Sammenheng

På bakgrunn av kravene til økonomiske analyser i EUs vanddirektiv, har Sweco i samarbeid med NIVA i juni 2011 levert en utredning til Direktoratet for naturforvaltning (DN), Klima- og forurensningsdirektoratet (KLIF), Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Vegdirektoratet om de "Økonomiske aspektene ved gjennomføring av vanddirektivet." Som et ledd i arbeidet med Hovedplan for avløp og vannmiljø tok Sørum kommune initiativ til å bli eksempel - kommune for den overnevnte nasjonale utredningen. Utkast til hovedplan beskriver at Sørum kommune de nærmeste årene skal bruke flere hundre millioner kroner på kommunale avløpstiltak. Hver for seg er dette mange gode og viktige tiltak, men summen av kostnadene gjør det nødvendig med en klarere prioritering, der enkelte tiltak må utsettes. Man ønsker nå også å se tiltakene i forhold til vanddirektivet og dets krav om å prioritere tiltakene etter kostnadseffektivitet på tvers av sektorer, samt vurdering av tiltak med hensyn til uforholdsmessige kostnader. Denne rapporten gir eksempler fra Sørum kommune på bruk av økonomiske analyser for prioritering av tiltak i henhold til vannforskriften. Rapporten kommer også med anbefalinger for det videre vannmiljøarbeidet i kommunen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøøkonomi	1. Environmental Economics
2. Vanddirektivet	2. Water Framework Directive (WFD)
3. Kostnadseffektivitetsanalyser	3. Cost-effectiveness analyses
4. Miljønytte	4. Environmental benefits



Silje Nygaard Holen
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-5939-1



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Økonomiske aspekter ved gjennomføring av vanndirektivet

- eksempler fra Sørums kommuner

Forord

På bakgrunn av kravene til økonomiske analyser i EUs vanndirektiv, har Sweco i samarbeid med NIVA i juni 2011 levert en utredning til Direktoratet for naturforvaltning (DN), Klima- og forurensningsdirektoratet (KLIF), Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Vegdirektoratet om de "Økonomiske aspektene ved gjennomføring av vanndirektivet." De samfunnsøkonomiske vurderingene som ble gjennomgått var blant annet knyttet til følgende delopdrag:

- 1) Prioritering av tiltak basert på **kostnadseffektivitet**: Forslag til hvordan kostnader for mulige tiltak og deres effekt på vannmiljø og andre samfunnsinteresser skal vurderes.
- 2) Forslag til hvordan unntak fra miljømål kan begrunnes basert på **kost-nyttevurderinger**: Forslag til hvordan uforholdsmessige kostnader skal vurderes.

Som et ledd i arbeidet med Hovedplan for avløp og vannmiljø tok Sørums kommune initiativ til å bli eksempel-kommune for den overnevnte nasjonale utredningen. Foruten å bygge på det nasjonale utredningsarbeidet som gjennomføres for direktoratene, har både NIVA og Sørums kommune deltatt i finansieringen av arbeidet.

Rapporten er utarbeidet i et samarbeid mellom Silje Nygaard Holen og Isabel Seifert i Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Kristin Magnussen i Sweco. Holen har vært prosjektleder for arbeidet.

Vi vil takke både Sørums kommune og kommunens rådgiver Christen Ræstad for et godt og spennende samarbeid. I arbeidet med den nasjonale utredningen har det vært svært nyttig for oss å få arbeide med, og lære mer om utfordringene man støter på i det lokale vannmiljøarbeidet.

Denne rapporten setter søkelyset på utfordringer knyttet til bruk av økonomiske aspekter i lokalt vannmiljøarbeid og fokuserer på hvordan samfunnsøkonomiske analyser kan bidra til en effektiv måloppnåelse.

Oslo, 05.09.2011



Silje Nygaard Holen

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Bakgrunn	11
1.1 Bakgrunn og problemstillinger i Sørums kommuner	11
1.2 Økonomiske analyser i henhold til vanndirektivet	13
1.2.1 Kostnadseffektivitetsanalyse	15
1.2.2 Unntak og uforholdsmessige kostnader	17
2. Nyttevurderinger	19
2.1 Hva menes med nytten av tiltak og hvordan kan nytten vurderes og verdsettes?	19
2.1.1. Miljøgodenes totalverdi	19
2.1.2 Vurdering og verdsetting av nytte – alternative fremgangsmåter	19
2.1.3. Nyttens av endret vannmiljøkvalitet; kvalitativ og kvantitativ beskrivelse	20
2.1.4. Verdsetting av nytte i kroner	20
2.2 Eksempel fra Sørums kommuner	21
2.2.1 Forutsetninger	21
2.2.2 Nyttevurderinger ved å beskrive nytten for ulike brukerinteresser	21
2.2.3 Hvordan er nytten sett i forhold til kostnadene?	24
2.2.4 Samlet vurdering av nytte og kostnader ved avløpstiltak i Sørums kommuner	26
3. Nåverdiberegninger	27
3.1 Bakgrunn	27
3.2 Introduksjon til nåverdibegrepet	27
3.3 Nåverdimetoden	28
3.4 Valg av diskonteringsrente	29
3.5 Diskonteringsrenten for langvarige prosjekter	29
3.6 Vurdering av bruk av nåverdiberegninger og diskonteringsrente i nyttekostnadsanalyser i vannforvaltning i Sørums kommuner	31
3.7 Eksempel fra Sørums kommuner	33
4. Kostnadseffektivitet	36
4.1 Kostnadseffektivitetsanalyse	36
4.1.1 Spesifisere problemstilling og mål	36
4.1.2 Spesifisere tiltak	36
4.1.3 Beskrive/ beregne kostnader og effekter av aktuelle tiltak	37
4.1.4 Beregne kostnadseffektivitet (KE) og rangere ut fra KE	38
4.1.5 Synliggjøre usikkerhet	38
4.1.6 Gi en samlet vurdering og anbefaling	38
4.2 Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett i Sørums kommuner	39
4.3 Kostnadseffektivitetsvurdering av 13 områder planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnettet i Leiras nedbørfelt	39

4.3 Kostnadseffektivitet av tiltak i landbrukssektoren og vann- og avløpssektoren	44
5. Uforholdsmessige kostnader	50
5.1 Vurdering av uforholdsmessige kostnader – en tysk metode	50
5.1.1 Bruk av metoden i Sørumsund	52
5.2 Metode basert på vurdering av kostnader og nytte	57
5.2.1 Bruk av metoden i Sørumsund	57
5.3 Vurdering av metoder og forslag til videre oppfølging av metoder for vurdering av uforholdsmessige kostnader og unntak	59
6. Oppsummering og anbefaling for videre arbeid	61

Sammendrag

Utkast til Hovedplan for avløp og vannmiljø i Sørums kommuner beskriver at Sørums kommuner de nærmeste årene skal bruke flere hundre millioner kroner på kommunale avløpstiltak. Hver for seg er dette mange gode og viktige tiltak, men summen av kostnadene gjør det nødvendig med en klarere prioritering, der enkelte tiltak må utsettes. Man ønsker nå også å se tiltakene i forhold til EUs vanddirektiv og dets krav om å prioritere tiltakene etter kostnadseffektivitet på tvers av sektorer og vurdering av tiltak med uforholdsmessige kostnader.

Behov for å få fram samfunnsnyttene av vannmiljøforbedringer

Samfunnets nytte av tiltakene kommer formelt inn i arbeidet med vannforskriften kun dersom man skal vurdere om kostnadene er uforholdsmessig høye (i forhold til nytten). Vi anbefaler imidlertid at man i hele arbeidet har fokus på den nytten vannmiljøforbedringer har for samfunnet (jf. karakterisering av økonomiske interesser som bør inkludere brukerinteresser). Det er vanskelig for kommunen å bruke millioner på tiltak for å forbedre vannmiljøet dersom man ikke kan dokumentere at dette har noen nytteeffekter for samfunn og innbyggere. Vi snakker her om nytten i form av ”den totale samfunnsøkonomiske verdi”. Dette er et omfattende begrep, som beskrevet i kapittel 2. Nyttbegrepet inkluderer både direkte bruksverdier som drikkevann og bading, indirekte bruksverdier som rensefunksjoner, og ikke-bruksverdier som bevaring av biologisk mangfold og ulike arter osv.

Det er flere fremgangsmåter og metoder for å komme fram til nytten av tiltak som gir bedre vannkvalitet. I den ene enden av skalaen er en ren kvalitativ beskrivelse mens i den andre enden av skalaen er en full verdsetting i kroner av samfunnets nytte av tiltak. Fordi nytten i stor grad består av goder og tjenester som ikke har noen vanlig markedspris, innebærer det i praksis gjennomføring av en form for verdsettingsundersøkelse eller eventuelt overføring av verdsettingsestimater fra tidligere verdsettingsundersøkelser. Ved å ta utgangspunkt i foreløpig oppsatte miljømål og tilhørende forbedret vannkvalitet kan man beskrive verbalt hvilke nytteeffekter denne forbedringen vil innebære for befolkningen og alle berørte brukerinteresser.

Anslåtte kostnader for tiltak innen avløpssektoren i Sørums kommuner er svært høye. Det er også betydelig usikkerhet knyttet til disse kostnadsberegningene fordi en del av anslagene både for investeringskostnader og ikke minst for årlig driftskostnader er usikre. Sammenligner vi disse kostnadsanslagene med nyttevurdering av vannkvalitetsforbedringer i noen andre norske vassdrag, er det mye som tyder på at kostnadene er på eller over grensen for det som vil anses som samfunnsøkonomisk lønnsomt. Disse tallene kan dekke over at nytten og kostnadene ved tiltakene kan være ganske ulike mellom de ulike vassdragene fordi vi ikke har sett på verken kostnads- eller nyttefordeling mellom vassdragene.

Vi har også vurdert hvilke brukerinteresser som er knyttet til de ulike vassdragene. Disse kan brukes til å vurdere om nytten totalt står i forhold til kostnadene, men også til å vurdere nytten av tiltak i de ulike vassdragene. Hvis man hadde kostnader knyttet til tiltak i de enkelte vassdrag, kunne man også vurdere nytte og kostnader knyttet til hvert enkelt vassdrag.

Sammenstilling av inntekter og kostnader som inntreffer på ulike tidspunkt i tiltakets levetid

Når man skal vurdere ulike tiltak og deres samfunnsøkonomiske lønnsomhet, er det ofte slik at tiltaket har både inntekter (nyttesiden) og kostnader som inntreffer på ulike tidspunkt i tiltakets levetid. Den vanligste metoden for slik sammenstilling er å omregne de årlige nytte- og kostnadseffekter til en nåverdi. Nåverdien er kroneverdien i dag av de samlede nytte- og kostnadseffekter som påløper i hele tiltakets levetid. Når man beregner nåverdien av et tiltak, blir fremtidige inntekter og kostnader diskontert med en positiv diskonteringsrente (også kalt kalkulasjonsrente). Det betyr at kostnader og nytte som oppstår i fremtiden teller mindre enn nytte og kostnader som oppstår i dag, og jo lenger

fram i tid nytten og kostnadene oppstår, jo mindre teller de inn på nåverdien. Ved bruk av nåverdimetoden neddiskonteres nytten og kostnadene til investerings- eller iverksettelsestidspunktet. *Netto nåverdi (NNV)* er nettoverdien i dag av alle de verdsatte inntekter og kostnader av et tiltak. Det betyr at vi regner nåverdien av henholdsvis alle kostnader og alle nytteeffekter (inntekter) og summerer disse. Men vi kan regne nåverdi av både henholdsvis kostnader og nytte/inntekter – også uten å ”regne dem sammen” til netto nåverdi. I kostnadseffektivitetsanalysen i kapittel 4 regner vi nåverdi kun av kostnadene. Det kan også være relevant å ta hensyn til utrangeringsverdien eller restverdien av investeringen i siste periode av prosjektets levetid og neddiskontere også den til investerings- eller iverksettelsestidspunktet. Det er aktuelt dersom tiltaket eller deler av tiltaket (for eksempel renseanlegget eller vannledningene) fortsatt har en verdi etter analyseperioden. Alle prosjekter med positiv NNV er lønnsomme. Imidlertid har vi ikke alltid ubegrensede budsjetter, og det betyr at ikke alle prosjekter med positiv NNV kan gjennomføres. Dette viser også eksempelet fra Sørums kommunen. I så fall bør vi rangere prosjektene etter NNV per enhet av den knappe budsjetttrammen, og vi kan bruke *netto nåverdi per budsjettkrone (NNB)* som lønnsomhetsmål. Finansdepartementets veileder i samfunnsøkonomiske analyser (Finansdepartementet 2005) slår fast at ”normalrenten på 4 % i utgangspunktet skal benyttes ved vurdering av offentlige tiltak med moderat systematisk risiko”. (Disse 4 % utgjøres av 2 % risikofri rente og 2 % risikotillegg).

Ut fra anbefalingene fra ”offisielt hold” med hensyn til behandling av diskonteringsrente i offentlige prosjekter, vil anbefale at Sørums kommunen følger disse anbefalingene også for vannmiljøprosjekter. Dette blir også mest riktig av hensyn til andre prosjekter i kommunen, som disse skal veies opp mot. Med tanke på hensyn til fremtidige generasjoner, anbefaler vi imidlertid at man vurderer hvilke kalkulasjonspriser som legges inn for fremtidig miljønytte, og at man som en del av kartleggingen av fordelings effekter av tiltakene også vurderer fordelings effekter mellom dagens og fremtidige generasjoner.

Kostnadseffektivitetsanalyser som grunnlag for prioritering av tiltak

Vedlegg III til vannforskriften krever at den økonomiske analysen skal inneholde tilstrekkelig detaljerte opplysninger til at det kan foretas vurdering av den mest kostnadseffektive kombinasjon av tiltak med hensyn til vannbruk som skal inngå i tiltaksprogrammet på grunnlag av overslag over potensielle kostnader ved slike tiltak. Målet for kostnadseffektivitetsanalysen å finne fram til de tiltakene på tvers av sektorer som på billigste (mest kostnadseffektive) måte oppfyller den økologisk bestemte vannkvaliteten.

Vanndirektivet setter miljømål for vannforekomstene og kartlegger deretter hvor stort ”gap” det er til å nå målene. Alle tiltak som er relevante for å bidra til å nå målene skal kartlegges og implementeres etter hvor kostnadseffektive de er. Tiltakene med størst effekt per investert krone skal implementeres først og vurderingen skal gjøres på tvers av sektorer. Om tiltakene er forankret i annet regelverk, er de fortsatt en del av tiltakene som vannforskriften krever.

Vi har gjennomført en kostnadseffektivitetsanalyse av de 13 områdene med spredt bebyggelse som er planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnett i Leiras nedbørfelt for å vise hvordan metoden kan brukes til å vurdere kostnadseffektive tiltak for å nå målene i vanndirektivet.

Metodikken som i dette notatet kun er benyttet for utbyggingsplanen for kommunalt avløpsnett i Leiras nedbørfelt, vil kunne brukes på utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett i hele Sørums kommunen for å prioritere hvilke tiltak man bør gå i gang med først. I henhold til WATECO (2002), som er utfyllende retningslinjer (”Guidelines”) til vanndirektivet, bør imidlertid kostnadseffektivitetsanalysen utføres for et bredt spekter av tiltak i ulike sektorer og på tvers av organisatoriske enheter i nedbørfeltet. I henhold til vanndirektivet bør koordineringen av dette foregå på vannområdenivå. En slik kostnadseffektivitetsanalyse vil fremskaffe nyttig informasjon for beslutningstakerne.

En samlet oppsummering av tiltak bør i første omgang presenteres for ulike effektmål, og i Leira vil det være mest relevant for eutrofiering, forsuring, miljøgifter, bakterier (ikke forankret i

vanddirektivet), hydromorfologiske endringer samt fremmede arter. Det er krav om å oppfylle de ulike biologiske og kjemiske målene i vanddirektivet, og derfor vil det være mest relevant å sammenligne kostnadseffektiviteten av ulike tiltak innenfor hvert effektmål, slik at målene kan oppnås til lavest mulige kostnader for samfunnet. Vi foreslår altså at rangeringen gjøres for hvert effektmål for seg – for eksempel slik at man rangerer tiltak for å redusere fosfor og tiltak for reduksjon av miljøgifter hver for seg (hvis begge er aktuelle). Dersom kun ett problem og effektmål er aktuelt, forenkles analysen tilsvarende. Dette reduserer behovet for rangering ”på tvers” av miljøpåvirkninger.

I Sørums kommunen diskuteres kostnadseffektivitet på landbruks tiltak versus tiltakene i vann- og avløpssektoren. For å kunne si noe om kostnadseffektiviteten av tiltak i disse sektorene, har vi ved hjelp av Sørums kommune laget noen forenklete regneeksempler. Ut i fra disse eksemplene, ser vi tiltakene i jordbrukssektoren er de mest kostnadseffektive. Dersom man forutsetter at jordbruket står for 60 % av den totale fosforbelastningen i Sørums kommunen, er konklusjonen at det er her man kan oppnå størst reduksjon av fosfortilførselen til den laveste kostnaden. I regneeksempelet har vi imidlertid sett på omfattende tiltakspakker i sektorene. En kostnadseffektivitetsanalyse bør beskrive enkelttiltak, og det kan for eksempel finnes flere svært kostnadseffektive tiltak også innen vann- og avløpssektoren.

Vurdering av uforholdsmessige kostnader

Vi beskriver to ulike metodiske tilnærminger for å vurdere uforholdsmessige kostnader som kan gi grunn til unntak i en eller annen form. Den første tilnærmingen er en tysk metode som tar utgangspunkt i kostnadsbildet for ulike tiltak. Den andre metoden tar utgangspunkt i en mer tradisjonell nyttekostnadsvurdering, i tråd med samfunnsøkonomiske analyser.

Den tyske metoden tar utgangspunkt i at en tiltakskostnad er uforholdsmessig dersom den er veldig høy sammenlignet med andre tiltak i det samme vassdraget. Fordelen med metoden, er at den kun baserer seg på kostnadsdata for gjennomføring og at det også er delvis mulig å integrere andre interesser, for eksempel spesielle brukerinteresser (badevannskvalitet etc.). Metoden tar utgangspunkt i kostnadene ved tiltak for å oppfylle miljømålene i vannforskriften. Disse kostnadene skal uansett beregnes som en del av kostnadseffektivitetsanalysen/tiltaksanalysen, der totale kostnader for tiltakspakken skal beregnes.

I denne rapporten har vi som en illustrasjon av metoden gjennomført en analyse der vi har vurdert uforholdsmessige kostnader for de enkelte husholdninger ved utbygging av avløpsnett i områder med spredt bebyggelse hvor de private avløpsløsningene er dårlige. Resultatet av analysen viste at utbygging av noen områder muligens er forbundet med uforholdsmessige kostnader. Metodikken er imidlertid utviklet for å vurdere tiltak i vannregioner i Tyskland, og skal i utgangspunktet baseres på data for veldig mange tiltak på et regionalt nivå da det først er i sammenligning med mange andre tiltak man kan si om et tiltak vil medføre uforholdsmessige kostnader.

Vår andre tilnærming til å vurdere uforholdsmessige kostnader, er å vurdere kostnadene ved tiltak opp mot den nytten tiltakene medfører for samfunnet. Her gjør vi også en vurdering av om nytten av tiltakene står i forhold til kostnadene ved tiltakene. På grunn av manglende data for en del av virkningene, kunne vi ikke konkludere entydig på dette punktet, men vi så at kostnadene ved tiltak i avløpssektoren er høye, og at det kan se ut til at kostnadene er ved eller over grensen til at tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Det vil si at de kan se ut til at nåverdien av kostnadene ved tiltak er høyere enn nåverdien av nytten av tiltakene, og netto nåverdi er dermed negativ. Det må imidlertid understrekes at analysen er ufullstendig. Vi har kun har med tiltak i avløpssektoren, og det kan finnes billigere tiltak i andre sektorer som gir samme effekt til en lavere kostnad. Det må også tas forbehold om at det ikke er gjennomført egne verdsettingsstudier i Sørums kommunen, og overføring av nytteestimer er beheftet med større usikkerhet enn originale verdsettingsestimer.

Selv om vi har gjort vurderinger som tyder på at de tiltakene vi har beregnet kostnader for ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomme, er det ikke gitt at konklusjonen vil bli at tiltakene har uforholdsmessige kostnader blant annet fordi det er skrevet i ”unntaksveilederen” at det ikke er nok at kostnadene overstiger nytten (men ikke hvor mye de må overstige med) og fordi det kan være at (en del av) disse tiltakene må gjennomføres uavhengig av vanndirektiv og vannforskrift for å oppfylle annet regelverk.

Mange synes det er ”vanskelig” å beregne nytte i samfunnsøkonomisk forstand, men det å gjøre vurderingen i form av hva nytten må være for at den skal stå i rimelig forhold til kostnadene, antar vi er en enklere måte å forholde seg til nytten på.

Vanndirektivet antyder imidlertid at for at kostnadene skal være uforholdsmessige, må de overstige nytten ”betydelig” og med stor sikkerhet. Dette indikerer at det må gjøres en vurdering av ”hvor mye større kostnaden skal være enn nytten” før det tilsier uforholdsmessighet og unntak. Det kan også være at regelen bør være ulik avhengig av om det er snakk om for eksempel tidsutsettelse eller varig unntak – og bevisbyrden og uforholdsmessigheten bør være større hvis det skal søkes varig unntak enn om det er snakk om tidsutsettelse.

Begge disse tilnærmingene er interessante for å vurdere kostnadene ved tiltak sammenstilt med henholdsvis andre tiltakskostnader og nytten av tiltak. Men vi har også sett at det ikke er enkelt å få gode nok data til å gjennomføre vurderinger på kommunenivå.

Kommunens rolle

De samfunnsøkonomiske analysene det legges opp til gjennom vanndirektivet er nyttige for beslutningstakere også på lokalt nivå. Det er imidlertid viktig med en praktisk og hensiktsmessig tilnærming samt vurdering av kostnadene ved å gjennomføre analysen og tilgjengeligheten av data opp mot betydningen av de effekter og kostnader analysen gjelder. Kostnadseffektivitetsanalyse er en måte å samle best tilgjengelig informasjon på og er en ryddig og etterprøvable måte å komme frem til prioritering av tiltak. Det er avgjørende å vurdere et bredt spekter av tiltak innenfor de ulike sektorene for å danne et godt grunnlag for beslutningstakerne.

Kommunen har en sentral rolle i utføringen av tiltak for å nå målene i vanndirektivet. Det er imidlertid viktig at det skjer en koordinering av tiltak mellom både sektorer innad i den enkelte kommune og mellom de ulike kommunene i nedbørfeltet. Det bør gjøres på vannområde- og vannregionnivå. Vannet skal i henhold til vanndirektivet forvaltes på nedbørsfeltnivå, og dermed blir det viktig å innarbeide og styrke disse nivåene slik at de kan koordinere og legge til rette for det kommunale vannmiljøarbeidet. Det er derfor viktig at arbeidet med de sektorvise kommunale planene som hovedplan avløp- og vannmiljø forholder seg til tiltaksanalyse og tiltaksprogram som er gjort i forbindelse med vanndirektivet.

Sørum kommune belyser en del utfordringer knyttet til gjennomføring av økonomiske analyser i forbindelse med vanndirektivet. Det pekes på at det er mangel på data i forhold til slike analyser og usikkerhet rundt hvordan de økonomiske analysene skal gjennomføres.

I fremtiden vil det være et behov for sterkere koordinering på tvers av kommuner og sektorer, og kommunalt vannmiljøarbeid må i sterkere grad knyttes til arbeidet i vannområdene. Det er også behov for kunnskap og veiledning når det gjelder gjennomføring av økonomiske analyser og en full utnyttelse av sektorenes virkemiddelapparat. I tillegg kan man tenke seg at man i større grad bør vurdere å kombinere virkemidler og skreddersy virkemiddelpakker til de enkelte vannregioner eller –områder.

Summary

Title: Economic aspects of the EU Water Framework Directive - Examples from Sørum municipality, SE Norway

Year: 2011

Authors: Silje Nygaard Holen (NIVA), Kristin Magnussen (SWECO) og Isabel Seifert (NIVA).

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5939-1.

Based on the requirements for economic analysis in the EU Water Framework Directive, Sweco and NIVA have delivered a report on the "Economic aspects of the EU Water Framework Directive implementation." The report was commissioned by the Directorate for Nature Management (DN), the Climate and Pollution Agency (KLIF), the Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE) and The Norwegian Public Roads Administration.

The municipality of Sørum is working on a plan for the management of their sewage- and water environment, and took the initiative to be used as a case in this study. Sørum proposes to spend several millions on municipal waste water treatment during the next few years. When viewed separately, the measures outlined in the draft plan are good and important, but necessitates a clearer prioritisation as well as the postponement of certain measures. Sørum wants to link this prioritisation to the EU Water Framework Directive and its requirement for prioritisation of measures based on their cost-effectiveness and evaluation of the measures with respect to disproportionate costs. This report provides examples on how Sørum has used economic analysis for in order to prioritise measures. The report also provides recommendations as to how Sørum can continue their systematic work for water quality improvements.

1. Bakgrunn

1.1 Bakgrunn og problemstillinger i Sørums kommun

Utkast til Hovedplan for avløp og vannmiljø i Sørums kommun beskriver at kommunen de nærmeste årene skal bruke flere hundre millioner kroner på kommunale avløpstiltak, som nytt renseanlegg, fremføring av kommunale avløpstilknytninger i spredt bebyggelse samt opprydding i altfor dårlig separering av kommunalt avløpsvann og fremmedvann fra overvannsnett. Hver for seg er dette gode og viktige tiltak, men summen av kostnadene gjør det nødvendig med en klarere prioritering, der enkelte tiltak må utsettes. Sørums kommunes prioriteringer er også avhengig av hva andre kommuner og landbrukssektoren gjør for å få felles måloppnåelse i Leira.

Disse problemstillingene danner bakgrunn for denne rapporten og analyseres i lys av EUs vanndirektiv og dets til økonomisk analyse.

I Sørums kommun er det Glomma pluss tre mindre vassdrag som skal vurderes med hensyn til hovedplan avløp og vannmiljø, men det er kun for Leiravassdraget at det foreligger en regional tiltaksanalyse som omfatter alle 6 kommuner langs vassdraget og alle sektorer (kommunalt avløp, landbruket, spredt bosetting). I følge tiltaksanalysen for Leiravassdraget, skal denne omhandle mulige og nødvendige tiltak for at god økologisk og kjemisk tilstand skal oppnås. Trusselfaktorene i vassdraget er hovedsakelig knyttet til overgjødning, partikkeltransport samt forsuring i de øvre deler av vassdraget. Tiltaksanalysen vektlegger derfor i hovedsak nøkkelparameteren fosfor, som er knyttet til virkningstypen eutrofiering/overgjødning, i tillegg til bakterier som ikke er regulert gjennom EUs vanndirektiv.

Målene i tiltaksanalysen er imidlertid ikke bare relatert til målene i vanndirektivet og er sannsynligvis satt strengere enn det vanndirektivet krever. Basert på Klif (SFT) sitt klassifiseringssystem fra 1997, fastsatte Vannbruksplanutvalget for Leira administrative miljømål for Leira i forbindelse med arbeidet med en tiltaksanalyse i 2001. Disse brukermålene er i tillegg også vedtatt politisk i kommunene. Målene fremgår av tabell 2 i tiltaksanalysen, og er gjengitt i tabell 2 i vår rapport. Her vises det til at vassdraget skal være egnet/godt egnet til bading samt egnet til jordvanning. Man har vedtatt politisk at det skal være et mål om god badevannskvalitet uten at det er gjennomført en grundig nytte-kostnadsvurdering i forkant. En slik vurdering ville vært nyttig for å kunne si mer om brukerinteresser i vassdraget knyttet opp mot de kostnadsmessige konsekvensene.

Tabell 1. Brukermål for Leira (Borch et al. 2008)

Tabell 2: Brukermål for Leira

Brukerinteresse	Brukermål			
	Oppstrøms Kringlerdalen	Kringlerdalen - Krokfoss	Krokfoss - Frogner	Frogner - samløp Nitelva
Bading/rekreasjon	Godt egnet	Egnet	Egnet	Egnet
Fritidsfiske etter naturlige arter	Godt egnet	Egnet	Egnet	Egnet
Jordvanning**	Egnet til vekstkat. I, II og III	Egnet til vekstkat. II og III	Egnet vekstkat. III og i noen grad II	Egnet vekstkat. III og i noen grad II
Drikkevann beitende dyr	Godt egnet	-	-	-
Sikre biologisk mangfold	Godt egnet	Egnet	Egnet	Egnet
Vannkvalitetsmål				
TKB, ant. /100 ml*	20	20	100	100
Fosfor, µg/l, kortsiktig	13	40	65	65
Fosfor, µg/l, langsiktig	11	40	50	50

* Gjennomsnitt i badesesongen
 ** Vekstkategori I: frukt, bær, salat og andre grønnsaker som spises rå uten å skrelles
 Vekstkategori II: vekster som skrelles eller varmebehandles og fôrvekster som ikke tørkes eller ensileres
 Vekstkategori III: kom, belgvekster, fôrvekster som ensileres eller tørkes, vekster i idretts- og parkanlegg

I tiltaksanalysen for Leiravassdraget vises det altså til andre miljømål enn de som er definert i Vanddirektivet. Det er gjort en sammenstilling av forholdet mellom miljømål og brukermål i tiltaksanalysen, der man konkluderer med at brukermålene på lang sikt kan være noe strengere enn miljømålene slik tabell 3 viser (tabell 6 i Borch et al. 2008).

Tabell 2. Brukermål for Leira (Borch et al. 2008)

Tabell 6: Miljømål og brukermål for Leiravassdraget

Delnedbørfelt	Miljømål µg P/l	Brukermål kortsiktig, µg P/l	Brukermål langsiktig µg P/l
Oppstrøms Kringlerdalen	17,3	13	11
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	39	40	40
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	52,3	65	50
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	52	65	50

Man ser at det er relativt god overensstemmelse mellom brukermålene og god økologisk tilstand, slik dette er foreslått pr. i dag. Men man kan ikke se bort fra at det kan være brukerinteresser som har strengere krav til vannkvalitet enn det som settes av "god økologisk tilstand". For Leiras vedkommende synes dette primært å være tilfelle for bading nedenfor Kringlerdalen samt at vannet er uegnet til vanning av bær og grønnsaker som salat og kål (vekstklasser 1 og II) i nesten hele elvestrekningen. For flere av delnedbørfeltene, dvs. sidebekkene og sideelvene, er det ikke fastsatt spesifikke brukermål. Bakterieforurensning omfattes ikke av vanddirektivet og den norske vannforskriften. For Leira er det imidlertid også satt brukermål for bakterier som må oppfylles med hensyn på bruk (bading, jordvanning). Disse brukermålene innebærer at tiltakene knyttet til opprydding av avløp fra spredt bebyggelse og kommunalt avløp blir viktige, da disse tiltakene også vil redusere utslippet av bakterier i tillegg til fosfor. Etter at tiltak for å nå målene i vanddirektivet er gjennomført, må det vurderes om tiltaksnivået for disse kildene, satt ut fra behovet for reduserte tilførsler av fosfor, er tilstrekkelig til også å tilfredsstille bakteriekravene eller om spesielle bakteriereduserende tiltak må settes inn. Ansvar for gjennomføring og finansiering av nødvendige tiltak vil påligge alle sektorer som forårsaker belastning på vannmiljøet. Man legger altså opp til at påvirker skal betale, samtidig som tiltakene skal prioriteres etter kostnadseffektivitet. Det er derfor viktig at kostnadseffektivitet, kostnadsdekning av vanntjenester og vurdering av tiltakenes uforholdsmessige kostnader sees i sammenheng, og at data og kunnskap presenteres på en slik måte at beslutningstakere kan prioritere tiltak og komme frem til effektive finansieringsmåter.

Tiltakene innenfor landbruket fremstår som de mest kostnadseffektive når det gjelder reduksjon av fosfor i Leiravassdraget (Borch et al. 2008). Tiltaksanalysen beskriver derfor at det er viktig at man gjennom Regionalt miljøprogram (RMP) får de nødvendige virkemidlene og rammene, både økonomisk og juridisk. Det må også sikres at Landbrukskontorene gis de nødvendige ressursmessige rammene til å følge opp forvaltningen av RMP- og SMIL- ordningen (spesielle miljøtiltak i landbruket) for å utføre veiledning, kontroll og tilsyn, samt til å utvide kunnskapsgrunnlaget. Tiltakene innenfor kommunalteknikk og spredt avløp vil bli innarbeidet i kommunenes hovedplaner for vannmiljø og avløp. Flere kommuner har ambisiøse planer for oppgradering/utkobling av private avløpsanlegg, og det arbeides også jevnt og trutt med sanering av dårlig ledningsnett, selv om tempoet nok synes å være lavere enn ønskelig.

Kravene i vanddirektivet vil i fremtiden ligge til grunn for norsk vannforvaltning. Det vil derfor være nyttig å forholde seg til direktivets krav og terminologi i tiltaksanalyser og koordinere dette med videre planarbeid. Metodikken som er anbefalt i vanddirektivet kan hjelpe til med å sortere tiltak etter kostnadseffektivitet. Det er viktig å prioritere tiltak både på tvers av og innen sektorer for å synliggjøre hvor de mest kostnadseffektive tiltakene kan gjennomføres.

I det følgende vil vi beskrive hva vannforskriften sier om økonomiske analyser generelt, samt hva som menes med kostnadseffektivitetsanalyse. Dette er nødvendige skritt på veien til å vurdere unntak og uforholdsmessige kostnader som beskrives mot slutten av dette kapitlet.

1.2 Økonomiske analyser i henhold til vanddirektivet

Om vanddirektivet

Den 23. oktober 2000 ble ”europaparlamentets- og rådsdirektiv 2000/60/EF om fastsettelse av rammer for fellesskapstiltak for vannpolitikk” - EUs rammedirektiv for vann (oftest kalt ”vanddirektivet”) vedtatt. Gjennom dette direktivet fastsetter EU hvordan innlands overflatevann, grunnvann, brakkvann og kystvann skal forvaltes for å forebygge og redusere uønsket påvirkning, fremme bærekraftig bruk av vann, og således beskytte og forbedre vannmiljøet. I Norge er vanddirektivet implementert gjennom ”vannforskriften”.

Det overordnede målet i vanddirektivet og vannforskriften er langsiktig bærekraftig vannforvaltning basert på et høyt beskyttelsesnivå for vannmiljøet. Det overordnede målet, dvs. god tilstand innen 2015 (utvalgte områder) (2021 for hele Norge), skal i utgangspunktet nås for alle overflate- og grunnvannsføremønstre. Dessuten er det et viktig prinsipp at man skal hindre ytterligere forringelse av tilstanden. Direktivet og forskriften rommer imidlertid også flere unntaksmuligheter fra de overordnede målene som tillater mindre strenge miljømål, utsatt frist ut over 2015 (2021), eller gjennomføring av nye prosjekter, gitt at vilkårene for unntak er oppfylt.

Økonomiske analyser er en integrert del av vanddirektivet

Med EUs vanddirektiv integreres økonomiske prinsipper og verktøy inn i miljøpolitikken i Europa for første gang som del av et miljødirektiv (WATECO, 2002). Økonomi er derfor en sentral del av vanddirektivarbeidet, selv om mange land nok har kommet kortere enn ambisjonene i direktivet på dette punktet.

Økonomiske vurderinger og analyser inngår som sentrale deler i utarbeidelse av tiltaksprogram og i forvaltningsplaner. I EUs vanddirektiv omtales bruk av økonomiske vurderinger og analyser i følgende artikler:

- *Artikkel 4: Begrunnelser av unntak (uforholdsmessige kostnader).*
- *Artikkel 5: Økonomisk analyse av vannbruk med utdyping i Vedlegg III: Økonomisk analyse.*
- *Artikkel 9: Kostnadsdekning for vanntjenester, samt vannprising.*

- *Artikkel 11: Kost/effekt av tiltak og kombinasjon av tiltak, samt økonomiske virkemidler.*
- *I tillegg under utvelgelse av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) og indirekte under vurdering av miljømål for SMVF.*

Disse artiklene og kravene er gjenspeilet i den norske vannforskriften, bl.a. vurderinger om uforholdsmessige kostnader i §5 (SMVF), §8 – 10 (unntak), §12 (nye inngrep) og en økonomisk analyse som del av § 15 (karakterisering), som er nærmere beskrevet i Vedlegg III (Økonomisk analyse av bl.a. kostnadsdekning og kostnadseffektive tiltak). I det eksisterende norske veiledningsmaterialet er økonomiske vurderinger og analyser bl.a. omtalt flere steder i tiltaksveilederen.

Utgangspunktet i vannforskriften er at det skal fastsettes såkalte ”standard miljømål” som innebærer ”minst god økologisk og kjemisk status” for alle vannforekomster. Hva det innebærer at de oppnår god økologisk og kjemisk status er beskrevet i veiledningsmateriellet. Målene er satt ut fra økologiske og kjemiske forhold, men det er tatt hensyn til at naturtilstanden er ulik i ulike vannområder, slik at miljømålene skal være oppnåelige gitt naturtilstanden i det enkelte vannområdet.

Med dette utgangspunktet er målet for den økonomiske analysen å finne fram til de tiltakene som på billigste (mest kostnadseffektive) måte oppfyller den økologiske eller kjemiske (miljøgifter) tilstanden. Dermed er kostnadseffektivitetsanalyse et godt virkemiddel for å oppfylle dette kravet, og veiledningsmateriellet for vannforskriften spesifiserer at det skal gjennomføres kostnadseffektivitetsanalyser.

Målsettingene i vannforskriften settes altså ut fra rene økologiske vurderinger, mens man i tidligere norske ”lokaltilpassede tiltaksanalyser” hadde en tilnærming som er mer i tråd med samfunnsøkonomiske nyttekostnadsanalyser, dvs. at man satte målet ut fra det som ble oppfattet som samfunnsøkonomisk ”optimum”, det vil si at man vurderte både nytten og kostnadene ved vannkvalitetsforbedring før mål ble fastsatt.

Unntaksbestemmelser

I vannforskriften er utgangspunktet ”god vannmiljøkvalitet”, men det gis rom for at det må gjøres unntak dersom kostnadene for å nå målene er uforholdsmessig store. Hvordan man skal vurdere slike unntak fra standard miljømål er omtalt i unntaksveilederen¹.

Unntaksveilederen sier at ”en integrert del av miljømålene som er fastsatt i artikkel 4, er de såkalte unntakene”. Artikkel 4 nr. 4-7 beskriver de vilkårene og den prosessen der unntak er aktuelle. Disse unntakene spenner fra midlertidige unntak i liten skala til mellomlange og lange avvik fra regelen om ”god tilstand innen 2015”. Unntaksbestemmelsene omfatter følgende muligheter:

- i) Utsatte frister (god tilstand oppnås ikke i 2015, men i 2021 eller 2027 (forskyves 6 år for Norge)
- ii) Mindre strenge miljømål (”varig unntak”)
- iii) Midlertidig forringelse og nye inngrep.

Felles for disse unntaksbestemmelsene er at det er strenge vilkår som skal oppfylles og at det kreves en begrunnelse som skal tas med i forvaltningsplanene som skal utarbeides i henhold til vanndirektivet.

I alle tilfeller kommer begrepet ”*uforholdsmessige kostnader*” til anvendelse for å vurdere unntak. Unntaksveilederen diskuterer dette, uten å gi en konkret ”oppskrift” for vurdering av uforholdsmessige kostnader.

¹European Commission (CIS): 2009: Veileder om unntak fra miljømål. Norsk oversettelse av dokumentet ”Guidance Document No. 20-Technical Report 2009-027 Guidance document on exemptions to the environmental objectives”.

Landene oppfordres til å gjøre analysen knyttet til vurdering av unntak så enkel som mulig, men også så detaljert som nødvendig. Informasjonsnivået bør bestemmes ut fra hvor komplisert beslutningen er, og de mulige konsekvensene av å treffe en feilaktig beslutning.

Ut fra vanddirektivets logikk synes det klart at en vurdering av uforholdsmessige kostnader bare gir mening etter at en kombinasjon av de mest kostnadseffektive løsningene er identifisert, og i tilfeller der unntak vurderes, må konsekvensene av ikke å gjøre noe (dvs. nytte som går tapt) veies mot de særlige kostnadene ved tiltakene.

Økonomiske analyser i forvaltningsplanene

I flere av de norske forvaltningsplanene som ble utarbeidet i første runde, er det gjort gode tilnærminger for å rangere tiltak ved hjelp av kostnadseffektivitet. Allikevel er mange av forvaltningsplanene generelt mangelfulle når det gjelder økonomiske analyser, noe også flere berørte sektorer etterlyser. Når det gjelder kostnadsdekningsgrad for vann og avløp er standardoppsettet for hele landet, basert på Kostra-data, benyttet i mange av forvaltningsplanene. Noen har i tillegg skrevet noe spesifikt om de viktigste formene for vannbruk i sin region. Dette burde også vært supplert med framtidige forventninger av vannbruk (prognoser for utvikling) i planperioden, som kan påvirke belastningen for vannmiljøet.

Det er i liten grad lagt vekt på vurdering av uforholdsmessige kostnader ved vurdering av tidsutsettelse og mindre strenge miljømål (unntak) i forvaltningsplanene.

Mange land har gjort en vesentlig mer omfattende jobb med økonomisk analyse av kostnadsdekning av vanntjenester, og av kostnadseffektivitet enn det vi finner i de norske forvaltningsplanene. Norge kan trolig få en del nyttige ideer på disse temaene fra andre lands forvaltningsplaner, og man kan forvente å kunne høste nyttige erfaringer blant annet fra land som Nederland, Storbritannia, Sverige og Østerrike.

1.2.1 Kostnadseffektivitetsanalyse

Kostnadseffektivitetsanalyser (KEA) er en vurderingsteknikk som benyttes for å beregne eller enkelt vurdere kostnader og effekter av ulike tiltak. Metoden gir en rangering av tiltak på bakgrunn av deres kostnader og effekter, og det mest kostnadseffektive tiltaket blir rangert øverst.

Kostnadseffektiviteten (KE) kan presenteres som kostnad per effektenhet:

$$KE_t = K_t / E_t, \text{ der}$$

KE_t = Kostnadseffektivitet for tiltak t (i kr/kg P eller kr/m eller lignende)

K_t = Økonomisk kostnad ved tiltak t (i kr)

E_t = Vannkvalitetsforbedring (= effekt) av tiltaket (i kg P eller meter forbedret vannstreng eller lignende)

Kort kan vi si at de viktigste trinnene i en kostnadseffektivitetsanalyse er:

- 1) Spesifisere problemstilling og mål (hva er de aktuelle vannkvalitetsparametrene og problemene i det aktuelle vannområdet, og hva sier direktivet om målsettinger)
- 2) Spesifisere tiltak for å nå de oppsatte målene (på tvers av sektorer, tenk bredt)

- 3) Beskrive/vurdere/beregne effekt og kostnader ved gjennomføring av tiltakene
- 4) Beregne kostnadseffektivitet og rangere tiltak ut fra kostnadseffektivitet, der de rangeres slik at de tiltakene som gir ”mest miljø per krone” blir gjennomført først
- 5) Synliggjøre usikkerhet
- 6) Gi en samlet vurdering og anbefaling av tiltak for å nå målsettingene

I WATECO (2002), som er utfyllende retningslinjer (”Guidelines”) til direktivet, nevnes noen viktige punkter som må reflekteres ved gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyser:

- Analysen må munne ut i robuste resultater
- Analysen må dekke fullt ut kostnader og økonomiske effekter knyttet til de ulike sektorer, men må unngå dobbelregning.
- Analysen må anvendes på et bredt spekter av alternative tiltak i et nedbørfeltdistrikt
- Analysen må inkludere tiltak som medfører kostnader og oppnår effekter i ulike tidsperioder
- Analysen må være lett anvendelig i praksis og egnet til å fremskaffe kostnadsestimater i og på tvers av nedbørfelt, sektorer og tiltak.
- Analysen må fremskaffe ekstra informasjon som hjelp for beslutningstakerne
- Analysen må være praktisk og hensiktsmessig; en må vurdere kostnadene ved å gjennomføre analysen og tilgjengeligheten av data opp mot betydningen av effekter og kostnader analysen gjelder.

Minimumskravene for gjennomføring av KEA i henhold til Vanndirektivet er først en bred kvalitativ vurdering for å identifisere de ulike tiltakenes relevante kostnader, økonomiske effekter og miljøeffekter som ikke er knyttet til vann. En kvantitativ analyse av estimater (intervaller) for effektene på vannkvalitet og de finansielle kostnadene for de viktigste alternativene bør gjennomføres i tillegg dersom det er mulig.

Når det gjelder å vurdere mulige tiltak, bør man analysere både nåværende og fremtidig påvirkning på vannforekomsten for å identifisere egnede tiltak. Det understrekes også at man må ta hensyn til tilgjengelig teknologi og muligheter for utvikling av denne teknologien når tiltak skal kartlegges. Det legges også vekt på at de aktører eller interessenter som vil bli involvert i praktisk gjennomføring av tiltakene, må få komme fram med sine synspunkter.

Angående vurderinger og beregninger av effektivitet, er effekter på vann mangfoldige, og man må vurdere nøye hvordan kriterier for å bestemme de relevante effektene skal velges og kombineres. Både effekter knyttet til redusert risiko for uhell og reduksjoner i kontinuerlige utslipp må tillegges vekt. Man må ta stilling til hvordan de antatte effekter på utslipp og uttak og tilhørende effekter på økologisk vannkvalitet skal måles, spesielt der tiltakene fokuserer på å oppnå mer kvalitative endringer. Man må videre vurdere hvordan tiltak som får effekter til ulik tid skal vurderes. Man må vurdere hvordan komplekse synergieffektene av politiske tiltak som gjennomføres på nasjonalt eller regionalt nivå og har mangfoldige mål eller multiple effekter, skal håndteres i analysen. Man må også vurdere muligheter for utvikling og anvendelse av tekniske endringer som kan øke effekten av tiltakene.

I henhold til WATECO (2002) bør alle kostnader beregnes sammenlignet med en ”business-as-usual”-situasjon som ville inntreffe dersom tiltaket ikke ble gjennomført. Hvem som skal betale for tiltakene bør også identifiseres. Relevant tidshorisont og geografiske avgrensning for analysen må fastsettes.

Kostnadseffektivitet innebærer å nå et oppgitt mål til lavest mulig samfunnsøkonomiske kostnader. Det kan innebære at tiltak kan bli skjevt fordelt mellom sektorer. I den grad det er høye faste kostnader ved å gjennomføre bestemte tiltak, kan det medføre at det er samfunnsøkonomisk optimalt å ikke gjennomføre tiltak i enkelte av sektorene. I så fall kan noen sektorer slippe "billigere" fra det enn andre sektorer. Det kan medføre problemer fordi det avviker fra det som blir sett på som rettferdig fordeling mellom sektorene.

Spørsmål knyttet til rettferdighet kan bli spesielt problematiske hvis prinsippet om at "påvirker skal betale" (PSB) skal ligge til grunn for valg av virkemidler. Årsaken til dette er at det kan godt være at det er mindre kostbart for samfunnet at det ikke er påvirkeren som foretar eller betaler for rensing. PSB-prinsippet kan derfor være i konflikt med ønsket om at tiltakene skal være kostnadseffektive. Samtidig er det slik at brudd på PSB-prinsippet kan føre til at tiltakspakken blir mer kontroversiell, noe som kan føre til betydelige forsinkelser i gjennomføring og iverksetting. Det kan innebære samfunnsøkonomiske tap, eller større kostnader ved gjennomføring av tiltak. Slike forhold må med når en vurderer hvilke tiltak som skal gjennomføres og hvilke virkemidler som skal brukes for å sikre at ønskede tiltak blir gjennomført.

Vi bruker her "påvirker skal betale" i stedet for "forurenser betaler" som er et mer innarbeidet begrep. Dette kommer av at "påvirker skal betale" favner bredere og involverer også andre påvirkninger enn forurensning, for eksempel vassdragsreguleringer.

1.2.2 Unntak og uforholdsmessige kostnader

Som vi var inne på innledningsvis, uttrykkes det i unntaksveilederen at "en integrert del av miljømålene som er fastsatt i vanddirektivet (vannforskriften), er de såkalte unntakene". Det er snakk om unntak på flere nivåer:

- i) utsatte frister (§9)
- ii) mindre strenge miljømål ("varig unntak" - §10)
- iii) midlertidig forringelse (§11)
- iv) nye inngrep/endret aktivitet (§12).

I de fleste tilfeller der unntak skal vurderes, kommer begrepet "*uforholdsmessige kostnader*" til anvendelse eller teknisk/naturmessige begrensninger (for § 9). Unntaksveilederen diskuterer begrep og vurderinger, men uten at det gis en konkret "oppskrift" for vurdering av uforholdsmessige kostnader. Det åpnes for å trekke inn noe ulike vurderinger.

I unntaksveilederen (dens kapittel 3.1.) heter det at "når unntak drøftes, bør det tas hensyn til at vanddirektivet er et miljødirektiv", og unntak fra dets miljømål bør ikke være noen regel, men snarere noe som skjer unntaksvis. Det understrekes også at før man vurderer anvendelsen av unntak for en bestemt vannforekomst skal alle relevante krav fra gjeldende fellesskapsregelverk om beskyttelse av vann være oppfylt.

I kapittel 3.2.5.1. i unntaksveilederen heter det at "uforholdsmessighet" er en politisk vurdering influert av økonomiske opplysninger, og at en analyse av kostnad og nytte av tiltak er nødvendig for å gjøre det mulig å vurdere unntakene. Det heter videre at det allerede i tidlige arbeider knyttet til økonomiske analyser i vanddirektivet (WATECO-veilederen) sies at man bør ta i betraktning at:

- Uforholdsmessighet bør ikke brukes som begrunnelse hvis grunnlaget bare er at de antatte kostnader overstiger målbar nytte
- Vurderinger av kostnader og nytte må omfatte både kvalitative og kvantitative kostnader og nytte
- Den marginen som kostnadene overstiger nytten med, bør være vesentlig og ha et høyt konfidensnivå

Innenfor konteksten av uforholdsmessighet kan beslutningstagerne også ønske å ta i betraktning betalingsevnen til dem som berøres av tiltakene, og noe informasjon om dette kan være påkrevd. Ut fra vanddirektivets logikk synes det klart at en vurdering av uforholdsmessige kostnader bare gir mening etter at en kombinasjon av de mest kostnadseffektive løsningene er identifisert, og i tilfeller der unntak vurderes, må konsekvensene av ikke å gjøre noe (dvs. nytte som går tapt) veies mot de særlige kostnadene ved tiltakene.

I følge unntaksveilederen har landene blitt enige om at et fornuftig utvalg av forskjellige analyser, som nyttekostnadsanalyser, nyttevurderinger, vurderinger av følgene av ikke å gjøre noe, fordeling av kostnader, sosial og sektormessig virkning, betalingsevne, kostnadseffektivitet og lignende, er nyttige som underlag når beslutninger knyttet til uforholdsmessighet skal treffes.

2. Nyttevurderinger

2.1 Hva menes med nytten av tiltak og hvordan kan nytten vurderes og verdsettes?

2.1.1. Miljøgodenes totalverdi

I dette kapitlet beskrives hva som menes med nytten av vannmiljøtiltak og hvordan slik nytte kan vurderes og verdsettes. Med *samfunnsnytte* menes her ”nytte” i samfunnsøkonomisk forstand, det vil si at vi har fokusert på nytteverdi som ”*et mål på den nytten mennesker har av vannkvalitetsforbedringer*”.

Nytten i samfunnsøkonomisk forstand fastsettes ut fra hvilken endring i velferd alle berørte individer opplever som følge av en endring for eksempel i vannmiljøkvalitet. Som utgangspunkt for å vurdere nytten i samfunnsøkonomiske analyser beregnes summen av den betalingsvillighet de berørte personene har for å få den aktuelle endringen eller den kompensasjon de må ha for å akseptere en forverring eller unnvære en forbedring.

Det er imidlertid en erkjennelse – også blant økonomer - at ikke alle virkninger meningsfylt kan verdsettes i kroner og at det er viktig å fange opp både de virkninger som kan prissettes og de som ikke prissettes, for å gjøre fullstendige nyttevurderinger.

For å fastsette ”den totale samfunnsøkonomiske verdien” av en endring i kvalitet eller mengde av for eksempel et miljøgode som vannkvalitet, forsøker vi å finne totalverdien av endringen.

Miljøgodenes totalverdi eller totalnytte kan deles inn i følgende nyttekomponenter:

- **Bruksverdi;** Med bruksverdi menes verdier knyttet til bruk av godet. Bruksverdien kan deles i henholdsvis *direkte og indirekte bruksverdi og opsjonsverdi*. *Direkte bruksverdi* får vi fra vann f.eks. i form av verdien av fiskeressurser og evt. andre arter med kommersiell verdi, samt rekreasjon i form av fiske, bading og opphold ved vann. *Indirekte bruksverdi* refererer til nytte vi får fra funksjoner i vannøkosystemet som det å se på og fotografere vannmiljø, rensfunksjoner i vassdrag osv. *Opsjonsverdi* er den verdi folk som ikke bruker ressursen i dag, setter på muligheten til å bruke ressursen i fremtiden.
- **Ikke-bruksverdi** er verdien av godet uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevaringsverdi*).

Med nytte av endret vannkvalitet menes altså både nytte knyttet til praktisk bruk av vannforekomsten (for eksempel fordi man nå kan bade i vannforekomsten eller har fått drikkevannskvalitet) og nytte knyttet til bevaring av god vannmiljøkvalitet selv om vannforekomsten ikke skal brukes til noe bestemt formål.

2.1.2 Vurdering og verdsetting av nytte – alternative fremgangsmåter

Man kan tenke seg flere fremgangsmåter og metoder for å komme fram til nytten av tiltak som gir bedre vannkvalitet. I den ene enden av skalaen er en ren kvalitativ beskrivelse av hvordan de som gjennomfører analysen vurderer nytten av tiltakspakken.

I den andre enden av skalaen er en full verdsetting i kroner av samfunnets nytte av tiltakspakken. Fordi nytten i stor grad består av goder og tjenester som ikke har noen vanlig markedspris, innebærer det i praksis gjennomføring av en form for verdsettingsundersøkelse i alle vannområder eller eventuelt overføring av verdsettingsestimater fra tidligere verdsettingsundersøkelser i andre vannforekomster.

For å få de ulike nytteeffektene på en form som gjør dem mest mulig anvendelige som grunnlag for en samfunnsøkonomisk vurdering av tiltak, det vil si mest mulig sammenlignbare med kostnadene ved å gjennomføre tiltak, vil det ideelle være å få så mange som mulig av dem beskrevet i kroner.

Å gå fra en beskrivelse i ”antall kg eller tonn redusert forurensning – for eksempel kg fosfor” til et gitt kronebeløp knyttet til nytte, vil imidlertid være både vanskelig og ressurskrevende i mange tilfeller. I praksis vil derfor samlet nyttebeskrivelse ofte være en sum bestående av både prissatte og ikke-prissatte nytteeffekter.

2.1.3. Nytten av endret vannmiljøkvalitet; kvalitativ og kvantitativ beskrivelse

Ved å ta utgangspunkt i foreløpig oppsatte miljømål og tilhørende forbedret vannkvalitet kan man beskrive verbalt hvilke nytteeffekter denne forbedringen vil innebære for befolkningen og alle berørte brukerinteresser. For eksempel kan ulike forhold som egnethet til drikkevann, fiskemuligheter, bademuligheter og muligheter for fremtidig bruk av vannforekomsten bli bedret ved tiltak i vannforekomsten. Aktuelle brukerinteresser vil variere mellom vannforekomster. Det er derfor viktig å identifisere hvilke brukerinteresser som kan bli berørt i det aktuelle tiltaksområdet.

Ved å ta utgangspunkt i miljømålene, kan man beskrive hvilke nytteeffekter denne forbedringen av vannmiljøkvalitet vil innebære for berørte innbyggere. For eksempel kan ulike forhold som badevannskvalitet, fiskemuligheter og muligheter for fremtidig bruk av vannforekomstene bli bedret i forhold til dagens tilstand. Disse kvalitative beskrivelsene danner grunnlag for å kvantifisere endringene i fysiske termer.

For de aktuelle brukerne i hver vannforekomst kan man forsøke å kvantifisere endringene så godt som mulig. I samfunnsøkonomiske analyser er det velferds(nytte)effekt for samfunnet – som er summen av individene – vi er ute etter å fange opp. Det vil si at det både er effekten for hvert individ og antall berørte personer, som er av betydning å kvantifisere.

2.1.4. Verdsetting av nytte i kroner

Når kartleggingen av de fysiske nyttekomponentene er gjennomført, og virkninger for menneskers velferd er beskrevet, kan man eventuelt gå videre og forsøke å verdsette nytten i kroner.

Tabell 3 viser aktuelle tilnæringer for å uttrykke nytteeffekter i kroner. For en del nytteeffekter er det foreslått bruk av markedspriser, mens for eksempel verdsetting av nytteeffektene friluftsliv og ikke-bruksverdier kan belyses ved å gjennomføre en betalingsvillighetsundersøkelse. Eventuelt vil tidligere undersøkelser gi et bilde av nytteverdien for disse brukerinteressene. Tidligere gjennomførte tiltak med dokumenterte forbedringer vil også kunne gi informasjon om nytteverdi.

Det må understrekes at nytte målt ved markedsverdier, for eksempelvis verdien av økt antall solgte fiskekort, kun er et uttrykk for minimumsverdien av miljøgoder. Jo større grad av ikke-bruksverdier som er forbundet med godene, jo dårligere uttrykk gir markedsprisene for den totale verdien av godet. For å fange opp opsjonsverdier og ikke-bruksverdier (eksistens- og bevaringsverdier) kan det gjennomføres egne undersøkelser (betalingsvillighetsundersøkelser).

2.2 Eksempel fra Sørumsjøen

2.2.1 Forutsetninger

Det sentrale punkt for nyttevurderingene er hvordan forbedringene i miljøtilstand slår ut for brukerinteressene, inkludert natur- og miljøvernerinteresser (eksistens- og bevaringsverdier). Hvilke tiltak som gjennomføres og i hvilke sektorer er i seg selv uten betydning i denne sammenheng, det er effektene av tiltakene som skal nyttevurderes.

Det forutsettes nå at effekten av tiltakene er slik at det oppnås god miljøtilstand for både eutrofi, bakterier og ørrethabitat, mens dagens tilstand er henholdsvis moderat for eutrofi, dårlig for bakterier og meget dårlig for ørrethabitat.

I kapittel 2.2.2 gjør vi noen nyttevurderinger ved å beskrive nytten for ulike brukerinteresser. Vi tar i kapittel 2.2.3 deretter utgangspunkt i beregnede totale kostnader og vurderer om nytten ser ut til å stå i forhold til kostnadene. Nå er det ikke beregnet totale kostnader for alle nødvendige tiltak for å oppnå god tilstand i alle vassdrag i Sørumsjøen. I hovedplan for avløp- og vannmiljø vurderes bare kostnader ved tiltak innen avløp, og i tiltaksanalysen som er utarbeidet for Leira er det heller ikke beregnet kostnader for alle tiltak. Vi tar derfor utgangspunkt i kostnadstallene som fremkommer i ”utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett i Sørumsjøen” (Sørumsjøen kommune 2007), samt notat fra Christen Ræstad (28.12.2010) med en del justeringer og presiseringer fra Sørumsjøen kommune (pers.medd.2011) for å illustrere muligheter og utfordringer ved å finne fram til nytten (velferdsøkningen for samfunnet) av bedre vannmiljø i kommunens vassdrag. Beregning av nåverdi med utgangspunkt i disse notatene og meddelelsene er vist i kapittel 3 om nåverdieregninger.

Vi tar for oss alternativet der det er besluttet at alle vassdrag i Sørumsjøen, dvs. Glomma, Leira, Rømsjøen og Åa skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand. Nåverdien innen vann- og avløpssektoren for tiltak utover dagens anslås i kapittel 3 til ca. 800 millioner kroner

2.2.2 Nyttevurderinger ved å beskrive nytten for ulike brukerinteresser

Ved å ta utgangspunkt i foreløpig oppsatte miljømål og tilhørende forbedret vannkvalitet, kan vi beskrive hvilke nytteeffekter denne forbedringen vil innebære for befolkningen og berørte brukerinteresser. Aktuelle brukerinteresser vil variere mellom vannforekomster. Det er derfor viktig å **identifisere hvilke brukerinteresser som kan bli berørt i det aktuelle tiltaksområdet**. For eksempel kan ulike forhold som egnethet for drikkevann, jordvanning, fiskemuligheter, bademuligheter og muligheter for fremtidig bruk av vannforekomsten bli bedret ved tiltak i vannforekomsten. Bedret vannkvalitet, kombinert med arealmessig tilrettelegging for atkomst og bruk av vassdragene har vist seg å ha meget stor næringspolitisk verdi, for eksempel for tilbud knyttet til vassdragsopplevelser og reiseliv. For utbyggingsområder kan attraktive vassdrag ha stor betydning for verdien av eiendommer langs vassdraget.

Forbedringene vil også ha stor betydning for plante- og dyreliv i vann.

I tabell 4 er det satt opp en oversikt over ”typiske” brukerinteresser knyttet til tiltak i vannforekomster, og basert på denne oversikten er aktuelle nytteeffekter for vassdragene i Sørumsjøen satt opp i tabell 5.

Tabell 3. Typiske brukerinteresser knyttet til vannforekomstene**I. BRUKSVERDIER****Husstander**

- Drikkevann
- Fritidsfiske
- Friluftsliv
- Bading (opplevd kvalitet)
- Annet friluftsliv

Industri og næringsliv

- Yrkesfiske
- Fiskeoppdrett
- Landbruk
- Vannkraft
- Annen industri og næringsliv

Indirekte bruksverdier

- Økosystemfunksjoner (F.eks. flomdemping, naturlig rensing og drenering m.v.)

II. OPSJONSVERDIER²

- Opsjonsverdi av aktiviteter knyttet til vannkvalitet

III. IKKE-BRUKSVERDIER (Eksistens – og bevaringsverdi av økosystemer i vann)

- Biomangfold
- Andre ikke-bruksverdier knyttet til vannmiljøkvalitet

Brukerinteresser i Leira i Sørums kommuner er i henholdt til tiltaksanalysen (Borch et al. 2008):

- Vanning (eng, storfe, lite til korn, bær dyrking, idrettsanlegg)
- Bading (ikke i dag, men gammel bade plass nedenfor Frogner bro)
Fiske (etter gjørs)
- Rekreasjon (skitur, skøyter), friområder satt av langs elven.

For de øvrige vassdragene har man ikke tilsvarende kartlegging av brukerinteresser, men vi har forsøkt å identifisere de viktigste og ført dem opp i tabell 5.

² Den verdi folk setter på miljøgodet selv om de for tiden ikke bruker det, dvs. den verdi de tillegger godet fordi det kan tenkes at de ønsker å bruke det en gang i fremtiden.

Tabell 4. Eksempler på nytteeffekter uttrykt i fysiske måleenheter

Nytteeffekt	Mulig fysisk måleenhet	Leira	Glomma	Rømua	Åa
Fritidsfiske	Økt utbytte, kg fisk og antall solgte fiskekort	Aktuell	Aktuell	Aktuell	Aktuell (spesielt i øvre deler av Kauredudåa)
Yrkesfiske	Økt utbytte, kg fisk	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Akvakultur	Økt utbytte, kg/ fisk og skalldyr	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Vannkraft	Økt produksjon, kWh	Ikke aktuell	Aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Råvann industri	Økt antall m ³ vannmengde til produksjon/ reduserte renseskostnader	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Annen industri og næringsliv	Endret verdi av tomter, økt turisme, reduserte renseskostnader for industrivann- og jordbruksvann, andre fordeler for industri og næringsliv	Lite aktuell	Aktuell	Lite aktuell	Lite aktuell
Jordvanning	Økt utbytte i avling, div. landbruksprodukter	Noe aktuell	Noe aktuell	Noe aktuell	Noe aktuell (inkl. vannkilde for beitende dyr)
Drikkevann	Økt antall m ³ råvann av tilfredsstillende kvalitet	Ikke aktuell	Aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Rekreasjon og friluftsbad	Økt antall badeplasser, økt antall bruksdøgn	Aktuell for fiske	Aktuell for fiske, bading med mer.	Lite aktuell	Lite aktuell
Naturvern (ikke-prissatte)	Økt antall km/km ² intakt vannforekomst, økt antall bevarte biotoper og arter, økt bioproduksjon etc.	Aktuell	Aktuell	Aktuell	Aktuell

For de aktuelle brukerinteressene i hver vannforekomst kan man forsøke å kvantifisere endringene så godt som mulig. I samfunnsøkonomiske analyser er det velferds(nytte)effekt for samfunnet – som er summen av individene – vi er ute etter å fange opp. Det vil si at det både er effekten for hvert individ og antall berørte personer, som er av betydning å kvantifisere.

Vi kan da ta for oss hvert av vassdragene i Sørums kommuner og de identifiserte brukerinteressene. Dette er ikke gjort i full utstrekning i dette prosjektet, men noen hovedpunkter er nevnt under.

Drikkevann: Når det gjelder drikkevann er det Glomma som er viktigst og som er tilknyttet store drikkevannsinteresser, både i Sørums kommuner og nedstrøms.

Vanning av jordbruksarealer: Dette er en aktuell brukerinteresse i flere av vassdragene, men det er ikke her kartlagt hvor mange dekar som vannes og som eventuelt kan få bedre vanningsvann som følge av tiltak i de ulike vassdragene.

Vannkraft: I Glomma er det to kraftstasjoner innenfor Sørums kommune, nemlig Rånåsfoss og Bingsfoss. I de øvrige elvene er det ikke aktuelt med vannkraft.

Annen industri og næringsliv: Dette er aktuelt, særlig langs Glomma. Mange byer og steder har i de senere år satsset på å utvikle områdene langs vassdrag og fjorder, til gode bo- og leveplasser, næringsvirksomhet osv. Kroneksempelen er Drammen, men det er flere eksempler på det samme. Dette er også aktuelt i Sørums kommuner, og det er særlig aktuelt langs deler av Glommavassdraget.

Bading: Glomma er mest aktuell for bading, selv om det tidligere også var badeplasser i Leira. Det er badeplasser i Glomma i dag, og bedre vannkvalitet vil være gunstig for rekreasjon i form av bading.

Annen rekreasjon: Den mest aktuelle rekreasjonsbruken utover bading, er fiske, noe padling og ”opphold langs vann og vassdrag”. Fiske foregår i alle elvene. Det er også noe padling, men utover Glomma er de øvrige vassdragene i Sørums kommuner nokså trange og ikke så enkelt tilgjengelige å komme ned til med kano/kajakk eller for å padle. Det er i liten grad muligheter til å gå eller oppholde seg langs disse vassdragene, unntatt Glomma, og i noen grad Leira. Det fiskes i de fleste elvene, men antagelig mest i Glomma og Leira. For opplevelser og opphold ved vann og vassdrag er det også Glomma som er mest aktuell.

Naturverninteresser/biologisk mangfold: Alle elvene har naturverninteresser og biologisk mangfold, som det er viktig å bevare.

2.2.3 Hvordan er nytten sett i forhold til kostnadene?

I samfunnsøkonomisk analyse, er alle prosjekter lønnsomme dersom nåverdien av nytten er minst like stor som nåverdien av kostnadene. Vi vil først se hva nytten for hver husstand må være for at nytten skal være minst like stor som kostnadene når vi tar utgangspunkt i kostnadene som beregnes i avsnitt 3.7 nedenfor.

Per 1.1. 2011 var det 15369 innbyggere i Sørums kommuner ³(www.ssb.kommune.no).

Betalingsvillighet oppgis oftest per husholdning. Vi antar at husholdningsstørrelsen i Sørums kommuner er som i landet ellers, dvs. i gjennomsnitt 2.3 personer⁴. Det vil si at det er ca. 7 000 husstander.

Betalingsvilligheten (BV) oppgis i de fleste undersøkelser som årlig betalingsvillighet. Vi antar i utgangspunktet at BV er lik i hele perioden vi ser på, og at realprisen er lik i hele perioden. Vi setter i utgangspunktet analyseperioden – og dermed også innbetalingsperioden til 40 år.

Hvis vi tar utgangspunkt i 7 000 husstander, 40 års levetid for prosjektet og folks betalingsvillighet og 4 % diskonteringsrente, kan vi regne oss fram til hva betalingsvilligheten må være i tillegg til det som betales allerede i dag for at nytten skal være minst like stor som kostnadene ved de tiltakene som kostnadsberegnes i eksempelet i avsnitt 3.7. Vi finner da at den årlige betalingsvilligheten må være på ca. kr 5 700 per år (i 40 år). Dette beløpet kommer *i tillegg til* det som betales i dag, fordi betalingsvilligheten er innhentet som et tillegg til dagens utgifter.

³ Nytten av bedre vannmiljø kommer alle innbyggerne i Sørums kommuner til gode, og betalingsvilligheten undersøkes blant alle berørte. De som står for mesteparten av forurensningen er imidlertid færre (det kan for eksempel være spredt bosetting uten kommunal tilknytning eller andre tilfredsstillende løsninger). Det må derfor skilles mellom hvem som bør foreta nyttevurderinger - som er alle som får økt sin velferd pga. vannmiljøforbedringer - og hvem som skal betale for forurensningsreduksjon. Ved gjennomføring av betinget verdsetningsundersøkelser (”betalingsvillighetsundersøkelser”) vises det ofte til at ”alle påvirkere må ta sin del av ansvaret” for å få fram at det er den totale nytten av tiltaket og ikke fordelingen av kostnader man ønsker å vurdere i undersøkelsen.

⁴ I våre oversiktsberegninger har vi brukt gjennomsnittlig antall personer i husstanden på landsbasis (2,3 personer). Gjennomsnittlig antall personer i husstanden i Sørums kommuner var imidlertid 2,61 personer per husstand (2011).

Virker det rimelig at betalingsvilligheten per husstand per år i Sørum er minst 5 700 kroner for å få denne vannmiljøforbedringen? Man kunne gjennomført en betinget verdsettingsstudie i Sørum for å undersøke dette, men det er ikke gjort til nå. Vi ser derfor på tidligere studier i andre vassdrag for å se om betalingsvilligheten som er funnet i disse er i denne størrelsesorden for det som kan være noenlunde tilsvarende vannmiljøendring og befolkningsgrunnlag.

En landsomfattende brukerundersøkelse (Magnussen og Navrud 1992) viste at hele 78 % av befolkningen over 15 år på landsbasis brukte vannforekomster i forbindelse med friluftsliv. Gjennomsnittlig antall dager bruk per person/år var 23 mens 22 % av de spurte oppga at de ville bruke vannforekomstene mer hvis vannet ble renere.

Tidligere verdsettingsundersøkelser har vist at ikke-bruksverdier utgjør en betydelig del av folks betalingsvillighet for ulike miljøgoder.

I to betalingsvillighetsundersøkelser i henholdsvis Melhus og Ski kommuner (gjennomført juni 1997) ble betalingsvilligheten (BV) for bedre vannmiljøkvalitet beregnet. De spurte ble bedt om å verdsette både bedre vannkvalitet, biologisk mangfold (nærmere beskrevet) og tilretteleggingstiltak for friluftsliv. Gjennomsnittlig BV per husholdning per år var ca. kr 560-830 i Melhus og ca. kr 870-1030 i Ski for totalpakken (Disse tallene må multipliseres med økning i konsumprisindeks fra 1997-2011: 33,1 %). Denne verdien omfatter både bruksverdien knyttet til bading og friluftsliv og opsjons- og ikke-bruksverdiene. Da de spurte ble bedt om å fordele egen betalingsvillighet, fordelte de ca. 20 % til ”egen bruk”, 20-30 % til ”muligheter for senere bruk” og ca. 50-60 % til ”bevaring/ eksistens”.

30-35 % brukte det aktuelle vassdraget. Årsaker til at de øvrige ikke brukte det var først og fremst at andre vannforekomster var nærmere eller mer attraktive.

I en undersøkelse i 2008 fant man at betalingsvilligheten for bedring i vannkvaliteten fra situasjonen i 2008 til ”god økologisk tilstand” var vurdert til mellom kr 1070 og 2000 (*1,058 som er konsumprisindeks fra 2008-2011) per husstand per år for innsjøene Vansjø og Storefjorden. Husstandenes betalingsvillighet sank med avstand mellom bolig og vassdrag med kr 25-70 per kilometer. Det vil si at de som bor nærmest har høyere betalingsvillighet for vassdraget enn de som bor langt unna.

Vi ser at BV for vannkvalitetsforbedring i ett vassdrag er i størrelsesorden fra 600-1000 og opp mot 2000 kroner per husstand per år. Dette tyder på at betalingsvilligheten synes å være adskillig lavere enn størrelsesorden av kostnadene i dette tilfellet. Dette bygger imidlertid på at betalingsvilligheten er omtrent lik i Sørum og kommunene rundt Morsa (Østfold) og at vannkvalitetsforbedringen og nytten av denne er omtrent tilsvarende.

Betalingsvilligheten ovenfor var for ett vassdrag mens vannmiljøforbedringen i Sørum gjelder fire. Man kan da stille spørsmålet om betalingsvilligheten for fire vassdrag er fire ganger så stor som betalingsvilligheten (BV) for ett vassdrag? De fleste studiene som er gjennomført, innhenter BV bare for ett vassdrag og gir derfor ikke noe fullgodt svar på spørsmålet. Men det man ser er at folk først og fremst har BV for ”sitt” vassdrag, som oftest det nærmeste eller det som benyttes mest. Det er derfor grunn til å tro at BV for de fire vassdragene er et sted mellom en nedre grense som er lik BV for ett vassdrag en øvre grense som er fire ganger BV for ett vassdrag. Dette skulle bety at BV for fire vassdrag i Sørum er et sted mellom kr 600 -1 000 og ca. 6-8 000 kroner, sannsynligvis nærmere nedre enn øvre grense. (BV for ett vassdrag i Magnussen som del av ”total” pakke av vassdrag i Nordsjøen).

Dette indikerer at selv dersom man kun ser på kostnadsanslagene for avløpssektoren, er man sannsynligvis over grensen for hva som vurderes som samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis man vurderer tidligere undersøkelser og forsøker seg på enkle overføringer av disse estimatene. Det kan være flere forhold som er ulike, bl.a. dagens vannkvalitet, mulig bruk ved ulik forbedring av

vannmiljøkvalitet osv. Vansjø-Hobøl-vassdraget har store rekreasjonsinteresser og er drikkevannskildemens for eksempel Leira i liten grad vil få bademuligheter til tross for bedre vannkvalitet, og ikke er aktuell som drikkevannskilde. Slike forhold kan trekke i retning av lavere betalingsvilje. Det kan imidlertid også være grunn til å vurdere kostnadstallene nøyer, fordi det også er betydelig usikkerhet knyttet til disse.

Når man ikke har egne verdsettingsestimater, men har oversikt over kostnadene, kan en slik tilnærming som illustrert over være nyttig for å vurdere lønnsomheten i form av nytte og kostnader. Også for sammenligning mellom vannforekomster og vannområder kan en slik tilnærming være interessant for å belyse de valgene man står overfor.

2.2.4 Samlet vurdering av nytte og kostnader ved avløpstiltak i Sørumselva

Vi så ovenfor at anslåtte kostnader for tiltak innen avløpssektoren i Sørumselva er svært høye. Det er også betydelig usikkerhet knyttet til disse kostnadsberegningene fordi en del av anslagene både for investeringskostnader og ikke minst for årlig driftskostnader er usikre. Sammenligner vi disse kostnadsanslagene med nyttevurdering av vannkvalitetsforbedringer i noen andre norske vassdrag, er det mye som tyder på at kostnadene er på eller over grensen for det som vil anses som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Disse tallene kan dekke over at nytten og kostnadene ved tiltakene kan være ganske ulike mellom de ulike vassdragene fordi vi ikke har sett på verken kostnads- eller nyttefordeling mellom vassdragene.

I beskrivelsen over har vi vurdert hvilke brukerinteresser som er knyttet til de ulike vassdragene. Disse kan brukes til å vurdere om nytten totalt står i forhold til kostnadene, men også til å vurdere nytten av tiltak i de ulike vassdragene. Hvis man hadde kostnader knyttet til tiltak i de enkelte vassdrag, kunne man også vurdere nytte og kostnader knyttet til hvert enkelt vassdrag.

3. Nåverdiberegninger

3.1 Bakgrunn

I forbindelse med arbeidet med å koble de økonomiske aspektene i vanddirektivet med hovedplan for avløps- og vannmiljø i Sørums kommuner, som i alle andre sammenhenger der man skal vurdere kostnader og inntekter/nytte-effekter som oppstår til forskjellige tidspunkt, kommer man borti problemstillinger og valg knyttet til nåverdiberegninger. Dette gjelder for eksempel valg av diskonteringsrente, valg av levetid for ulike tiltak, behandling av investeringskostnader og driftskostnader, og ikke minst behandling av ”vanskelig verdsettbar” nytteeffekter som bedre vannkvalitet, bedre bademuligheter osv.

Konkret har Sørums tatt opp følgende spørsmål, som vi vil forsøke å besvare, vurdere og kommentere i dette kapitlet.

1. Hvilke muligheter og begrensninger ligger i å benytte nåverdibetraktninger i vannmiljøplanarbeidet?
2. Hvordan benytter man nåverdibetraktninger dersom det bare er ett mål, dvs. i praksis fosfor.
 - a) Rangering av tiltak ut fra kr per kg fosfor fjernet, ref. tiltaksanalysen for Leira
 - b) Planlegging under usikkerhet både mht. fosformengde, kostnader og kalkyleperiode
3. Hvordan benytter man nåverdibetraktninger når det er ”multinytte”, dvs. fosfor, bakterier, estetiske hensyn, samfunnssikkerhet, langsiktige ideelle miljømål osv.?
4. Ledningsnett skal avskrives over 40 år og renseanlegg over 20 år i henhold til selvkostregelverket. Hva betyr dette for en nåverdibetraktning når levetiden for rørene er 100 år og på renseanlegg 30-40 år?
5. Hvilken kalkylerente skal benyttes, jf. instruksjonen fra Finansdepartementet. Hva innebærer kalkylerenten når lånerenten i kalkyleperioden kan variere mellom 1,5 % og 10 %?
6. Hva er argumentene for og imot å sette kalkylerenten ned til for eksempel 1 % for vannmiljøinvesteringer i Sørums? Mange tar til orde for at langsiktige verdivalg og miljøinteresser burde tilsi at man bruker en svært LAV kalkylerente.

I det følgende vil vi først gi en generell beskrivelse av nåverdiberegninger og den teori og norsk praksis som er etablert på dette området. Deretter vil vi komme tilbake til spørsmålene over, i lys av disse generelle betraktningene.

3.2 Introduksjon til nåverdibegrepet

Nåverdiberegninger og samfunnsmessig diskonteringsrente (også kalt kalkulasjonsrente) har sin bakgrunn i teori og praksis for samfunnsøkonomiske analyser som nyttekostnadsanalyser og kostnadseffektivitetsanalyser. I Norge har Finansdepartementet gitt ut ”Veileder i samfunnsøkonomiske analyser” som beskriver hvordan samfunnsøkonomisk analyse av offentlig tiltak skal gjennomføres, og det er naturlig å starte med å se hva som sies om nåverdiberegninger i den veilederen (Finansdepartementet 2005, heretter FIN 2005). For å konkretisere anbefalingene fra FIN 2005 har senter for statlig økonomistyring (SSØ) utgitt en ”Håndbok for samfunnsøkonomiske analyser” (SSØ 2010). Disse veilederne henvender seg først og fremst til statlige virksomheter, men det er naturlig når andre offentlige virksomheter gjennomfører samfunnsøkonomiske analyser, at man ”skjeler” til det som gjelder for statlige virksomheter. Det følgende kapitlet bygger i sterk grad på avsnitt om nåverdiberegninger, valg av diskonteringsrent med mer i de nevnte veiledere.

3.3 Nåverdimetoden

Når man skal vurdere ulike tiltak og deres samfunnsøkonomiske lønnsomhet, er det som oftest slik at tiltaket har både inntekter (nyttesiden) og kostnader som inntreffer på ulike tidspunkt i tiltakets levetid. Ofte er det for eksempel slik at et tiltak kan ha store investeringskostnader i en tidlig fase, og deretter mer eller mindre regelmessige driftskostnader i hele tiltakets levetid mens nyttesiden (inntektene/fordelene) fordeler seg jevnt utover levetiden eller kanskje ikke oppstår før langt fram i tid. Vi trenger derfor en metode som gjør det mulig å summere og sammenligne kostnader og nytte som oppstår i ulike år. Den vanligste metoden for slik sammenligning er å omregne de årlige nytte- og kostnadseffekter til en *nåverdi*.

Nåverdien er altså kroneverdien i dag av de samlede nytte- og kostnadseffekter som påløper i hele tiltakets levetid. Når man beregner nåverdien av et tiltak, blir fremtidige inntekter (nytteeffekter) diskontert med en positiv diskonteringsrente. Det betyr at kostnader og nytte som oppstår i fremtiden teller mindre enn nytte og kostnader som oppstår i dag, og jo lenger fram i tid nytte- og kostnadseffektene oppstår, jo mindre teller de inn på nåverdien.

Ved bruk av nåverdimetoden neddiskonteres nytten og kostnadene til investerings- eller iverksettelsestidspunktet.

Netto nåverdi er nettoverdien i dag av alle de verdsatte nytte- og kostnadseffektene av et tiltak. Det betyr at vi regner nåverdien av henholdsvis alle kostnader og alle nytteeffekter (inntekter) og summerer disse. Men vi kan regne nåverdi av både henholdsvis kostnader og nytte/inntekter – også uten å ”regne dem sammen” til netto nåverdi.

Formelen for beregning av netto nåverdi (NNV) er vist i FIN 2005, og gjengis også her:

$$NNV_0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{U_t}{(1+k)^t}$$

I formelen er det tatt utgangspunkt i en nyttekostnadsanalyse, men også ved rene kostnadsanalyser er det nødvendig å diskontere fremtidige kostnader for å beregne nåverdien.

I formelen betyr:

I_0 = investeringskostnad som påløper i år 0

U_t er prosjektoverskudd (det vil si nettonytte av tiltaket) i år t

k er diskonteringsrenten som forutsettes å være lik i analyseperioden,

n = antall år prosjektet varer.

I en nyttekostnadsanalyse måler vi som oftest alle nytte- og kostnadskomponenter i faste priser slik at diskonteringsrenten er en realrente.

Det kan også være relevant å ta hensyn til utraneringsverdien eller restverdien av investeringen i siste periode av prosjektets levetid og neddiskontere også den til investerings- eller iverksettelsestidspunktet. Det er aktuelt dersom tiltaket eller deler av tiltaket fortsatt har en verdi etter analyseperioden. Det vil si at tiltaket – under ellers like forutsetninger – blir mer lønnsomt dersom en eller flere ”deler” av tiltaket har en restverdi.

Diskonteringsrenten kan tolkes som et avkastningskrav, og vi vil diskutere fastsetting av diskonteringsrenten litt mer inngående senere. Men dersom alle virkningene er med i beregningen, er et investeringsprosjekt lønnsomt når netto nåverdi er større enn null. Det betyr at prosjektet gir større avkastning enn avkastningskravet (lagt inn via diskonteringsrenten). Alle prosjekter med positiv NNV

er lønnsomme. Imidlertid har vi ikke alltid ubegrensede budsjetter, og det betyr at ikke alle prosjekter med positiv NNV kan gjennomføres. I så fall bør vi rangere prosjektene etter NNV per enhet av den knappe budsjetttrammen, og vi kan bruke *netto nåverdi per budsjettkrone (NNB)* som lønnsomhetsmål.

3.4 Valg av diskonteringsrente

Inntekter (nytte) og kostnader som kommer på forskjellig tidspunkt kan ikke slås sammen direkte for å vise den totale kostnaden, fordi en kostnad X i dag verdsettes av folk flest høyere enn den samme kostnaden i fremtiden. Dersom kostnaden oppstår i fremtiden kan i teorien disse midlene benyttes til å oppnå avkastning i dag. For å gjøre kostnadene sammenlignbare over tid må de diskonteres slik at summen av de diskonterte kostnadene utgjør nåverdien av de samlede diskonterte kostnadene.

”Diskonteringsrenten er den samfunnsøkonomiske alternativkostnaden ved å binde kapital i et gitt tiltak og reflekterer kapitalens avkastning i beste alternative anvendelse. Diskonteringsrenten blir på denne måten avkastningskravet til tiltaket” (FIN 2005).

Diskonteringsrenten som benyttes i samfunnsøkonomiske analyser skal gjenspeile hva det koster å binde opp kapital i langsiktige anvendelser og består av to elementer, nemlig risikofri realrente (risikofri alternativkostnad) og risikotillegg (kompensasjon for å bære risiko).

Finansdepartementets veileder slår fast at ”normalrenten på 4 % i utgangspunktet skal benyttes på offentlige tiltak med moderat systematisk risiko”. (Disse 4 % utgjøres av 2 % risikofri rente og 2 % risikotillegg).

Veilederen diskuterer også at det kan være unntakstilfeller fra normalrente, for eksempel ved høy grad av konjunkturfølsomhet i etterspørselen eller ved stor andel faste kostnader. Det understrekes at de tiltaksansvarlige må ha et ”bevisst forhold til den systematiske risikoen ved et hvert tiltak”. Og i tilfeller der den systematiske risikoen er betydelig, skal det benyttes en høyere risikojustert rente enn 4 prosent. I slike tilfeller kan man bruke en diskonteringsrente på 6 prosent, som er på linje med gjennomsnittlig avkastning i aksjemarkedet.

For offentlige investeringer innen næringsrettet virksomhet vil det være enklere å finne sammenlignbare eksempler på børsen, og dermed regne seg fram til egne diskonteringsrenter. Dersom brukerne på bakgrunn av egne analyser finner det hensiktsmessig å benytte andre diskonteringsrenter enn 6 % som samtidig er høyere enn 4 prosent, åpner gjeldende retningslinjer for det.

3.5 Diskonteringsrenten for langvarige prosjekter

Mange miljøtiltak har svært langsiktige effekter som kan påvirke flere generasjoner eller er tilnærmet ”evigvarende”. Ved enhver rimelig diskonteringsrente beregnet ut fra dagens situasjon vil nåverdien av disse virkningene bli lave når det ligger langt fram i tid. Med to prosent diskonteringsrente blir for eksempel nåverdien av en krone som inntjenes om 50 år 37 øre, og hvis inntjeningen kommer om 100 år, blir nåverdien bare 14 øre. Med høyere diskonteringsrente (for eksempel 4 % som ofte benyttes) blir nåverdien av en inntekt på en krone om 50 og 100 år ytterligere kraftig redusert til henholdsvis 14 og 2 øre. Det kan derfor se ut som om diskontering betyr at man ser bort fra langsiktige økonomiske virkninger som kommer fremtidige generasjoner til gode.

Som det står i Finansdepartementets veileder kunne eksempelet tilsa at det skulle være riktig å bruke en lavere diskonteringsrente for prosjekter der de økonomiske virkningene i stor grad påvirker fremtidige generasjoner eller kommer fremtidige generasjoner til gode. De fremhever imidlertid at bruk av ulike diskonteringsrenter for ulike prosjekter vil føre til at den samlede verdiskapingen i samfunnet blir mindre enn den vil være dersom alle prosjekter står overfor samme avkastningskrav (altså benytter samme diskonteringsrente). Det skyldes at avkastningen på marginalt lønnsomme

prosjekter vil være høyere for kortsiktige enn for langsiktige prosjekter under et slikt system. Ut fra en slik vurdering bør det ikke fastsettes en egen diskonteringsrente for spesielt langvarige prosjekter. Dette kan tilsynelatende føre til at få miljøprosjekter (eller andre prosjekter) med svært langsiktige virkninger blir gjennomført. Det er imidlertid to viktige forhold som i følge Finansdepartementet (2005) tilsier at bruk av en felles diskonteringsrente neppe vil gi et slikt resultat.

For det ene finnes det mange miljøgoder der det sannsynligvis ikke er hensiktsmessig å ta utgangspunkt i betalingsvillighet målt i kroner. I slike situasjoner er det i følge FIN (2005) sannsynligvis bedre å fastsette eksplisitte krav til minstestandard, og deretter utføre en kostnadseffektivitetsanalyse gitt disse kravene. Slike krav til minstestandarder vil kunne utformes slik at de også ivaretar hensynet til fremtidige generasjoner.

For det andre understreker Finansdepartementet at det er viktig med korrekt behandling av relative priser i kalkylen for de miljøgodene som vi verdsetter i kroner. Den relative prisen på miljøgoder vil tendere til å gå opp både dersom senere generasjoner blir rikere enn oss og dersom det blir økt knapphet på miljøgoder.

En slik økning i relativ pris bør håndteres gjennom de kalkulasjonsprisene som benyttes i den samfunnsøkonomiske analysen, og ikke gjennom en lavere diskonteringsrente. Høyere verdsetting av miljøgoder i senere perioder vil motvirke den lave vekten fremtidige generasjoner tillegges som følge av diskonteringseffekten.

Samlet sett anbefales det derfor i Finansdepartementets veileder (2005) at den normale diskonteringsrenten anvendes også for tiltak med spesielt langsiktige virkninger. De poengterer også behovet for å drøfte fordelingsvirkninger i en samfunnsøkonomisk analyse, og at dette kan være særlig viktig for prosjekter som har virkninger for kommende generasjoner, der netto nytten av virkningene for etterslekten er liten i nåverdiberegningene.

Et offentlig utvalg som avga sin NOU 2009:16 ”Globale miljøutfordringer – norsk politikk”, vurderte igjen bruk av diskonteringsrenten for særlig langvarige tiltak, for eksempel knyttet til klimagassutslipp og global oppvarming. De trekker opp følgende konklusjoner (i kapittel 8), og vi gjengir de punktene som anses mest relevante i vår sammenheng og har uthevet dem som er aller mest relevante:

1. Diskonteringsrenten i nyttekostnadsanalyser bør være en realrente som er beregnet før skatt, og med en løpetid som er tilpasset prosjektlengden.
2. Det bør i utgangspunktet benyttes markedsbaserte anslag for risikofri rente og risikotillegg.
3. *Det er stor usikkerhet om anslagene for risikotillegg på lang sikt og til dels også for langsiktig, risikofri rente. Det finnes argumenter i økonomisk teori for en lavere risikofri diskonteringsrente på lang sikt, men disse argumentene er ikke entydige. Utvalget foreslår ingen endringer i gjeldende praksis (jf. Finansdepartementets rundskriv R 109/2005). Det bør tas hensyn til at risikoen i mange offentlige prosjekter er lav.*
4. Med usikkerhet og irreversible beslutninger er det viktig å vurdere tidspunkt for investering og valg av prosjektutforming, særlig med sikte på å bevare beslutningsfleksibilitet. Prosjektet bør utformes og startes opp slik at nåverdien blir størst mulig (forutsatt at ikke-verdsatte elementer er like for tilfellene som sammenlignes). Irreversible investeringer kan være krevende å analysere, men representerer ingen markedssvikt.
5. *Renter som diskonterer størrelser som er verdsatt i kroner, kan ikke generelt benyttes til å diskontere virkninger målt i andre enheter enn kroner.*
6. *I økonomiske analyser der miljøgoder verdsettes, kan det være nødvendig å håndtere endringer i relative priser fordi miljøgoder kan bli knappere over tid. Slike endringer bør ivaretas i inntekts- og kostnadsstrømmene og ikke i diskonteringsrenten.*
7. *Fordelingsproblemer mellom generasjoner bør fremkomme eksplisitt i analysen på samme måte som andre fordelingsvirkninger.*

3.6 Vurdering av bruk av nåverdiberegninger og diskonteringsrente i nyttekostnadsanalyser i vannforvaltning i Sørumsjøen

I dette avsnittet vil vi vurdere en del konkrete problemstillinger som er reist i forbindelse med vurdering av tiltak i Sørumsjøen i lys av de generelle retningslinjene for nåverdiberegninger generelt og valg av diskonteringsrente spesielt som er gjengitt i kapittelet over. Mange av spørsmålene er for så vidt vurdert i avsnitt 3.1-3.5 ovenfor, men vi vurderer kort de mest relevante spørsmålene med tanke på vannforvaltningen i Sørumsjøen her.

- *Hvilke muligheter og begrensninger ligger i å benytte nåverdibetraktninger i vannmiljøplanarbeidet?*

Når man skal gjøre vurderinger som innebærer inntekter (nytteeffekter/fordeler) og kostnader som oppstår på ulike tidspunkt i et tiltaks "liv", er det vanskelig å komme utenom nåverdiberegninger. Som oftest er det relativt enkelt å gjøre nåverdiberegninger for (de fleste poster på) kostnadssiden. Hvis vi tenker på tiltak i avløpssektoren består de typisk av en større investering på oppstarttidspunktet, og så relativt lave, årlige drifts- og vedlikeholdskostnader i løpet av levetiden. Man må da gjøre nåverdiberegninger av kostnadene for å kunne sammenligne tiltak der investeringer og løpende kostnader er ulike store og påløper til ulik tid.

Det kan være vanskeligere å gjøre eksakte nåverdiberegninger for inntekts/nyttesiden. De nytteeffekter som beregnes i kroner, kan det på samme måte som kostnadene beregnes en nåverdi av "på vanlig måte", og man kan på denne bakgrunn beregne **netto nåverdi**, som er et mål på lønnsomheten av tiltaket. De nytteeffektene som ikke lar seg verdsette i kroner, kan man ikke på samme måte diskontere og beregne nåverdi for, men man kan allikevel gjøre "nåverdibetraktninger", dvs. klargjøre hvilke nytteeffekter som inntreffer når og hvordan dette "ser ut" for hele livsløpet til tiltaket.

- *Hvordan benytter man nåverdibetraktninger dersom det bare er ETT mål, dvs. i praksis fosfor.*
 - Rangering av tiltak ut fra kr per kg fosfor fjernet, ref. tiltaksanalysen for Leira*
 - Planlegging under usikkerhet både mht. fosformengde, kostnader og kalkyleperiode*

Når man gjennomfører kostnadseffektivitetsanalyser, er det bare kostnadssiden som nåverdiberegnes. Effekten i kg fosfor vil være lik uavhengig av når effekten inntreffer. Dersom vi skulle *verdsatt* effekten av fosforreduksjon, ville vi måttet gjøre nåverdiberegninger/ vurderinger av denne, fordi betydningen av fosforreduksjon kan endres over tid. Som vi var inne på i den generelle diskusjonen ovenfor, anbefales imidlertid ikke at vi korrigerer for at miljø kan bli mer verdt på sikt ved hjelp av diskonteringsrenten, men ved å bruke endring i de *relative prisene* som benyttes for eksempel for verdsetting av fosforreduksjon i Leira.

Nåverdiberegningene kan ikke fjerne usikkerhet verken når det gjelder fremtidige kostnader eller fremtidige effekter. I samfunnsøkonomiske analyser understrekes derfor at man bør gjøre usikkerhets(følsomhets)-beregninger og -vurderinger, for nettopp å se hvor robuste resultatene er. Dette gjøres for eksempel ved å gjøre en vurdering av hvilke forutsetninger og antagelser som har størst betydning for resultatet, og så vurdere usikkerhetsintervallet for disse- og se hvordan endringer til "best" eller "worst case" slår ut i resultatet. Man kan gjøre dette for en og en faktor, eller for et sett av faktorer slik at man får et "best case" og et "worst case" scenario. Det er også standard å gjøre beregninger med ulik diskonteringsrente (hvis standard er 4 %, gjøres for eksempel vurdering med henholdsvis 2 % og 6 % for å vise variasjonsrommet). Man kan også legge inn ulik levetid for tiltaket eller ulike innslagspunkt for virkninger dersom det er usikkerhet knyttet til disse.

Man kan ikke fjerne usikkerheten ved å gjøre beregninger, men man kan klargjøre hvilke faktorer som er beheftet med størst usikkerhet og hvordan dette kan påvirke resultatene. Dette kan bidra til at man treffer beslutninger på et tryggere grunnlag.

- *Hvordan benytter man nåverdibetraktninger når det er "multinytte", dvs. fosfor, bakterier, estetiske hensyn, samfunnsikkerhet, langsiktige ideelle miljømål osv.?*

I utgangspunktet er det nytteeffekter som er verdsatt i kroner som kan diskonteres. Dersom man har "oversatt multinytten" for eksempel til forbedret badevannskvalitet eller bedre drikkevann som kan verdsettes i kroner (direkte eller ved overføring av nytteverdier), kan "multinytten uttrykt i kroner" diskonteres på samme måte som kostnadene.

Dersom "multinytten" er uttrykt i ulike effektmål (som kg fosforreduksjon, bevaring av biologisk mangfold" eller lignende), kan ikke effektene på samme måte diskonteres. Dersom effekten er i kg fosfor, er effekten den samme uansett når den inntreffer. For beslutningstagernes del, kan det imidlertid være interessant å vite om fosforreduksjonen inntreffer rett etter start og fortsetter i alle år etter det, om den først oppstår om 20 år, eller om en gradvis reduksjon i fosfortilførslene er resultat av tiltaket. Disse effektene - uttrykt i kg fosforreduksjon – kan ikke diskonteres som en inntekts- eller kostnadsstrøm, men oppsett med nåverdiberegninger for prissatte inntekter og kostnader klargjør at også for effekter som ikke kan diskonteres, bør man klargjøre hvordan effektene fordeler seg over tiltakets levetid (og eventuelt etter avslutning av tiltaket).

- *Ledningsnett skal avskrives over 40 år og renseanlegg over 20 år i henhold til selvkostregelverket. Hva betyr dette for en nåverdibetraktning når levetiden for rørene er 100 år og på renseanlegg 30-40 år?*

Som vi var inne på i den generelle beskrivelsen ovenfor, er det ofte slik at ulike deler av et tiltak har ulik lang levetid og at fysisk og økonomisk levetid for en investering ikke faller sammen med analyseperioden. Dette løses ved å velge felles analyseperiode for alle inntekter og kostnader, og å inkludere en *restverdi* for de delene som ikke er "utslitt" ved analyseperiodens utløp. Her ville da sannsynligvis både rørene og renseanlegget ha en "restverdi" ved analyseperiodens utløp. Dette bidrar da til at tiltaket kommer bedre ut (mer lønnsomt) enn dersom man ikke regner noen restverdi (selv om verdier langt fram i tid da diskonteres til investerings- eller iverksettelsestidspunktet ved hjelp av nåverdiberegningen).

- *Hvilken kalkylerente skal benyttes, jf. instruksen fra Finansdepartementet. Hva innebærer kalkylerenten når lånerenten i kalkyleperioden kan variere mellom 1,5 % og 10 %?*

Som vi så ovenfor i den generelle delen, anbefaler Finansdepartementet at man for tiltak med "vanlig" risiko benytter en diskonteringsrente på 4 %. Anbefalt diskonteringsrente har endret seg noe opp gjennom, men endres ikke ofte. Den er nå ganske lav, noe som har sammenheng med generelt lavt rentenivå i samfunnet. I tidligere perioder var anbefalt diskonteringsrente for eksempel 7 % i lengre tid.

Dette er en vurdering av samfunnets diskonteringsrente og er en realrente. For beregning av kommunens egne kostnader, altså når man skal se hvor mye som må betales i lån etc. til enhver tid, må man jo benytte de faktiske lånerentene man til enhver tid står overfor (eller forventning om fremtidige lånerenter).

- *Hva er argumentene for og imot å sette kalkylerenten ned til for eksempel 1 % for vannmiljøinvesteringer i Sørumsund? Mange tar til orde for at langsiktige verdivalg og miljøinteresser burde tilsi at man bruker en svært LAV kalkylerente.*

Det foregår en diskusjon både nasjonalt og internasjonalt med hensyn til hvorvidt man bør operere med lavere diskonteringsrente for svært langsiktige tiltak, som for eksempel en del miljøtiltak. Som vi har sett, anbefaler Finansdepartementet ikke at man gjør det, men at man passer på å benytte ”riktige” realpriser for fremtidige miljøforbedringer. Særavgiftsutvalget som avga sin innstilling i 2009, kom til samme konklusjon, selv om de åpnet døren på gløtt for at det kan ha noe for seg.

I forskningsprosjekter som behandler langsiktige miljø- og helseeffekter har man i den senere tid ofte lagt inn i usikkerhets/følsomhetsvurderingene et scenario der man opererer med lavere diskonteringsrenter for de svært langsiktige effektene. Dette er gjort for eksempel i EU-prosjektet ”HEIMTSA”, der Sweco har vært involvert i verdsetting av fremtidige helseeffekter som følge av endringer i forurensende utslipp. Der har man lagt inn lavere diskonteringsrenter for helseeffekter (verdsatt i kroner) som oppstår 50 – 100 – 200 år fram i tid.

Ut fra anbefalingene fra norsk ”offisielt hold” med hensyn til behandling av diskonteringsrente i offentlige prosjekter, vil vi ikke anbefale at Sørums kommunen benytter ”sin egen” diskonteringsrente for vannmiljøprosjekter – også av hensyn til andre prosjekter i kommunen, som disse skal veies opp mot. Men det kan være interessant å ta med et slikt scenario i en eventuell følsomhetsanalyse. Derimot anbefaler vi at man vurderer hvilke kalkulasjonspriser som legges inn for fremtidig miljønytte, og at man som en del av kartleggingen av fordelings effekter av tiltakene, også vurderer fordelings effekter.

3.7 Eksempel fra Sørums kommunen

Her vil vi vise hvordan nåverdien av aktuelle tiltak innen avløpssektoren i Sørums kommunen kan beregnes. De aktuelle tiltakene er skissert i et notat fra Christen Ræstad ”Hovedplan for avløp og vannmiljø i Sørums kommunen: 4 scenarier for prioriteringer ut fra samfunnsnytte og optimal samfunnsøkonomi”, datert 28.12.2010. I samråd med Sørums kommunen (pers. medd. juni 2011) er imidlertid noen av forutsetningene og tallene endret i beregningene nedenfor.

Verdsettingsstudier som kostnadene skal sammenlignes med for å vurdere nytten opp mot kostnadene, og eventuelt om kostnadene er uforholdsmessige, ber om betalingsvillighet *i tillegg til* det som betales (for eksempel i vann- og kloakkavgifter) i dag. Derfor beregnes her nåverdi kun av *tillegg* for å kunne brukes i nyttekostnadsvurderingene i kapittel 2.

Tabell 5. Aktuelle tiltak med kostnadsanslag innen avløpssektoren (Kilde: Sørum kommune)

Tiltak	Kostnader	Antagelser om tiltaket
1. Økt innsats i dagens virksomhet for å oppnå forbedring, inkludert miljødetektiver, årlig fornyelse av avløpsledninger og styrket bemanning	10 mill kr/år i 40 år	
2. Nytt renseanlegg for Fet, Gjerdrum og Sørum I: Ledninger II: Renseanlegg III: Driftsutgifter	I: 150 mill/ 40 års levetid II: 70 mill/ 20 års levetid III: 10,5 mill/år i 40 år	Sørum dekker 50 % av kostnadene ut fra befolkningstall i kommunene
3. Opprydding i spredt avløp I: Investeringer I: Økte driftskostnader	I: 160 mill /40 års levetid II: 1,2 mill/år i 40 år	Kostnadstall med utgangspunkt i notat fra Sørum kommune, datert 22.02.07 "Utbyggingsplan for kommunal avløpsnett". Kostnader for kommunens del av investeringene er økt med 50 % basert på erfaringer hittil (Røisland, pers. medd. juni 2011)
4. Sparte kostnader til drift ved eksisterende anlegg	- 2,2 mill/år i 40 år	Tall fra regnskap 2010 for Sørumsand RAA, bil og felleskostnader er fordelt forholdsmessig mellom renseanleggene (kilde: mail fra Borge, 31.3.2011)
5. Private kostnader for anlegg som tilknyttet kommunalt nett	- 50 mill/ 40 års levetid	Røisland pers. med. Juni 2011
6. Private kostnader for oppgradering av anlegg som ikke skal tilknyttet kommunalt nett	- 56 millioner /40 års levetid	100-150 000 kr/husstand – her er antatt kr 125 000 som et gjennomsnitt. Gjelder 450 husstander. Antar 40 års levetid (Røisland pers.medd. juni 2011)

Et spørsmål som må vurderes før nåverdier beregnes, er tidshorizonten for analysen. Ut fra levetiden til tiltakene anses 20 eller 40 år som et rimelig tidsperspektiv. I og med at nåverdien for kostnadene skal sammenlignes med nytteverdien av vannkvalitetsforbedringer som har et meget langsiktig perspektiv, taler det for å benytte 40 år.

Det er imidlertid usikkert om de tiltakene som er oppgitt som "styrket bemanning", "team med miljødetektiver" etc. faktisk vil påløpe hvert år i 40 år. Vi har imidlertid valgt det som utgangspunkt. Et annet forhold som må vurderes, dersom vi velger 40 år som tidsperiode for beregningene, er hva som skjer med renseanlegget etter 20 år (det er antatt å ha levetid på 20 år). Det virker usannsynlig at det vil ha null verdi etter 20 år. Det er kanskje mer sannsynlig at det etter 20 år må foretas omfattende rehabilitering og oppjustering. I alle tilfelle må man lege inn en ny investering for et nytt tilsvarende anlegg eller omfattende rehabilitering etter 20 år – for at alle tiltak skal kunne beregnes til nåverdi. (Men verdien av en investering på 130 millioner kroner om 20 år blir mindre i dagens verdi – dette beløpet må også regnes tilbake ved hjelp av nåverdiberegning.)

For enkelthets skyld antar vi at alle investeringer foregår ved oppstart, slik at nåverdien av investeringen er lik investeringskostnad.

Vi får da følgende investeringskostnader, som tilsvarer nåverdi av investeringene:

$150 \text{ mill} + 70 \text{ mill} + (70 \text{ mill} * 0,4564^5 =) 59,3 \text{ mill}) + 160 \text{ mill} = \text{ca. } 412 \text{ millioner kroner}$

Vi får følgende netto økte årlige kostnader som påløper hvert år i 40 år:

$(10 \text{ mill} + 10,5 \text{ mill} + 1,2 \text{ mill} - 2,2 \text{ mill}) = 19,5 \text{ mill}$

Dette tilsvarer en nåverdi med 4 % rente og 40 år:

$19,5 \text{ millioner kroner} * 19,7928 = \text{ca. } 386 \text{ millioner kroner}$

Nåverdien blir dermed: $\text{ca. } (412 + 386) \text{ millioner kroner} = \text{ca. } 800 \text{ millioner kroner}$

Som vi skrev over, er det usikkerhet mht om en del av tiltakene som er beskrevet som årlige tiltak, faktisk vil løpe i 40 år, eller om disse vil ha mer begrenset løpetid. For å illustrere usikkerheten i resultatene har vi for enkelthets skyld sett på et regneeksempel der vi antar at de økte driftskostnadene kun er aktuelle i 10 år, slik at vi kan vurdere hvordan det slår ut i beregningen. Det er videre spørsmål ved om renseanlegget faktisk har 0 verdi etter 20 år, eller om det kun er behov for en renovering. Hvis vi antar at renseanlegget kun krever en utbedring som tilsvarer halvparten av dagens investering (i realpriser), kan vi også beregne det. Vi setter opp regnestykket med disse forutsetningene, og får da:

Vi får da følgende investeringskostnader, som tilsvarer nåverdi av investeringene:

$150 \text{ mill} + 70 \text{ mill} + (35 \text{ mill} * 0,4564^6 =) \text{ mill}) + 160 \text{ mill} = \text{ca. } 395 \text{ millioner kroner}$

Vi får de samme netto økte årlige kostnader som påløper hvert år, men nå antas altså at de kun påløper i 10 år: 19,5 mill

Dette tilsvarer en nåverdi med 4 % rente og 10 år:

$19,5 \text{ millioner kroner} * 8,1159 = \text{ca. } 158 \text{ millioner kroner}$

Nåverdien blir dermed: $\text{ca. } (395 + 158) \text{ millioner kroner} = \text{ca. } 554 \text{ millioner kroner.}$

Vi ser altså at regnestykket og resultatet er følsomt for at vi gjør riktige anslag for restverdier og årlige kostnadene og om de vil løpe i hele perioden, eller bare deler av perioden. Vi har ikke mulighet for å vurdere dette nærmere her, men ser at nåverdien av kostnadene med disse forutsetningene kan antas å variere mellom ca. 800 millioner kroner og ca. 560 millioner kroner.

I vurderingen av om nytten av tiltakene ser ut til å stå i forhold til kostnadene, vil vi ta utgangspunkt i det antatt beste estimatet for kostnadene, som er 800 millioner kroner i nåverdi.

⁵ Diskonteringsfaktor ved 4 % rente og 20 år

⁶ Diskonteringsfaktor ved 4 % rente og 20 år

4. Kostnadseffektivitet

4.1 Kostnadseffektivitetsanalyse

I en kostnadseffektivitetsanalyse tar man målet for tiltaket for gitt. I denne sammenhengen er målet gitt ved at man skal oppfylle standard miljømål for vannforekomstene, slik det er definert i vannforskrift og tilhørende veiledere. Kostnadene verdsettes derimot i kroner, og man velger de tiltakene som når det angitte målet til lavest kostnad. Dette er hovedmetoden for prioritering av tiltak som skal gjennomføres i vannmiljøarbeidet etter vannforskriften. I dette kapittelet har vi beskrevet gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyse i tråd med forslag til hvordan den bør gjøres i veiledningsmaterieell for økonomisk analyse i vanddirektevet (Magnussen og Holen 2011b).

En kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) kan gjennomføres ved følgende trinn:

1. Spesifisere problemstilling og mål
2. Spesifisere tiltak
3. Beskrive/ beregne kostnader og effekter av tiltak
4. Beregne kostnadseffektivitet (KE) og rangere ut fra KE
5. Synliggjøre usikkerhet
6. Gi en samlet vurdering og anbefaling

4.1.1 Spesifisere problemstilling og mål

Her skal man klargjøre hvilke vannmiljøforbedringer som kreves for å nå gitte miljømål og hva som er avlastningsbehov for å nå målene for de ulike målområdene.

Med spesifisering av problemstillinger og mål menes det hvilke målsettinger man har for vannmiljøforbedring (miljømål) i den aktuelle vannforekomsten, dagens avstand til mål, samt hvilke utfordringer og problemstillinger man har kartlagt.

Fra arbeidet som er gjennomført før man starter med kostnadseffektivitetsanalysen, skal det fremgå hva som er miljømål for den aktuelle vannforekomsten, hvor det er avvik mellom mål og dagens tilstand og hvor stort avviket er for de ulike målområdene som eutrofiering, forsurening, hydromorfologi, miljøgifter og eventuelt forsøtning.

På dette trinnet er det viktig å klargjøre hvilke målområder der det er nødvendig med tiltak. Dette danner grunnlag for ”hvilken type” og ”hvor mange” tiltak som må settes inn for å nå miljømålet. Er det bare for eutrofiering man ikke oppfyller miljømålene, behøver man ikke vurdere kalkingstiltak eller tiltak som bedrer hydromorfologien i vannforekomsten. Dersom det er mer komplekse/sammensatte utfordringer, må man vurdere tiltak i tråd med dette.

Arbeidet med kostnadseffektivitetsanalysene legger opp til at man vurderer tiltak for hvert målområde (som eutrofiering, hydromorfologi etc.) hver for seg. Derfor er det avgjørende at man på dette trinnet klargjør på hvilke målområder det er nødvendig med tiltak for å nå målene.

4.1.2 Spesifisere tiltak

Basert på mål og avstand til mål som ble klargjort i trinn 1, skal man i dette trinnet finne fram til ”alle mulig tiltak” i alle aktuelle sektorer som kan gjennomføres for å nå miljømålet.

Vanddirektivet presiserer at tiltaksprogrammet, som skal utarbeides for hvert vannområde, skal omfatte både de grunnleggende tiltakene, og om nødvendig, tilleggstiltak.

Avhengig av hvilke mål og målområder (miljøvirkninger) som ble vurdert relevante i trinn 1, må man vurdere tiltak som skal løse ett problem (for eksempel eutrofiering eller hydromorfologi) eller tiltak for flere målområder (miljøvirkninger). Uansett anbefaler vi at man vurderer tiltak for ett og ett målområde hver for seg, og at effekter på andre målområder vurderes i form av **tilleggseffekter**.

Det er viktig å tenke ”bredt” i starten og ikke utelukke tiltak ”for tidlig”. Dersom man i tidlig fase sorterer vekk tiltak som strengt tatt *kan* gjennomføres i vannforekomsten, bør dette loggføres, enten ved å sette inn en egen kolonne i tabellen der alle mulige tiltak føres inn (jf. trinn 3) eller ved på andre måter å beskrive hvilke tiltak som er sortert ut FØR vurdering av kostnader og effekter og HVORFOR.

4.1.3 Beskrive/ beregne kostnader og effekter av aktuelle tiltak

I dette trinnet skal man beregne kostnadene og beregne eller vurdere effektene av alle de tiltakene som ble vurdert som mulige i forrige trinn.

Det anbefales at vurderingen av tiltak i første omgang gjøres for hvert målområde (miljøvirkning) for seg, for eksempel slik at man vurderer tiltak for å redusere fosfor, tiltak for reduksjon av miljøgifter, hydromorfologiske tiltak etc. hver for seg. Analyse foretas kun for de problemer og målsettinger som er aktuelle (der det er avvik mellom miljømål og tilstand). Dersom kun ett problem og målsetting er aktuell, forenkles analysen tilsvarende. Dette reduserer behovet for vurdering og rangering ”på tvers” av målområder, men slik prioritering kan fortsatt være aktuell for å prioritere hvor man skal starte med tiltak.

Kostnader

I kostnadseffektivitetsanalysene er det de samfunnsøkonomiske kostnadene som skal utredes så langt det er praktisk mulig. Det betyr blant annet at kostnader for alle sektorer skal med i kostnadstallene uavhengig av hvem som betaler. Investeringskostnader og driftskostnader skal også med i kostnadsberegningene. Reduserte kostnader som følge av tiltakene trekkes fra i kostnadsdelen for henholdsvis investeringskostnader og driftskostnader slik at man kommer fram til netto kostnad.

For kostnader som kommer på forskjellig tidspunkt må man beregne nåverdien, som beskrevet i kapittel 3.

Effekter

Når man gjennomfører tiltak, for eksempel reduserer utslippet av fosfor fra et renseanlegg, kan vi regne på kostnadseffektiviteten til det tiltaket – i form av hvor mye mindre fosfor som renner ut fra renseanlegget og hvor mye denne reduksjonen koster per kg. I neste omgang har det reduserte utslippet en virkning i resipienten, de kjemiske forholdene i vannet endres som følge av reduserte utslipp fra renseanlegget. Og i siste instans gir denne endringen av kjemiske forhold biologisk respons hos de dyr og planter som lever i vannet.

I vannmiljøarbeidet er miljømålet knyttet opp til den biologiske responsen i vannresipienten, som følger av virkninger i resipienten av eutrofiering, forsurening, miljøgifter, hydromorfologiske forhold, eller forsøling. Det er vanskelig å beregne ulike tiltaks biologiske respons, og til dels også virkningen i resipienten, direkte. Til det kreves ofte modeller og/eller eksperter. Vi anbefaler derfor at man beregner effekten av tiltak for det vi kan kalle ”*effektparametre*” som har sterk sammenheng med de aktuelle miljømålene.

Dersom tiltaket bidrar til å løse flere enn et problem, vurderes tiltakets tilleggseffekter.

For en del effektparametre eller tiltak er det vanskelig å kvantifisere forbedring i kvantifiserte størrelser. For disse kan tiltakene vurderes på en relativ skala fra 1-3 for effekt av tiltak, der 1 = liten effekt, 2=middels effekt og 3= stor effekt.

4.1.4 Beregne kostnadseffektivitet (KE) og rangere ut fra KE

Når man har kommet fram til en samlet vurdering av hvert tiltaks kostnader og effekter inkludert vanndirektivsrelevante tilleggseffekter, skal man til slutt rangere tiltakene. Tiltaket med høyest samlet score rangeres som nummer én. Kostnadseffektivitetsvurderingen kan sammenfattes slik som vist i tabellen nedenfor:

Tabell 6. Sammenfatning av kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak for å redusere fosfor (Magnussen og Holen 2011b)

Eksempel på kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak for å redusere fosfor							
	Effekt (P-reduksjon (kg P)*)	Investerings-kostnader	Drifts-kostnader (kr/år)*	Netto nåverdi (fra beregning)	Kostnads-effektivitet (kr/kg P)	Tilleggseffekter (vanndirektivet)	Prioritering
Tiltak 1							
Tiltak 2							
Tiltak 3							
Tiltak 4							
Totalt							

4.1.5 Synliggjøre usikkerhet

Det er gjerne usikkerhet rundt kostnadsestimatene som beregnes/vurderes i en kostnadseffektivitetsanalyse. Det er derfor viktig å synliggjøre usikkerheten og teste hvor robuste resultatene er. Dette kan gjøres ved å se på om det er signifikante forandringer i resultatene når man endrer noen av faktorene. Det er også viktig å beskrive antagelser og hvordan man har kommet fram til kostnadene. Dette vil også gi en bedre innsikt i graden av usikkerhet og hvor pålitelige resultatene er.

Synliggjøring av usikkerhet er spesielt viktig for de dyre og komplekse tiltakene, der det er mange ulike tiltak som skal gjennomføre, eller der enkelttiltak skal gjennomføres for mange enheter.

Det anbefales at det legges vekt på gjennomføring av enkle usikkerhetsvurderinger, og at innsatsen med hensyn til usikkerhetsvurderingen er større jo større usikkerheten er, og jo større "feil" man kan gjøre ved å undervurdere usikkerheten.

4.1.6 Gi en samlet vurdering og anbefaling

En samlet vurdering av tiltakene vil kunne ut i en anbefaling med rangering av tiltak. Rangering av tiltak skal ta utgangspunkt i at de mest kostnadseffektive tiltakene prioriteres først, men andre forhold kan altså også spille en rolle i praksis slik som usikkerhet, tidsaspektet for gjennomføring og effekt, effekter på andre, viktige samfunnsforhold og fordelingsvirkninger.

4.2 Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett i Sørum

Utkast til Hovedplan for avløp og vannmiljø i Sørum kommune beskriver altså at Sørum kommune de nærmeste årene skal bruke flere hundre millioner kroner på kommunale avløpstiltak. Et av disse er fremføring av kommunale avløpstilknytninger i spredt bebyggelse med dårlige private renseløsninger.

Handlingsplanen "Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett" ble vedtatt 05.09.07 i sak 55/07, som handlingsprogram/plan for oppfølging av Hovedplan avløp- og vannmiljø og landbruksplanen, etter plan- og bygningsloven § 20-1. Den omfatter 41 definerte områder i Sørum, som er planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnettet. Disse områdene omfatter ca. 800 boenheter. De 41 definerte områdene er kartlagt i et forprosjekt, der det ble sett på kostnader for overføring til kommunalt nett, private avløpsanlegg og utslippsberegning av fosfor (kg P/år) per resipient. Kostnadene er basert på enhetspriser i 2007. Et av målene med forprosjektet var å kartlegge hvor mange boenheter Sørum kunne tilknytte med ulik økning i gebyrene. Vedtaket er basert på en økning av gebyret på 29 %.

Siden vedtaket ble effektivert, har alle byggesøknader om opprettelse av ny bolig fått krav om å koble seg til den kommunale ledningen når den kommer. Dette gjelder også de som etablerer et nytt privat avløpsanlegg, for eksempel et minirensanlegg, mens "de venter" på den kommunale ledningen.

I saksfremlegget for vedtaket i 2007 står det at "*Sørum ikke kan pålegge tilkobling hvis kostnadene per boenhet blir dyrere enn et minirensanlegg*". Totalprisen for etablering av et minirensanlegg var i 2007 anslått til ca. kr 100.000,-. Dette inkluderer graving, innkjøp og montering, samt rørdeler inn og ut fra anlegget. For en del av de som får pålegg vil kostnadene bli like høye som for et minirensanlegg, men beboerne vil få ulik kostnad, avhengig av avstand til bekk, grunnforhold, topografi og nærhet til det kommunale tilkoblingspunktet med mer.

Basert på dagens situasjon der to av prosjektene er tilbudt utført til en vesentlig høyere pris enn for- og detaljprosjekteringen viser, varsler Sørum kommune kommunalteknikk KF i et drøftingsnotat basert på forslag saksfremlegg 09/4596-1 om sin bekymring rundt at "Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett" ser ut til å kunne bli vesentlig dyrere enn de 88 millioner kronene som er skissert i forprosjektet. Med bakgrunn i tidligere rettspraksis og kostnader for private avløpsanlegg anbefaler SKT KF at Sørum kan pålegge beboere opptil 150.000 kr for tilkobling til det kommunale ledningsnettet. I de tilfellene der tilkobling blir dyrere kan SKT KF bidra med et anleggsbidrag på opptil 50.000 kr.

4.3 Kostnadseffektivitetsvurdering av 13 områder planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnettet i Leiras nedbørfelt

Kravet om påkobling til kommunalt ledningsnett er hjemlet i Plan- og bygningsloven (pbl), og at utslippet skal renses er hjemlet i Forurensningsloven og -forskriften. I pbl's § 66 nr 2 annet ledd står det at "kommunen kan fravike påkobling hvis det vil medføre "uforholdsmessige kostnader" eller at det foreligger andre særlige grunner". Hva "uforholdsmessige kostnader" er, blir drøftet i drøftingsnotatet basert på forslag til saksfremlegg 09/4596-1.

I forprosjektet for "Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett" er det antatt en kommunal investering på rundt 88 millioner kroner og en privat investering på rundt 37 millioner kroner. Deler av finansieringen skal tas inn gjennom gebyrøkningen i årene fremover, og dette er innarbeidet i Sørum Kommunalteknikk KF's (SKT KF) Handlingsprogram med Økonomiplan 2010-2013. I og med at dette i verste fall kan føre til en tredobling av vann- og avløpsgebyret for kommunens innbyggere, kan det være fornuftig å gjennomføre en kostnadseffektivitetsvurdering av tiltakene, slik at de mest effektive blir gjennomført først. Dersom man starter med å gjennomføre tiltak i de områdene effektene pr. investert krone er størst, vil man kanskje kunne nå vanddirektivets mål om god økologisk tilstand

(eller andre kommunale målsettinger som for eksempel god badevannskvalitet) ved å gjennomføre deler av utbyggingsplanen og man vil da redusere kostnadene for innbyggere og samfunn.

Vi har gjennomført en kostnadseffektivitetsvurdering av de 13 områdene som er planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnett i Leiras nedbørfelt for å vise hvordan metoden kan brukes til å vurdere kostnadseffektive tiltak for å nå målene i vanndirektivet. Det presiseres imidlertid at dette er ment som et eksempel på hvordan kostnadseffektivitetsanalyse kan gjennomføres, og at de tyngste kommunale investeringene, som nytt hovedrenseanlegg, ledningsfornyelser og andre investeringer i kommunale avløpsanlegg, ikke er med i denne analysen.

Kostnadsdataene er hentet fra Hjellnes Consult AS' detaljprosjektering av de 13 områdene tilhørende Leiras nedbørfelt i Sørums kommun, mens effekten av utbyggingen i de enkelte områdene er hentet fra kommunens beregninger.

Vi har benyttet det billigste av to mulige alternativer (trykkavløpsanlegg/tradisjonelle grøfter), fordi det per dags dato ikke er bestemt hvilket alternativ som skal benyttes. Det har ført til at alle kostnadene i tabellen under er beregnet for trykkavløpsanlegg.

Både investeringskostnader og driftskostnader er med ved beregning av kostnadene. For å gjøre kostnadene sammenlignbare over tid, er de diskontert slik at summen av diskonterte kostnader utgjør nåverdien av de samlede kostnadene. Det er bare kostnadssiden som nåverdiberegnes i en kostnadseffektivitetsanalyse. Effekten i kg fosfor vil være lik uavhengig av når den inntreffer.

Vi har først gjennomført en kostnadseffektivitetsanalyse basert på totale kostnader per år. Det vil si summen av kommunale og private kostnader i området. En kostnadseffektivitetsvurdering bør gjøres for samfunnet som helhet, og dermed vil det være riktig å benytte totalkostnaden. Vi har imidlertid også gjennomført en analyse basert på henholdsvis kommunale og private kostnader for å se om prioriteringen av hvilke områder det er mest kostnadseffektivt å bygge ut endrer seg når man ser på disse kostnadene. Levetid for tiltakene er satt til 40 år og diskonteringsrenten 4 % i tråd med Finansdepartementets veileder for samfunnsøkonomiske analyser.

Tabell 7. Kostnadseffektivitetsvurdering med basis i totale kostnader

	Antall bo-enheter	Effekt (P reduksjon Leira (kg P/år))*	Investeringskostnader (kommunale +private kostnader)*	50% økning investeringskostnadene (kommunale +private kostnader)	Driftskostnader kommunale pumpestasjoner (kr/år)*	Nåverdi**	Kostnadseffektivitet (kr/kg P*år)	Prioritet
1 Fjellvegen	13	6,6	1346326	2019489		2019489	7650	9
2 Fjellbo	1	1,1	119500	179250		179250	4074	1
3 Svennerud	3	3,3	417740	626610		626610	4747	2
4 Gran	8	8,8	1263740	1895610		1895610	5385	4
5 Gamle Trondheimsveg	33	35,2	5326260	7989390		7989390	5674	6
6 Fløgstad	4	4,4	885000	1327500	8900	1503656	8544	11
7 Bedehustoppen	4	4,4	630440	945660		945660	5373	3
8 Gauteidvegen	5	4,4	1172360	1758540	21900	2192002	12454	12
9 Myrer-Oppsal	38	13,3	4417360	6626040		6626040	12455	13
10 Ausen	13	12,1	2138600	3207900	25200	3706678	7658	10
11 Arteid	40	44	7275000	10912500	18600	11280646	6409	7
12 Stensrud	8	7,7	1337720	2006580		2006580	6515	8
13 Vilberg	21	23,1	3416680	5125020		5125020	5547	5
TOTAL	191	168,4	29746726	44620089		46096631		

*Tallene er hentet fra Hjellnes Consult AS sin detaljprosjektering (Hjellnes Consult AS, 2008)

**Beregnet med en levetid på 40 år og en rente på 4 %.

Tabell 8 viser oss at det er stor forskjell i kostnadseffektiviteten ved utbygging av de ulike områdene. Utbygging av område 2 Fjellbo gir størst fosforreduksjon per krone investert mens område 9 Myrer-Oppsal gir minst fosforreduksjon per krone investert. I forhold til vanndirektivets mål om helhetlig vannforvaltning i nedbørfeltet, skal man altså bruke en slik kostnadseffektivitetsanalyse til å si noe om hvilke tiltak en skal gjennomføre først for å få mest fosforreduksjon for hver investert krone. Dette må hele tiden sees ut fra målsetningene. Dersom man må fjerne 100 kg fosfor fra Leiravassdraget for å nå målene om god økologisk tilstand i vanndirektivet, kan man sette strek her når de mest kostnadseffektive tiltakene som skal gi denne reduksjonen er gjennomført. Det kan imidlertid være at annet lovverk krever videre gjennomføring av tiltak.

Prioritert liste for gjennomføring av tiltak basert på kostnadseffektivitet i Leiras nedbørsfelt innenfor Sørums kommuner er presentert i tabellen under. Her kan man også se akkumulerte investeringskostnader av tiltakene som kan sees i forhold til budsjett og antall kg redusert fosfor per år.

Tabell 8. Prioritert liste for gjennomføring av tiltak basert på kostnadseffektivitet

	Prioritering	Akkumulert effekt (P reduksjon Leira (kg P/år))	Akkumulert nåverdi av drifts- og investeringskostnader (kr)*
2 Fjellbo	1	1,1	179250
3 Svennerud	2	4,4	805860
7 Bedehustoppen	3	8,8	1751520
4 Gran	4	17,6	3647130
13 Vilberg	5	40,7	8772150
6 Gamle Trondheimsveg	6	75,9	16761540
11 Arteid	7	119,9	28042186
12 Stensrud	8	127,6	30048766
1 Fjellvegen	9	134,2	32068255
10 Ausen	10	146,3	35774933
6 Fløgstad	11	150,7	37278589
8 Gauteidvegen	12	155,1	39470591
9 Myrer-Oppsal	13	171,1	46096631
TOTAL		168,4	46096631

*Basert på kommunale+private kostnader

Av tabell 9 ser vi at en utbygging av kommunalt avløpsnett til alle områdene i Leiras nedbørfelt i Sørums kommun, vil gi en total nåverdi på 46 mill. kroner.

Tabell 9. Kostnadseffektivitetsvurdering med basis i kommunale kostnader

	Antall boenheter	Effekt (P reduksjon Leira (kg P/år))*	Investeringskostnader (kommunale kostnader)*	50% økning investeringskost (kommunale kostnader)	Driftskostnader kommunale pumpestasjoner (kr/år)*	Nåverdi**	Kostnadseffektivitet (kr/kg P*år)	Prioritet
1 Fjellvegen	13	6,6	396480	594720		594720	2253	3
2 Fjellbo	1	1,1	0	0		0	0	1
3 Svennerud	3	3,3	114240	171360		171360	1298	2
4 Gran	8	8,8	762240	1143360		1143360	3248	6
5 Gamle Trondheimsveg	33	35,2	2957760	4436640		4436640	3151	4
6 Fløgstad	4	4,4	650000	975000	8 900	1151156	6541	11
7 Bedehustoppen	4	4,4	373440	560160		560160	3183	5
8 Gauteidvegen	5	4,4	1 047 360	1571040	21 900	2004502	11389	13
9 Myrer-Oppsal	38	13,3	3 243 360	4865040		4865040	9145	12
10 Ausen	13	12,1	1113600	1670400	25 200	2169178	4482	8
11 Arteid	40	44	4 800 000	7200000	18 600	7568146	4300	7
12 Stensrud	8	7,7	1 062 720	1 594 080		1594080	5176	10
13 Vilberg	21	23,1	2 911 680	4 367 520		4367520	4727	9
TOTAL	191	168,4	19432880	29149320				

*Tallene er hentet fra Hjeltnes Consult AS sin detaljprosjektering (Hjeltnes Consult AS, 2008)

**Beregnet med en levetid på 40 år og en rente på 4 %.

Som vi ser i tabell 10, endrer prioriteten seg noe dersom man kun ser på de kommunale kostnadene. Vi ser imidlertid at de aller høyeste og aller laveste prioriterte tiltakene får samme prioritet dersom man kun tar utgangspunkt i de kommunale kostnadene.

Tabell 10. Kostnadseffektivitetsvurdering med basis i private kostnader

	Antall boenheter	Effekt (P reduksjon Leira (kg P/år))	Investerings-Kostnader (private)	Drifts-kostnader (kr/år)	Nåverdi**	Kostnads-effektivitet (kr/kg P*år)	Prioritet
1 Fjellvegen	13	6,6	882000	0	882000	3341	13
2 Fjellbo	1	1,1	119500	0	119500	2716	12
3 Svennerud	3	3,3	303500	0	303500	2299	11
4 Gran	8	8,8	501500	0	501500	1425	5
5 Gamle Trondheimsveg	33	35,2	2368500	0	2368500	1682	8
6 Fløgstad	4	4,4	235000	0	235000	1335	4
7 Bedehustoppen	4	4,4	257000	0	257000	1460	7
8 Gauteidvegen	5	4,4	125000	0	125000	710	2
9 Myrer-Oppsal	38	13,3	1174000	0	1174000	2207	10
10 Ausen	13	12,1	1025000	0	1025000	2118	9
11 Arteid	40	44	2555000	0	2555000	1452	6
12 Stensrud	8	7,7	275000	0	275000	893	3
13 Vilberg	21	23,1	505000	0	505000	547	1
TOTAL	191	168.4	10326000	0			

**Beregnet med en levetid på 40 år og en rente på 4 %.

Når vi kun ser på de private kostnadene, vil tiltakene få en helt annen prioritet. I tabell 11 ser vi at utbygging av område 13 Vilberg vil være mest kostnadseffektivt mens utbygging av område 1 Fjellvegen vil være minst kostnadseffektivt med hensyn til fosforreduksjon.

Metodikken som i dette kapittelet kun er benyttet for utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett i Leiras nedbørsfelt, vil kunne brukes på utbyggingsplanen for kommunalt avløpsnett i hele Sørums kommun for å prioritere hvilke tiltak man bør gå i gang med først. I henhold til WATECO (2002), som er utfyllende retningslinjer ("Guidelines") til vanddirektivet, bør imidlertid kostnadseffektivitetsanalysen utføres for et bredt spekter av tiltak i ulike sektorer og på tvers av organisatoriske enheter i nedbørsfeltet. I henhold til vanddirektivet bør koordineringen av dette foregå på vannområdenivå. En slik kostnadseffektivitetsanalyse vil fremskaffe nyttig informasjon for beslutningstakerne. En må imidlertid passe på at analysen blir gjort praktisk og hensiktsmessig og en må vurdere kostnadene ved å gjennomføre analysen og tilgjengeligheten av data opp mot betydningen av effekter og kostnader analysen gjelder. En samlet oppsummering av tiltak bør i første omgang presenteres for ulike effektmål, og i Leira vil det være mest relevant for eutrofiering, forsuring, miljøgifter, bakterier (ikke forankret i vanddirektivet), hydromorfologiske endringer samt fremmede arter. Det er krav om å oppfylle de ulike biologiske og kjemiske målene i vanddirektivet, og derfor vil det være mest relevant å sammenligne kostnadseffektiviteten ved ulike tiltak innenfor hver enkelt effektmål. Vi foreslår altså at rangeringen gjøres for hvert effektmål for seg – for eksempel slik at man rangerer tiltak for å redusere fosfor og tiltak for reduksjon av miljøgifter hver for seg (hvis begge er aktuelle). Dersom kun ett problem og effektmål er aktuelt, forenkles analysen tilsvarende. Dette reduserer behovet for rangering "på tvers" av effektparametre.

4.3 Kostnadseffektivitet av tiltak i landbrukssektoren og vann- og avløpssektoren

Det etterspørres ofte en sammenligning av tiltakenes kostnadseffektivitet på tvers av sektorene. I Finland og Tyskland⁷ har man forsøkt å lage et tiltaksbibliotek ved å sammenstille data for kostnader og effekter fra de ulike sektorene. En lignende bibliotek finnes per i dag ikke i Norge. I Sørumsund har det vært en del diskusjoner rundt kostnadseffektivitet av landbrukstiltak versus tiltakene i vann- og avløpssektoren. Dette er også de sektorene som står for mesteparten av miljøpåvirkningen i Sørumsund, og vi fokuserer derfor videre på disse sektorene i dette kapitlet.

Tiltaksanalysen for Leiravassdraget (Borch et al. 2008) beskriver at for hele Leiravassdraget bidrar jordbruket med ca. 60 % av fosfortilførselen, mens naturlig erosjon bidrar med ca. 28 % og avløp fra kommunaltekniske anlegg og spredt bebyggelse bidrar med ca. 12 %. Det understrekes at det er relativt stor usikkerhet i beregningene.

Tabell 11. Samlet tilførsel av fosfor til Leiravassdraget (Borch et al. 2008)

Samlet tilførsel av fosfor til Leiravassdraget	Kommunal-tekniske anlegg kg P/år	Spredt bebyggelse, kg P/år	Jordbruk, kg P/år	Naturlig tilførsel kg P/år	Sum, kg P/år
Sum	2924	1679	24068	10925	39596

Kommunene er sektormyndighet på både spredt og kommunalt avløp. Kommunene har i medhold av bl.a. forurensningsforskriften av 01.01.06 virkemidler til å pålegge tilfredsstillende rensing fra spredt avløp. Videre har kommunen også anledning til å ta gebyrer slik at tiltak innen kommunalt avløp kan finansieres. Det finnes derfor virkemidler til å gjennomføre aktuelle tiltak i den enkelte kommune. (Tiltaksanalyse for Numedalslågens nedslagsfelt 2008)

Sektoransvaret for jordbrukstiltak ligger i hovedsak hos jordbruksmyndighetene ved Landbruksdepartementet og Fylkesmannens landbruksavdeling. Kommunene har også et vist ansvar/myndighet på lokalt nivå i og med at de behandler søknader om tilskudd og tidvis er med i rådgivningen og planleggingen av tiltak. I noen vannområder har det også vært prioritert å lage lokale forskrifter mot høstpløying i erosjonsklasse 3 og 4 med hjemmel i Forskrift om produksjonstilskudd i jordbruket § 8. Det er Fylkesmannen som fastsetter en slik forskrift. Dagens miljøvirkemidler innen jordbruket har resultert i mange gode og effektive tiltak. For å øke implementeringen av de kostnadseffektive tiltakene i landbruket, vil det imidlertid være et behov for utvikling av nye virkemidler samt prioritering og spissing av dagens virkemidler. (Tiltaksanalyse for Numedalslågens nedslagsfelt 2008)

Som vi ser av tiltaksanalysen for Leiravassdraget (tabell 13), er det forsøkt å gjøre en sammenstilling av kostnadseffektiviteten for tiltak i de ulike sektorene. Det er imidlertid vanskelig å sammenligne tiltakene da noen er beskrevet med høy eller middels kostnadseffektivitet mens kostnadseffektiviteten for andre tiltak er beskrevet med kr/kg Tot-P. For å kunne si noe mer om prioriteringen av tiltak på tvers av sektorene ut fra dette, er det nødvendig med en noe mer etterprøvet metodikk selv om man for noen tiltak kanskje ikke kommer lengre enn til "høy-middels-lav" kategorisering av kostnadseffektiviteten. Da vil det imidlertid være viktig med konsistens og etterprøvetbarhet i forhold til kategoriseringen. Av tabellen under ser vi at det ikke er konsistens i prioriteringene i forhold til

⁷ Umweltbundesamt (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie, Handbuch, download: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2592.pdf>

kategoriseringen av kostnadseffektivitet. Da kan man tenke seg at det ligger andre momenter til grunn for prioriteringene, men det er altså viktig at disse synliggjøres.

Tabell 12. Oversikt over tiltak knyttet til landbruk og kommunaltekniske anlegg (fra Borch et al. 2008)

Tiltak	Kostnad kr.	Effekt/reduisert tilførsel, kg Tot-P/år	Kostnads-effektivitet ³⁾ kr./kg Tot-P	Prioritet	Ansvarlig myndighet
Innen jordbruk					
Endret jordarbeiding - alt i stubb ¹	13 mill/år Tilskudd RMP	14200	1200	1	Fylkesmannen
Hostharvet areal i stubb ¹	Tilskudd RMP	Ca. ½ av ingen jordarbeiding om høsten	Høy	1	Fylkesmannen
Redusert P-gjødsling (P-AL < 7 når alt i stubb)	Avhengig av P-AL i utgangspunktet. Eventuelle avlingsreduksjoner må vurderes over år	1450	Meget høy der P-tilførselen er høyere enn det P-AL og avling krever	1	Landbruks- og matdepartementet (LMD) /Statens landbruksforvaltning (SLF)
Husdyrgjødseltiltak - utvidelse av lagerkapasitet	Økt lagerkapasitet forutsetter million-investeringer	Viktig tiltak der spredning skjer utenom vekstsesong	Middels	2	LMD/ Kommunen
Kontroll av gjødselkjellere	Kostnad avhengig av kontrollomfang og tilstand	Effekt avhengig av tilstand	Middels	2	Kommunen
Nedfelling/injisering av husdyrgjødsel	Forutsetter investering i nytt utstyr	Effekt avhengig av metode i dag.	Middels	3	
Gras i vannforende drag ²	Tilskudd RMP	Stor	Høy	1	Fylkesmannen
Buffersoner ²	Tilskudd RMP	Middels	Høy - middels	1	Fylkesmannen
Vegetasjonssoner ²	Tilskudd RMP	300	Høy - middels	1	Fylkesmannen
Fangdammer ² – rapport viser 41 anbefalte lokaliteter.	Kostnadsoverslag: Kr. 100 - 500.000 pr. anlegg Tillegg: Vedlikehold	1000 - 1500	Høy - middels	2	Kommunen
Hydrotekniske tiltak - stort omfang som krever innsats over mange år	Kostnadsoverslag: Samlede millioninvesteringer	2000 - 4000	Høy - lav	1	Kommunen
Avskjæringsgroft/ fordroyning		Middels	Høy	2	Kommunen

¹ Økt bruk av plantevernmidler eller økte økologiske driftsformer

² Mindre plantevernmidler til vassdrag. Vegetasjonssoner ligger mellom dyrka jord og vann- buffersoner ligger på dyrka jord.

³ Kostnadseffektiviteten avtar ved økt måloppnåelse

Knyttet til kommunaltekniske anlegg					
Ledningsnettfornyelse (gjelder 1 % fornyelse og avhengig av aktuell alder/tilstand på nettet)		Opprettholder funksjonsevne, og reduserer omfanget av lekkasjer	18.000 - 43.000		Kommunen/ fylkesmannen
Feilkoblinger		Kommunaltekniske tiltak utenom overvann står uten prioritets-rangering pga. lav kostnads-effektivitet. Disse tiltakene er like fullt betydelige prosjekter i kommunale hovedplaner for avløp og vannmiljø.			
Tiltak overløp					
Oppgradering/nedlegging renseanlegg (gjelder 5 kommuner ihht. revisjon av utslippstillatelse.)	Under prosjektering				
Overvannshåndtering (20% infiltrering og 30% rensing)	1,5 mill. /år	342	4.400	1	Kommunen/ Eiere av infrastruktur
Frakobling av overvann			- 26.000 - 16.000	1-3	Kommunen/ Eiere av infrastruktur
Knyttet til separate avløp					
Oppgradering av 1465 private anlegg uten tilfredsstillende avløpsløsning	18,6mill./år ⁴	1316	10801-20413	1	Kommunen
Sum⁵⁾		20600 - 23100			

⁴ Erosjonssikring i bekkeraviner og langs vassdrag for øvrig er ikke vurdert da man anser at slike tiltak å være i motstrid til målsetningen om god økologisk tilstand

⁵ Omfatter bare tiltak som det har vært mulig å beregne

Eksempel

I Sørum diskuteres spesielt kostnadseffektivitet på landbruksiltak versus tiltakene i vann-og avløpssektoren. For å kunne si noe om kostnadseffektiviteten av tiltak i disse sektorene, har vi ved hjelp av Sørum kommune laget noen forenklete regneeksempler som presenteres i det følgende.

Vi ser for oss et scenarie der dyrket mark innenfor et belte på 100 meter på hver side av Leira gjennom Sørum kommune tas ut av landbruksproduksjon.

Innenfor et belte på 100 meter på hver side av Leira gjennom Sørum kommune er det totalt 551 dekar dyrket mark (kornproduksjon) og 6 dekar innmarksbeite (grasproduksjon). Landbruksavdelingen i Sørum opplyser at dekningsbidraget for kornproduksjon er ca 1000 kr/dekar og 1500/dekar for innmarksbeite. Forenklet gir det derfor følgende kostnader å ”båndlegge” dette arealet:

$551 \text{ dekar dyrket mark} * 1000 \text{ kr/dekar} + 6 \text{ dekar innmarksbeite} * 1500 \text{ kr/dekar} = 560.000 \text{ kr per år.}$

Nåverdi av denne årlige kostnaden med en levetid på 40 år og 4 % rente vil være 11 083 953 kr.

Stofftapet fra jordbruksarealer er styrt av en rekke faktorer (jordart, klima, gjødsling etc.) og sammenhengen mellom de enkelte faktorer og stofftapet er komplisert og varierer fra område til område. I veiledning ”*Miljømål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger*” (Bratli et al. 1995), er veiledende koeffisienter for N- og P-tap sammenstilt fylkesvis. Koeffisientene for P-tap bygger på tilgjengelige målinger samt skjønsmessig vurdering av faktorer som jordart, topografi, normalklima, dyretetthet og åpenåker-eng-fordeling. De oppgitte koeffisienter er basert på de gjennomsnittlige forhold i hvert område med hensyn til de nevnte faktorer. Stofftapet kan derfor avvike fra det oppgitte stofftapet. For Øyeren oppgis det 151 g/daa pr år i normaltav av fosfor fra dyrket mark.

Hvis vi ser normaltav av fosfor opp mot antall dekar dyrket mark og innmarksbeite i innenfor et belte på 100 meter på hver side av Leira, får vi følgende fosfortap fra disse områdene:

$551 \text{ dekar dyrket mark} * 151 \text{ g/daa Tot-P per år} = 83201 \text{ g Tot-P per år} = 83,2 \text{ kg Tot-P per år}$
(inkluderer kun redusert stofftap fra 100-metersbeltet som er tatt ut av produksjon, totalt redusert stofftap trolig større pga. tilbakeholdelse av tilførsler fra arealene ”innenfor” (kantsoneeffekten)).

Det presiseres imidlertid at dette er normverdier og aktuelle verdier i dette området kan avvike en del fra dette.

Det vil imidlertid være usikkerhet knyttet til effekten av brakkleggingen av jordbruksarealet på hver side av Leira. Det er også en del faktorer som gjør at slike tiltak ikke er så enkle å gjennomføre i praksis. Landbruksavdelingen i Sørum mener at det er uaktuelt å ”brakklegge” 100 meter vassdragsnært jordbruksareal til bekker og elver, og presiserer at tiltaket heller ikke vil stoppe all fosforavrenning fra jordbruket (Lystad, pers. medd). Man argumenterer også for at en buffersoner på 5-10 meter på hver side av vassdraget trolig også vil ha tilnærmet samme effekt som ”partikkelfilter”. Landbruksavdelingen mener at de viktigste tiltakene i landbruket for å redusere fosforavrenning er redusert jordarbeiding og gjødsling, hydrotekniske anlegg og fangdammer. I tillegg er det viktig å se hva man kan gjøre for å redusere naturlig erosjon i vassdragene. Blant annet at det er viktig med skjøtsel av vegetasjonen langs elve/ bekkkantene.

I 2010 ble det innført en egen forskrift om krav til jordarbeiding i Leira. Vassdragsnære og flomutsatte arealer, samt dråg skal ikke jordarbeides. I dag er det mye gras på erosjonsutsatte arealer i Leira. I tillegg anlegges det grasdekte buffersoner langs vassdragene. De fleste gårdbrukerne i Sørum lar være å høstpløye og 80 % av alt areal ligger i stubb eller gras om vinteren. I medhold av jordloven § 8 har gårdbruker også driveplikt på alle jordbruksarealer (Lystad, pers. medd).

På bakgrunn av erfaringskostnader for de delprosjektene som er gjennomført i Sørums kommuner, går man ut fra at de kommunale investeringene for å avkloakkere Leiras nedbørsfelt iht. utbyggingsplanen for spredt avløp kommer opp i ca kr 80 mill. (Røisheim, pers. medd). I kostnadseffektivitetsanalysen i kapittel 4.3 har vi gått ut fra kostnader beregnet av Hjeltnes Consult i 2006 på ca 46 mill. Vi har beregnet kostnadseffektiviteten under som et intervall ut fra dette.

I tabellen nedenfor har vi sammenstilt nåverdi og kostnadseffektivitet av disse tiltakene. Vi forutsetter 40 års levetid og en rente på 4 % i henhold til Finansdepartementets veileder for samfunnsøkonomiske analyser.

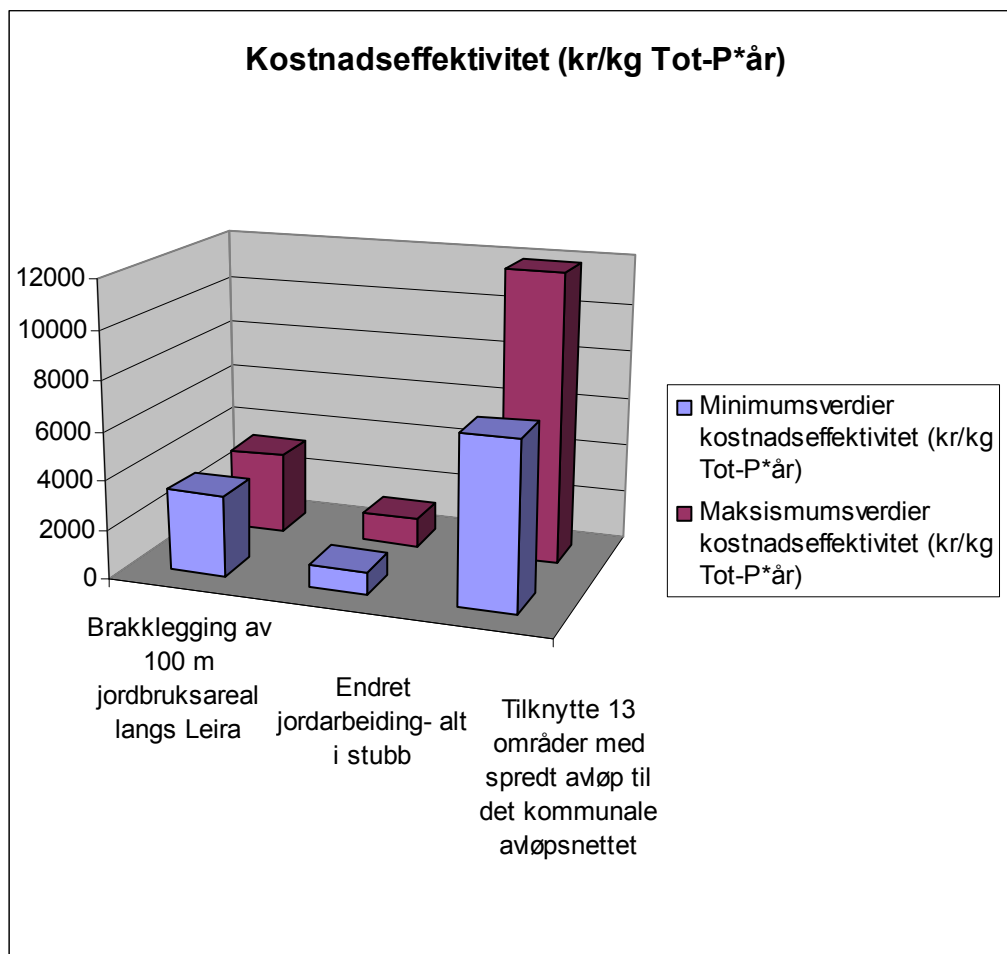
Tabell 13. Sammenstilling av kostnadseffektivitet av utvalgte eksempler på tiltak i landbrukssektoren og vann og avløpssektoren

Tiltak	Nåverdi (kr)	Effekt (P reduksjon Leira (kg Tot-P/år))	Kostnadseffektivitet (kr/kgTot-P*år)	Prioritering
Landbrukssektoren				
100 m brakklegging av jordbruksareal på hver side av Leira i Sørums kommuner	11 083 953 kr	83,2 kg ⁸	11 083 953kr/(83,2 kg P*40 år) = 3331 kr/kg årlig	2
Endret jordarbeiding – alt i stubb ⁹			915-1200¹⁰ kr/kg årlig	1
Vann- og avløpssektoren				
Tilknytte 13 områder med spredt avløp i Leiras nedbørsfelt i Sørums kommuner til det kommunale avløpsnett	46 096 631 kr (Hjeltnes Consult AS) Kommunen mener kostnadene kan være opp mot 80 mill kr med bakgrunn i erfaringskostnader fra delprosjektene som er gjennomført i Sørums kommuner.	168,4 kg	46 096 631kr/(168,4 kg P*40 år) = 6843 kr/kg årlig 80 000 000 kr/(168,4 kg P*40 år)= 11876 kr/kg årlig 6843-11876 kr/kg årlig	3

⁸ Bratli et al. 1995

⁹ Borch et al. 2008. Tall for Leira som helhet, ikke bare for Sørums kommuner.

¹⁰ Oppgitt kostnadseffektivitet av endret jordarbeiding- alt i stubb i Borch et al. (2008).



Figur 1. Kostnadseffektivitet av utvalgte eksempler på tiltak i landbrukssektoren og vann og avløpssektoren.

Figur 1 viser minimumsverdier og maksimumsverdier på kostnadseffektivitet av utvalgte eksempler på tiltak basert på de forenklede regneeksemplene foran i dette kapitlet. Figur 1 viser at de mest kostnadseffektive tiltakene (mest effekt pr krone) finnes innenfor landbrukssektoren, henholdsvis endret jordarbeiding og brakklegging av jordbruksareal. Tallene er imidlertid forenklede regneeksempler og det presiseres derfor at reelle tall kan avvike noe fra dette.

For hele Leiravassdraget bidrar jordbruket med ca. 60 % av fosfortilførselen, mens naturlig erosjon bidrar med ca. 28 % og avløp fra kommunaltekniske anlegg og fra spredt bebyggelse bidrar med ca. 12 %. Dersom man forutsetter at de samme forholdene er gjeldende for Sørums kommun, kan man maksimalt redusere 12 % ved å gjennomføre tiltak i denne sektoren. Ut i fra våre forenklede regneeksempler, ser vi tiltakene i jordbrukssektoren er de mest kostnadseffektive. Dersom man forutsetter at jordbruket står for 60 % av den totale fosforbelastningen også i Sørums kommun, er konklusjonen at det er her man kan oppnå størst reduksjon av fosfortilførselen til den laveste kostnaden. Her har vi imidlertid sett på omfattende tiltakspakker i sektorene. En kostnadseffektivitetsanalyse bør beskrive enkelttiltak, og det kan for eksempel finnes flere svært kostnadseffektive tiltak også innen vann- og avløpssektoren.

Det er gjennomført en rekke tiltaksanalyser knyttet til redusert overgjødning fra landbruk, kommunalt avløp og spredt bosetting, og en del knyttet til innsjøinterne tiltak for å redusere

eutrofiering (Magnussen et al. 2003). Kostnadseffektiviteten er i stor grad beregnet eller vurdert i tiltaksanalysene på dette området. Effektparameter er i de aller fleste tilfeller, fosfor, eller biotilgjengelig fosfor og i en del tilfeller, supplert med nitrogen. Rapportene viser at det er gjort en rekke ulike forutsetninger og brukt en rekke ulike modeller mht. beregninger av både økonomiske og biologiske data, slik at resultatene fra ulike rapporter ikke uten videre er sammenlignbare og ikke uten videre overførbare til andre områder med andre naturgitte og økonomiske forhold. Usikkerhet er ikke behandlet systematisk eller eksplisitt i de fleste studiene. (Magnussen et al. 2003)

Følgende tiltaksanalyser er gått gjennom i forbindelse med denne rapporten:

- Tiltaksanalyse for Numedalslågens nedslagsfelt 2008
- Tiltaksanalysen for Morsa (Lyche et al. 2001)
- Tiltak for å bedre vannkvaliteten i vassdrag på Jæren. (Stalleland og Framstad 1997).

Tiltaksanalysene viser at det er nødvendig med tiltak innen begge sektorene. Selv om de aller mest kostnadseffektive tiltakene finnes i jordbruket, er det også spørsmål om hvor stort areal tiltakene faktisk kan gjennomføres på. Det er også flere enkelttiltak i avløpssektoren som er relativt kostnadseffektive. Andre faktorer som for eksempel hvor enkle tiltakene er å gjennomføre i praksis eller kostnader for den enkelte, er ikke med i beregningene. Det er faktorer som må komme i tillegg når gjennomføringen skal vurderes.

5. Uforholdsmessige kostnader

I det følgende vil vi beskrive to ulike metodiske tilnærminger for å vurdere uforholdsmessige kostnader som kan gi grunn til unntak i en eller annen form. Den første tilnærmingen er en tysk metode som tar utgangspunkt i kostnadsbildet for ulike tiltak (avsnitt 5.1). Den andre metoden (avsnitt 5.2) tar utgangspunkt i en mer tradisjonell nyttekostnadsvurdering, i tråd med samfunnsøkonomiske analyser.

5.1 Vurdering av uforholdsmessige kostnader – en tysk metode

Fra begrepet uforholdsmessighet i vanddirektivet kan vi utlede at noe er ”uforholdsmessig” i forhold til ”noe annet”. Vi trenger altså en målestokk for å sammenligne kostnader ved tiltak. Metodikken som er beskrevet nedenfor er utviklet i Tyskland og er basert på at det gjennomføres en sammenligning mellom kostnader for et tiltak eller en tiltakskombinasjon i et vassdrag med en referanseverdi beregnet som middelværdi eller median av tiltakskostnader for alle andre vassdrag i et definerte større område, for eksempel en vannregion eller et land. Metodikken ble utviklet for implementering av vanddirektivet og termen ”uforholdsmessig” er derfor relatert til kostnader av tiltak som er nødvendig for måloppnåelse under EUs vanddirektiv.

En fordel med metoden er at det kun brukes kostnadsdata for gjennomføring, og at det er delvis mulig å integrere andre interesser som for eksempel brukerinteresser (badevannskvalitet) samt annet lovverk i vurderingene.

Metoden består av 5 trinn som beskrives i det følgende:

Trinn 1: Test av mistanken om uforholdsmessige kostnader på vassdragsnivå

Her sammenlignes tiltakskostnader for hvert enkelt vassdrag i en delstat med hverandre samt med to referanseverdier. Kostnadene beregnes i € per km lengde eller i € per km² areal av vassdrag og i € per innbygger i nedbørfeltet. Begge referanseverdiene blir kalkulert som middelværdi eller median (valgfritt) av alle vassdrag i delstaten. Det anbefales imidlertid å bruke median. Resultatene vises f. eks. i et enkelt diagram (se figur 2). Hvis tiltakskostnadene er lavere enn referanseverdiene, er ikke kostnadene uforholdsmessig store. Hvis tiltakskostnader er høyere enn referanseverdiene, må man fortsette gjennomgangen av disse vassdragene med i trinn 2.

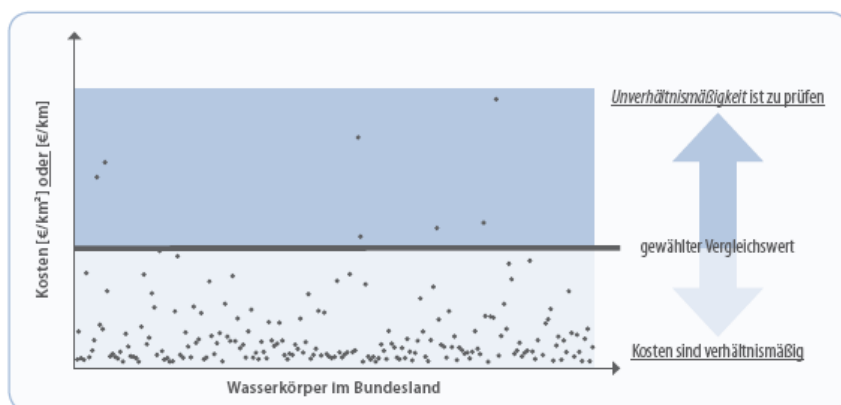


Abbildung 2: Maßnahmenkosten im Landesvergleich (Quelle: Eigene Darstellung)

Figur 2. Sammenligning mellom tiltakskostnader (prikker) og referanseverdi (medianheltrukken linje) (Kilde: Handbuch. Kosten-Nutzen-Abwägung zur Feststellung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismässiger Kosten)

Trinn 2: Sammenligning av tiltakskostnader med kostnadsterskelverdier

I trinn 2 vurderes det om planlagte tiltak vil ha en stor eller liten virkning mht. forbedring av vannkvalitet i det undersøkte vassdraget. Vurdering skjer på grunnlag av data som allerede brukes for vurdering av vannkvalitet i vanndirektivet. Når det gjelder forbedring som forventes fra tiltak, introduseres en multiplikator som er høyere enn 1, f. eks. 1,5 for en liten forbedring og 2 for en betydelig forbedring. Denne faktoren multipliseres med referanseverdiene fra trinn 1 (median), og man får slik to nye kostnadsterskelverdier. Nå gjelder igjen regelen om at dersom tiltakskostnadene er lavere enn de nye kostnadsterskelverdiene, er kostnadene ikke å regne som uforholdsmessige. Hvis tiltakskostnader er høyere, må man fortsette med trinn 3 i gjennomgangen. Dersom det finnes betalingsvillighetsundersøkelser i et nedbørfelt, skal kostnadsterskelverdien som henviser til kostnader per innbygger i nedbørfeltet kartlegges ut fra disse dataene og ikke med multiplikatorverdier. For øyeblikket finnes det svært få slike undersøkelser i Tyskland, og kostnadsterskelverdiene må derfor kartlegges ved hjelp av multiplikatorverdier. Denne fremgangsmåten brukes for hvert enkelt vassdrag som viser høyere kostnader enn referanseverdiene fra trinn 1.

Trinn 3: Test av spesiell nytte fra tiltakskombinasjoner

Hvis resultatene fra trinn 1 og 2 for et vassdrag viser til høyere og muligens uforholdsmessige kostnader, skal det testes om tiltakene har en spesiell nytte i tillegg til ”ordinær nytte” med hensyn til forbedring av vannkvalitet. Spesiell nytte blir vurdert på basis av økosystemtjenester som nevnt i ”Millennium Ecosystem Assessment”¹¹. Her er spesiell nytte definert i fem hovedkategorier: “ecology”, “availability of fresh water”, “flood protection”, “soil protection”, “tourism/recreation” og “cultural heritage”. Men spesiell nytte kan også være knyttet til brukerinteresser som f. eks. badevannskvalitet. For hvert tiltak i en tiltakskombinasjon blir det vurdert om det finnes spesiell nytte i en av disse kategoriene. Dersom slik nytte finnes, blir den vurdert i flere underkategorier med tanke på nyttens størrelse på en skala fra 0 (ikke nytte) til 5 (svært stor nytte). Underkategorier defineres ved hjelp av fagfolk. I kategorien ”økologi” kan det for eksempel være ”habitatdisposisjon for fugler” eller ”forbedring av vanntilstand i tilgrensende vassdrag”. Etterpå beregnes det for hver hovedkategori en middelvei. Totalnytteverdien beregnes ved hjelp av vektall som Σ (mean nytteverdier * vektall). Vektallene er valgt i kontekst av vanndirektivet, slik at studien forslår det høyeste vektallet i kategorien økologi.

Trinn 4: Korrigering av kostnadsterskelverdi ved hjelp av totalnytteverdien

Totalnytteverdien blir brukt for å korrigere kostnadsterskelverdien en gang til. Forfatterne forslår korrektureverdier som vist i figur 3. Den endelige kostnadsterskelen beregnes slik:

$$\text{Kostnadsterskel} = \text{referanseverdi}(\text{trinn1}) * \left(\text{multiplikatorverdi}(\text{trinn2}) + \frac{\text{korrektureverdi}(\text{trinn3})}{100} \right)$$

Tiltakskostnadene blir her korrigert etter en skala som deler de totale nytteverdiene inn i intervaller med tilhørende korrigering av hva som kan tillates av kostnader. Det vil si at dersom nytten er stor kan høyere kostnader tillates før de kalles uforholdsmessig store.

¹¹ <http://www.millenniumassessment.org>

Tabelle 9: Umrechnung zur Korrektur des Kostenschwellenwertes (Quelle: Eigene Darstellung)

N_{Gesamt}	Korrektur des Schwellenwertes
0-10	Keine Korrektur
10-29	10 % - 20 %
30-49	20 % - 40 %
50-69	30 % - 60 %
70-89	40 % - 80 %
90-100	50 % - 100 %

Figur 3. Korrekturverdier fra totalnytteverdien (Kilde: Handbuch. Kosten-Nutzen-Abwägung zur Feststellung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismässiger Kosten)

Trinn 5: Sammenligning av tiltakskostnader med korrigerede kostnadsterskler

I det siste trinn sammenlignes kostnader ved tiltakskombinasjoner med de korrigerede kostnadsterskelverdiene. Hvis tiltakskostnadene er høyere enn begge de korrigerede kostnadsterskelverdiene (€ per km/km² vassdrag eller € per innbygger) er unntak rettferdiggjort. Dersom tiltakskostnadene er høyere enn en av disse verdiene, er utsettelse rettferdiggjort, og det må utføres ytterligere samfunnsøkonomiske vurderinger for å rettferdiggjøre unntak.

5.1.1 Bruk av metoden i Sørumsund

I Sørumsund kommune har vi identifisert tre bruksområder for metoden:

A) Vurdering av uforholdsmessige kostnader for de enkelte husholdninger ved utbygning av avløpsnett

Spørsmål som kan avklares ved bruk av metoden er: Hvilken finansiell belastning får hver enkelt husholdning? Finnes det husholdninger som får uforholdsmessig høye investeringskostnader ved å koble seg på det kommunale avløpsnett sammenlignet med andre husholdninger? Avløpsgebyret vil være likt for kommunens husholdninger da hele kommunen er ett gebyrområde, men det er viktig å fokusere på å gjennomføre tiltak som har lavest kostnader for samfunnet, dvs. sum av både private og offentlige kostnader.

B) Vurdering av uforholdsmessige kostnader på tvers av sektorer

Kostnader ved tiltak for å gjennomføre vannforskriften skal dekkes på tvers av sektorer og påvirkere. Blir kostnaden uforholdsmessig høy for en sektor i forhold til andre sektorer og i forhold til sektorens forurensing?

C) Vurdering av uforholdsmessige kostnader mellom forskjellige kommuner i samme vassdrag

Med utgangspunkt i vannforskriften skal tiltak i hele vassdraget vurderes, mens planlegging og utredning av tiltak ofte skjer på kommunalt nivå. Hvordan fordeles kostnadene mellom kommunene i vassdraget? Sammenligning av kostnader må i denne sammenheng skje over flere år, slik at kommuner som allerede har gjennomført flere tiltak ikke kommer dårligere ut enn kommuner som ikke i mindre grad har gjennomført tiltak tidligere.

I denne rapporten har vi som en illustrasjon av metoden gjennomført en analyse der vi har vurdert uforholdsmessige kostnader for de enkelte husholdninger ved utbygging av avløpsnett i områder med spredt bebyggelse hvor de private avløpsløsningene er dårlige.

Som beskrevet tidligere ble metoden utviklet for å vurdere uforholdsmessige kostnader i delstater i Tyskland. Metoden er foreløpig lite utprøvd i Tyskland og ikke utprøvd i Norge. For å illustrere metoden i en praktisk sammenheng, forsøker vi å benytte metoden for å vurdere om utbyggingsplanen for kommunalt avløpsnett i kommunen inneholder tiltak som kan karakteriseres som uforholdsmessige. Metoden er utviklet for å sammenligne kostnader av tiltak innen ulike effektmål på regionalt nivå, og dette er dermed en annen anvendelse av metoden enn det som vil bli hovedanvendelsen hvis metoden tas i bruk. Vi har likevel valgt å presentere dette eksempelet fordi vi mener det får fram både styrker og svakheter ved metoden.

I dette avsnittet anvendes metoden for vurdering av uforholdsmessige kostnader for de enkelte husholdninger ved utbygging av det kommunale avløpsnettet, for å vurdere metoden og gjennomføre alle trinnene i praksis.

”Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett” i Sørums kommun ble vedtatt i 2007, som handlingsprogram/plan for oppfølging av Hovedplan avløp- og vannmiljø og landbruksplanen, etter plan- og bygningsloven § 20-1. Den omfatter 41 definerte områder i Sørums kommun, som er planlagt tilknyttet det kommunale avløpsnettet. Disse områdene omfatter ca. 800 boenheter. De 41 definerte områdene er kartlagt i et forprosjekt, der det ble sett på kostnader ved overføring til kommunalt nett, private avløpsanlegg og utslippsberegning av fosfor (kg P per år) per resipient. Kostnadene er basert på enhetspriser i 2007. De varierer fra område til område, blant annet avhengig av antall hus som skal tilknyttes og avstand til tilknytningspunkt.

Spørsmål som vil besvares ved bruk av metoden, er om det finnes husholdninger i noen områder som får uforholdsmessig høye private investeringskostnader.

For å anvende den tyske metoden i Sørums kommun måtte vi gjøre noen forutsetninger:

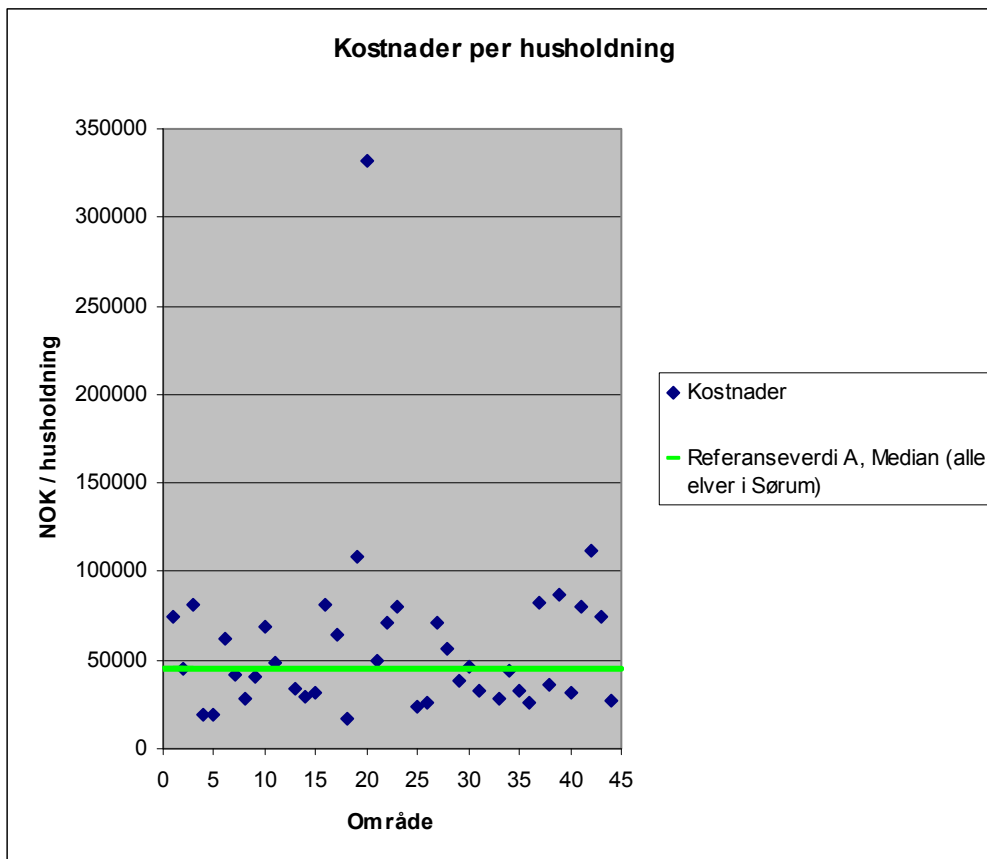
- Vi bruker kun data fra ”Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett” og sammenligner ikke med data fra andre steder.
- I stedet for å se på kostnad per lengde vassdrag / areal vassdrag / per innbygger, ser vi kun på kostnad per husholdning.
- Vi vurderer kun private investeringskostnader.
- Vi bruker median kostnad som referanseverdi.

Trinn 1: Test av mistanke om uforholdsmessige kostnader på vassdragsnivå

Beregning av private investeringskostnader per husholdning og referanseverdien (median) av dette.

Referanseverdi A, Median (alle elver i Sørums kommun) = 45000 NOK/husholdning

I vår eksempel ligger i 50 % av områdenes utbyggingskostnad høyere enn referanseverdien på grunn av definisjonen av median, se figur 4. Hvis metodikken skal brukes som den er opprinnelig tenkt, må man beregne referanseverdi A ut av en større mengde data (e.g. alle tiltak i den vannområde). På grunn av manglende data brukte vi her kun data fra ”Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett”. Likevel forsetter vi med trinn 2.



Figur 4. Resultater trinn 1.

Trinn 2: Sammenligning av tiltakskostnader med kostnadsterskelverdien

I forhold til forventet forbedring av vannkvaliteten i vassdragene, velger vi følgende multiplikatorverdier:

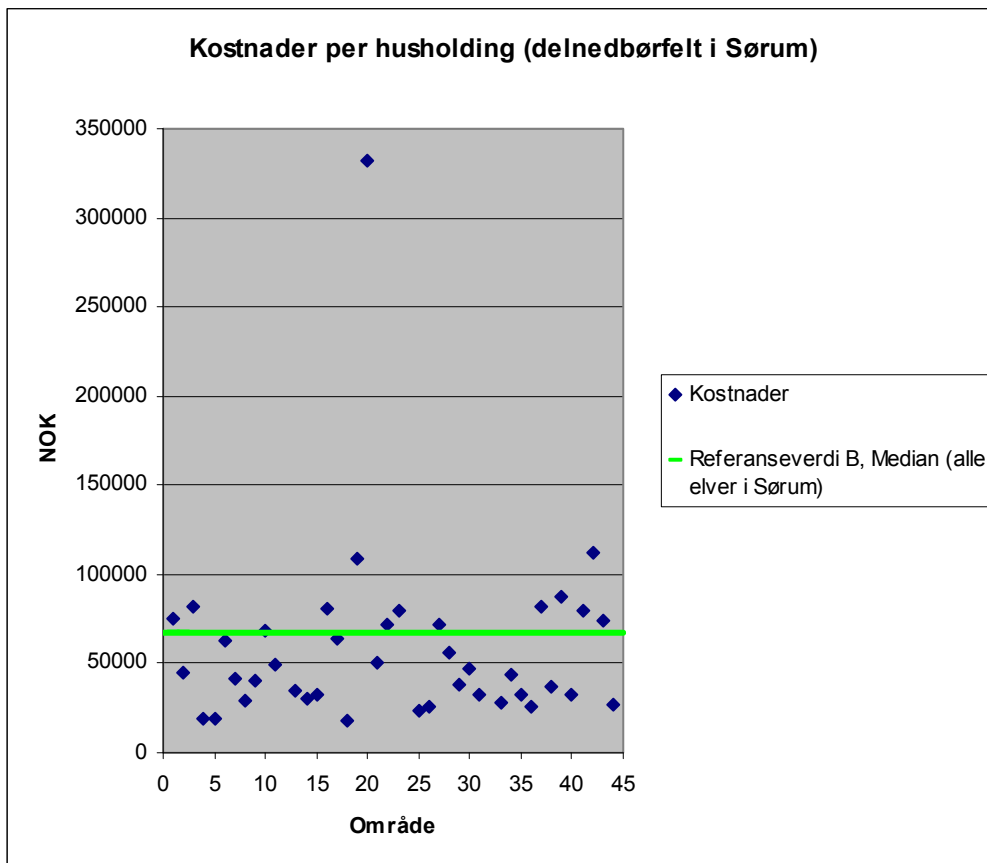
Tabell 14. Forventet forbedring av vannkvalitet i vassdrag og tilhørende multiplikatorverdi

	Forventet forbedring	Multiplikatorverdi
Leira	liten	1,5
Rømua	liten	1,5
Glomma	liten	1,5
Åa	stor	2

Til sammen forventes det at utbygging av det kommunale avløpsnettets kun gir et lite bidrag til forbedring av vannkvaliteten i vassdragene. Derfor velger vi en samlet multiplikatorverdi på 1,5. Den nye kostnadsterskelverdien blir da:

Referanseverdi B (alle elver i Sørumselva) = 67500 NOK/husholdning

Fortsatt ligger kostnader per husholdning høyere enn kostnadsterskelverdien i noen områder som illustrert i figur 5. Derfor må vi fortsette med trinn 3.



Figur 5. Resultater trinn 2.

Trinn 3: Test av spesiell nytte fra tiltakskombinasjoner

Da det fortsatt finnes områder med kostnader > referanseverdi B, vurderer vi spesiell nytte av vårt tiltak. I dette eksempelet er tiltakene de samme i alle områder, men den spesielle nytten er forskjellig i de forskjellige vassdragene. Vi tar bare hensyn til områder med kostnader > referanseverdi B.

Spesiell nytte blir vurdert på basis av økosystemtjenester som nevnt i "Millennium Ecosystem Assessment". I Sørums ønsker en stor brukerinteresse å få badevannskvalitet i vassdraget. Dette er også politisk vedtatt. Denne brukerinteressen faller under kategorien "turisme/rekreasjon/kulturarv".

Tabell 15. Vurdering av spesiell nytte.

Område	Vassdrag	Spesiell nytte etter "Millenium Ecosystem Assessment"				
		Økologi	Ferskvann	Flomvern	Jordvern	Turisme/rekreasjon/kulturarv
19	Rømua	ja	nei	nei	nei	ja
18	Rømua	ja	nei	nei	nei	ja
39	Åa	ja	nei	nei	nei	ja
36	Åa	ja	nei	nei	nei	ja

Kategorier som fikk svaret "ja" må undersøkes separat og underkategorier må defineres ved hjelp av fagfolk. Deretter blir nyttens størrelse vurdert på en skala fra 0 (ikke nytte) til 5 (svært høy nytte). Vi gjorde denne vurderingen i samarbeid med Sørums kommune.

Vurdering av størrelse på den spesielle nytten / brukerinteressen gjøres ved å ta hensyn til:

- antall potensielle brukere

- endringsstørrelse og tidspunkt for endring (en gradvis endring får færre poeng enn en endring som skjer umiddelbart)
- romlig virkning av nytte (regional, nasjonal)
- mulighet for å substituere virkningen

Tabell 16. Underkategorier i kategorien "Økologi".

Underkategori	Vassdrag	Måleindikator	Størrelse av spesiell nytten	Poeng
Generell forbedring av økologi	Rømua og Åa	Ikke definert	Regional virkning i Rømua og Åa område	3
N=sum(poeng) / antall (underkategorier) = 3 / 1 =				3

Tabell 17. Underkategorier i kategorien "turisme/rekreasjon/kulturarv"

Underkategori	Vassdrag	Måleindikator	Størrelse av spesiell nytten	Poeng
Badevannskvalitet	Rømua og Åa	Bakterie-konsentrasjon	Liten regional virkning, få brukere	1
Sportsfiske	Rømua og Åa	Antall fiskere/fiskekort	Liten regional virkning, få brukere	1
Estetikk i elvområdet	Rømua og Åa	Ikke definert	Liten regional virkning, få brukere	1
N=sum(poeng) / antall (underkategorier) = 1+1 +1 / 3 =				1

For å beregne den totale ekstranytten, må man først velge vektall for de forskjellige kategoriene. Den tyske veilederen forslår å ha den høyeste vekt på kategorien "økologi", og foreslår vektall som vist i tabellen under. I Sørsum er badevannskvalitet svært viktig og får derfor også et høyere vektall (i kategorien "Turisme/rekreasjon/kulturarv").

Tabell 18. Vektall for ulike kategorier.

Kategori	Vektall	Andel av vektall på samlet vekt
Økologi	8	40 %
Ferskvann	2	10 %
Flomvern	2	10 %
Jordvern	2	10 %
Turisme/rekreasjon/kulturarv	6	30 %
Sum	20	100 %

Totalnytteverdien beregnes ved hjelp av vektall som Σ (mean nytteverdier * vektall). I vårt eksempel er den totale nytteverdien $(3*8)+(6*1)=30$.

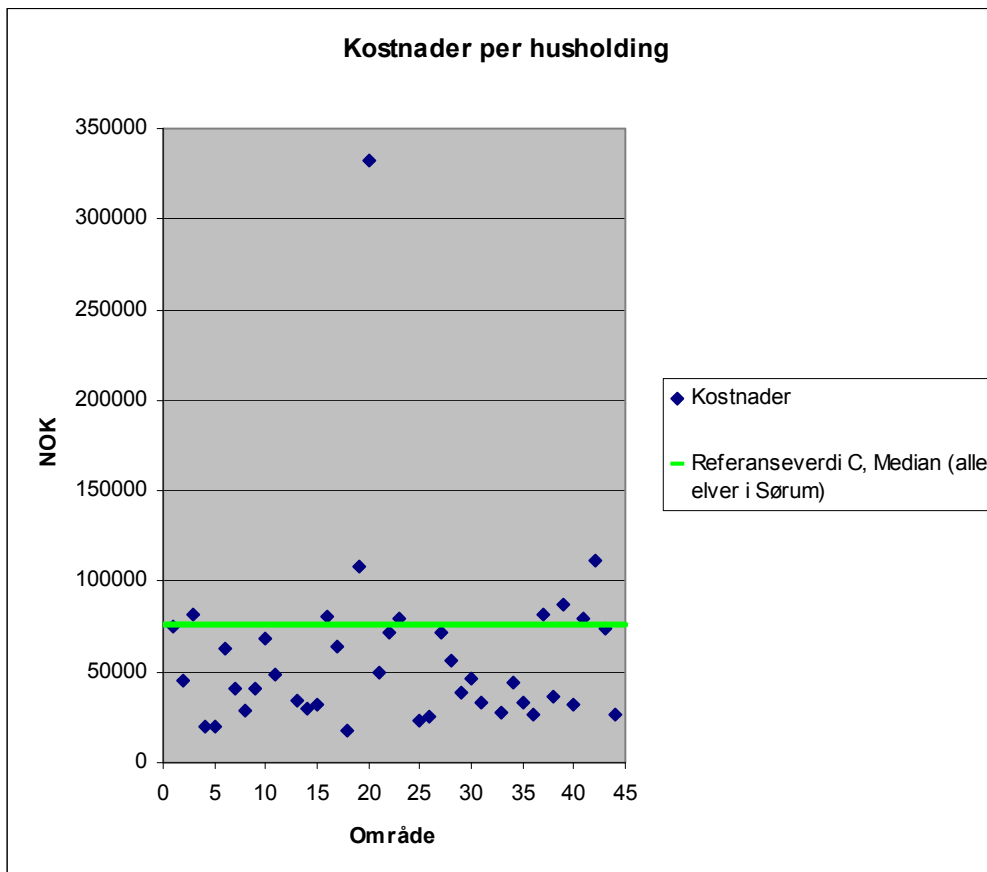
Trinn 4: Korrigering av kostnadsterskelverdi ved hjelp av totalnytteverdien

Av figur 3 ser vi at den totale nytteverdien av 30, som vi har beregnet i trinn 3 svarer til en korrekterverdi mellom 20 % og 40 %. Vi velger 20 %. Referanseverdi C, Median (alle elver i Sørsum), som er den endelige kostnadsterskelverdien, beregnes slik:

$$\begin{aligned}
 \text{Kostnadsterskel} &= \text{referanseverdi}(\text{trinn1}) * \left(\text{multiplikatorverdi}(\text{trinn2}) + \frac{\text{korrekterverdi}(\text{trinn3})}{100} \right) \\
 &= 45000 * \left(1,5 + \frac{20}{100} \right) = 76500 \text{ NOK} / \text{husholdning}
 \end{aligned}$$

Trinn 5: Sammenligning av tiltakskostnader med korrigerede kostnadsterskler

De endelige resultatene (figur 6), viser at kostnadene i flere områder fortsatt ligger over referanseverdien. Det vil si at i disse områdene får husholdningene uforholdsmessig høye private investeringskostnader i forhold til de andre områdene i utbyggingsplanen.



Figur 6. Endelige resultater etter trinn 5.

5.2 Metode basert på vurdering av kostnader og nytte

5.2.1 Bruk av metoden i Sørums

En annen tilnærming til å vurdere uforholdsmessige kostnader er å vurdere kostnadene ved tiltak opp mot den nytten tiltakene medfører for samfunnet. Hvordan man kan gjøre slike nyttevurderinger generelt – og i Sørums kommune – ble vist i kapittel 2.2. I det kapittelet gjorde vi også en vurdering av om nytten av tiltakene stod i forhold til kostnadene ved tiltakene. På grunn av manglende data for en del av virkningene, kunne vi ikke konkludere entydig på dette punktet, men vi så at kostnadene ved tiltak i avløpssektoren er høye, og at det kan se ut til at kostnadene er ved eller over grensen til at tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Det vil si at de kan se ut til at nåverdien av kostnadene ved tiltak er høyere enn nåverdien av nytten av tiltakene, og netto nåverdi er dermed negativ. Men det må understrekes, at analysen er ufullstendig, både fordi vi kun har med tiltak i avløpssektoren, og det kan finnes billigere tiltak i andre sektorer, som gir samme effekt til en lavere kostnad, dermed vil kostnadssiden reduseres. Det må også tas forbehold om at det ikke er gjennomført egne verdsettelsesstudier i Sørums, og overføring av nytteestimer er beheftet med større usikkerhet enn originale verdsettelsesestimer.

Selv om vi har gjort vurderinger som tyder på at de tiltakene vi har beregnet kostnader for ikke er samfunnsøkonomisk lønnsomme, er det ikke gitt at konklusjonen vil bli at tiltakene har uforholdsmessige kostnader blant annet fordi det er skrevet i ”unntaksveilederen” at det ikke er nok at kostnadene overstiger nytten (men ikke hvor mye de må overstige med) og fordi det kan være at (en del av) disse tiltakene må gjennomføres uavhengig av vanndirektiv og vannforskrift for å oppfylle annet regelverk.

Det sentrale punkt for nyttevurderingene er hvordan forbedringene i miljøtilstand slår ut for brukerinteressene, inkludert natur- og miljøvern (eksistens- og bevaringsverdier). Hvilke tiltak som gjennomføres og i hvilke sektorer er i seg selv uten betydning i denne sammenheng, det er *effektene* av tiltakene som skal nyttevurderes.

Det forutsettes nå at effekten av tiltakene er slik at det oppnås god miljøtilstand for både eutrofi, bakterier og ørrethabitat, mens dagens tilstand er henholdsvis moderat for eutrofi, dårlig for bakterier og meget dårlig for ørrethabitat.

Fremgangsmåte:

Vi tar utgangspunkt i beregnede totale kostnader for å oppnå miljømålene og vil vurdere om nytten ser ut til å stå i forhold til kostnadene. Nåverdien av kostnadene til tiltak utover dagens anslås til ca. 800 millioner kroner (se kapittel 3).

Nyttevurderinger uttrykt i kroner

I samfunnsøkonomisk analyse, er alle prosjekter lønnsomme dersom nåverdien av nytten er minst like stor som nåverdien av kostnadene. Vi vil først sammenligne disse kostnadene og se hva nytten for hver husstand må være for at nytten skal være minst like stor som kostnadene.

I kapittel 2 regnet vi oss fram til hva betalingsvilligheten må være i tillegg til det som betales allerede i dag for at nytten skal være minst like stor som kostnaden og finner at dette tilsvarer en årlig betalingsvillighet på ca. kr 5 700 per år (i 40 år). Dette beløpet kommer *i tillegg til* det som betales i dag, fordi betalingsvilligheten er innhentet som et tillegg til dagens utgifter.

Virker det rimelig at betalingsvilligheten per husstand per år i kommunen er minst 5 700 kroner for å få denne vannmiljøforbedringen? Man kunne gjennomført en betinget verdsettingsstudie i kommunen for å undersøke dette, men det er ikke gjort til nå. Vi ser derfor på tidligere studier i andre vassdrag for å se om betalingsvilligheten som er funnet i disse er i denne størrelsesorden for det som kan være noenlunde tilsvarende vannmiljøendring og befolkningsgrunnlag.

Ved å gå gjennom tidligere verdsettingsundersøkelser for bedre vannkvalitet i norske vassdrag, finner vi at betalingsvilligheten for vannkvalitetsforbedring i ett vassdrag er i størrelsesorden fra 600-1000 og opp mot 2000 kroner per husstand per år.

Betalingsvilligheten ovenfor var for ett vassdrag mens vannmiljøforbedringen i vår kommune gjelder fire. Man kan da stille spørsmålet om betalingsvilligheten for fire vassdrag er fire ganger så stor som betalingsvilligheten (BV) for ett vassdrag? De fleste studiene som er gjennomført innhenter BV bare for ett vassdrag og gir derfor ikke noe fullgodt svar på spørsmålet. Men det man ser er at folk først og fremst har BV for ”sitt” vassdrag, som oftest det nærmeste eller det som benyttes mest. Det er derfor grunn til å tro at BV for de fire vassdragene er et sted mellom en nedre grense som er lik BV for ett vassdrag en øvre grense som er tre ganger BV for ett vassdrag. Dette skulle bety at BV for fire vassdrag i vår kommune er et sted mellom kr 600 -1 000 og ca. 6-8 000 kroner, sannsynligvis nærmere nedre enn øvre grense. (BV for ett vassdrag i Magnussen som del av ”total” pakke av vassdrag i Nordsjøen).

Dette indikerer at selv dersom man ser på kostnadsanslagene, er man sannsynligvis over grensen for hva som vurderes som samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis man vurderer tidligere undersøkelser og forsøker seg på enkle overføringer av disse estimatene. Det kan være flere forhold som er ulike, bl.a. dagens vannkvalitet, mulig bruk ved ulik forbedring av vannmiljøkvalitet osv. Dette øker usikkerheten i tallene. Det kan imidlertid også være grunn til å vurdere kostnadstallene nøyer, fordi det også er betydelig usikkerhet knyttet til disse. Dette gjøres imidlertid ikke her, fordi eksempelet først og fremst skal illustrere fremgangsmåten.

Når man ikke har egne verdsettingsestimater, men har oversikt over kostnadene, kan en slik tilnærming som illustrert over være nyttig for å vurdere lønnsomheten i form av nytte og kostnader. Også for sammenligning mellom vannforekomster og vannområder kan en slik tilnærming være interessant for å belyse de valgene man står overfor.

Uforholdsmessige kostnader?

Vi så ovenfor at anslåtte kostnader for tiltak for å oppfylle vannmiljømålene i kommunen er svært høye. Det er også betydelig usikkerhet knyttet til disse kostnadsberegningene fordi en del av anslagene både for investeringskostnader og ikke minst for årlig driftskostnader er usikre. Sammenligner vi disse kostnadsanslagene med nytteanslag for vannkvalitetsforbedringer i noen andre norske vassdrag, er det mye som tyder på at kostnadene er på eller over grensen for det som vil anses som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Disse tallene kan dekke over at nytten og kostnadene ved tiltakene kan være ganske ulike mellom de ulike vassdragene fordi vi ikke har verken kostnads – eller nyttefordeling mellom vassdragene.

Selv om det kan se ut til at kostnadene er like høye eller høyere enn nytten av disse tiltakene, innebærer ikke at vi kan si at kostnadene er uforholdsmessig høye ut fra unntaksbestemmelsene i vanddirektivet, men det betyr at denne ”screeningen” indikerer at de dyreste tiltakene må vurderes nøyer som ”kandidat” til tiltak med uforholdsmessige kostnader.

5.3 Vurdering av metoder og forslag til videre oppfølging av metoder for vurdering av uforholdsmessige kostnader og unntak

Vi har presentert to ulike tilnærminger til vurdering av uforholdsmessige kostnader ved tiltak, som begge kan være aktuelle, men som begge også kan kreve noen tilpasninger.

Den tyske modellen er interessant, men lite utprøvd både i Tyskland og Norge. I Sørum kommune ble metoden anvendt i et eksempel som sammenlignet private investeringskostnader ved utbygging av kommunalt avløpsnett. Dette var kun ment som et eksempel for å illustrere metodikken. Som beskrevet tidligere ble metoden utviklet for å vurdere uforholdsmessige kostnader i delstater i Tyskland. Sørum kommune er mye mindre enn en tysk delstat, og slik sett er området for lite i forhold til å komme frem til unntak. Når området er så lite, vil de mulige tiltakene være færre og et tiltak kan fremstå som uforholdsmessig rett og slett fordi man ikke har så mange andre tiltak å sammenligne med. Vi ser imidlertid at metoden kan være interessant også på vannområde og vannregionnivå. En av fordelene er at de lokalt ”slipper” å forholde seg til nytten i monetære former, noe som oppleves som vanskelig av mange.

Den tyske metoden er prinsipielt gjennomførbar i Norge og gir nyttig informasjon om uforholdsmessig høye kostnader. For å utvide beregningene til å gjelde alle tiltak som er planlagt ved implementering av vanddirektivet i en kommune eller et større område (vannområde eller vannregion), vil man trenge kostnadsdata for ulike typer tiltak.

Vi har sett at poenggivnings- og vektingsprosessene i metoden baserer seg på en god del skjønn. I eksempelet gjengitt i kapittel 5.1. ovenfor har vi gjort dette basert på tilgjengelig kunnskap om området på et overordnet nivå. Dersom metoden skal gjennomføres for tiltak på tvers av sektorer i et større område, er det viktig å involvere eksperter på ulike områder slik at analysen baserer seg på den best tilgjengelige kunnskapen om området. Det vil imidlertid ofte være mangel på fasitsvar når det gjelder viktigheten av ulike verdier, og det er derfor viktig å gjennomføre en prosess som involverer ulike typer ekspertise og brukerinteresser for å komme frem til slike verdier. En slik prosess kan for eksempel være nyttig å gjennomføre på vannområdenivå og kan slik koordineres med det pågående vannmiljøarbeidet.

Det kan likevel være nyttig å bruke den beskrevne metoden eller en tilpasset metode også i Sørums kommunen – ikke minst som en ”screening” for å vurdere hvilke tiltak som potensielt kan medføre uforholdsmessige kostnader, fordeling av kostnader og som en forstudie til å bruke metoden på for eksempel vannområdenivå.

Metoden som er presentert i 5.2., tar utgangspunkt i kostnadene ved tiltak for å oppfylle miljømålene i vannforskriften. Disse kostnadene skal uansett beregnes som en del av kostnadseffektivitetsanalysen/tiltaksanalysen, der totale kostnader for tiltakspakken skal beregnes. Mange synes det er ”vanskelig” å beregne nytte i samfunnsøkonomisk forstand, men det å gjøre vurderingen i form av hva må nytten være for at den skal stå i rimelig forhold til kostnadene, antar vi er en enklere måte å forholde seg til nytten på.

Vanndirektivet antyder imidlertid at for at kostnadene skal være uforholdsmessige, må de overstige nytten ”betydelig” og med stor sikkerhet. Dette indikerer at det må gjøres en vurdering av ”hvor mye større kostnaden skal være enn nytten” før det tilsier uforholdsmessighet og unntak. Det kan også være at regelen bør være ulik avhengig av om det er snakk om for eksempel tidsutsettelse eller varig unntak – og bevisbyrden og uforholdsmessigheten bør være større hvis det skal søkes varig unntak enn om det er snakk om tidsutsettelse.

Begge disse tilnærmingene er interessante for å vurdere kostnadene ved tiltak sammenstilt med henholdsvis andre tiltakskostnader og nytten av tiltak. Man bør imidlertid gjennomføre utprøving av metodene i praksis og vurdere tilpasninger. En utfordring er å få gode nok data til å gjennomføre vurderinger på kommunenivå.

6. Oppsummering og anbefaling for videre arbeid

- Det er et behov for å få fram samfunnsnyten av vannmiljøforbedringer. Samfunnets nytte av tiltakene kommer formelt inn i arbeidet med vannforskriften kun dersom man skal vurdere om kostnadene er uforholdsmessig høye (i forhold til nytten). Vi anbefaler imidlertid at man i hele arbeidet har fokus på den nytten vannmiljøforbedringer har for samfunnet. Det er vanskelig for kommunen å bruke millioner på tiltak for å forbedre vannmiljøet dersom man ikke kan dokumentere at dette har noen nytteeffekter for samfunn og innbyggere. Det er flere fremgangsmåter og metoder for å komme fram til nytten av tiltak som gir bedre vannkvalitet. I den ene enden av skalaen er en ren kvalitativ beskrivelse mens i den andre enden av skalaen er en full verdsetting i kroner av samfunnets nytte av tiltak.
- Sørums kommuner bør følge de ”offisielle” anbefalingene med hensyn til behandling av diskonteringsrente i offentlige prosjekter også for vannmiljøtiltak/prosjekter. Slik kan man sammenligne tiltak med ulike levetider, inntekter og kostnader inntreffer på forskjellige tidspunkter. Å følge de nasjonale anbefalingene gjør også at det er enklere å sammenligne vannmiljøtiltak med andre prosjekter i kommunen som disse skal veies opp mot.
- Vanddirektivet setter miljømål for vannforekomstene og kartlegger deretter hvor stort ”gap” det er til å nå målene. Alle tiltak som er relevante for å bidra til å nå målene skal kartlegges og implementeres etter hvor kostnadseffektive de er. Tiltakene med størst effekt per investert krone skal implementeres først og vurderingen skal gjøres på tvers av sektorer og organisatoriske grenser i nedbørsfeltet. Om tiltakene er forankret i annet regelverk, er de fortsatt en del av tiltakene som vannforskriften krever. En samlet oppsummering av tiltakenes kostnadseffektivitet bør i første omgang presenteres og rangeres for ulike effektmål (eutrofiering, miljøgifter etc.), slik at målene kan oppnås til lavest mulige kostnader for samfunnet.
- Rapporten beskriver to ulike metodiske tilnærminger for å vurdere uforholdsmessige kostnader som kan gi grunn til unntak i en eller annen form. Begge disse tilnærmingerne er interessante for å vurdere kostnadene ved tiltak sammenstilt med henholdsvis andre tiltakskostnader og nytten av tiltak.
- De samfunnsøkonomiske analysene det legges opp til gjennom vanddirektivet er nyttige for beslutningstakere også på lokalt nivå. Kommunen har en sentral rolle i utføringen av tiltak for å nå målene i vanddirektivet. Det er imidlertid viktig at det skjer en koordinering av tiltak mellom både sektorer innad i den enkelte kommune og mellom de ulike kommunene i nedbørsfeltet på vannområde/vannregionnivå. Vannet skal i henhold til vanddirektivet forvaltes på nedbørsfeltnivå, og dermed blir det viktig å innarbeide og styrke disse nivåene slik at de kan koordinere og legge til rette for det kommunale vannmiljøarbeidet. Det er derfor viktig at arbeidet med sektorvise kommunale planer som hovedplan avløp- og vannmiljø forholder seg til tiltaksanalyse og tiltaksprogram som er gjort i forbindelse med vanddirektivet. Det er i fremtiden også behov for kunnskap og veiledning når det gjelder gjennomføring av økonomiske analyser samt en full utnyttelse av sektorens virkemiddelapparat. I tillegg kan man tenke seg at man i større grad bør vurdere å kombinere virkemidler og skreddersyde virkemiddelpakker til de enkelte vannregioner eller – områder.

Referanser

Borch, H., J. Bogen, E. Iversen, M. Lindholm, T. Tjomsland og H. B. Petersen (2008). Tiltaksanalyse for Leiravassdraget. NIVA-rapport 5657 – 2008. NIVA, Bioforsk, NVE.

Bratli, J. L., Holtan, H. (NIVA), Åstebøl, S.O. (JORDFORSK) (1995). Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. Veiledning 95:02. TA-1139/1995. Statens forurensningstilsyn.

Guidance Document No. 20 – Technical Report 2009-027: Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives.

European Commission (CIS): 2009: Veileder om unntak fra miljømål. Norsk oversettelse av dokumentet "Guidance Document No. 20-Technical Report 2009-027 Guidance document on exemptions to the environmental objectives".

Finansdepartementet (2005). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser.

Framstad, B. og T. Stalleland (1997). Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Øvre del av Hobøl-Langen vassdraget. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Notat 1997: 10.

Hjellnes Consult AS (2008). Avløpsanlegg i Leiras nedbørsfelt – Forprosjekt, tiltak på avløpsnett – januar 2008.

Holen, S. og D. Barton (2010). Verdsetting av nytten ved å oppnå god vannkvalitet i innsjøer. Sammendrag. Rapport l.nr.5966-2010. Norsk institutt for vannforskning, NIVA.

Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig and others (). Handbuch. Kosten-Nutzen-Abwägung zur Feststellung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismässiger Kosten. IM KONTEXT DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE. Available under: www.runder-tisch-werra.de/show_image.php?id=679&download=1

Lyche, A., N. Vagstad, P. Kraft, Ø. Løvstad, S. Skoglund, S. Turtumøygard og J.R. Selvik. (2001). "Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø -Hobøl Vassdraget. Sluttrapport." NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.

Lystad, R. (2011). Personlig meddelelse, e-post 16.06.2011. Pers. medd. fra Sørums kommun.

Magnussen, K. (1992). Valuation of reduced water pollution using the contingent valuation method: Methodology and empirical results. Dr. Sc. Theses 1992:14. Norges landbrukshøgskole.

Magnussen, K., E. Rymoene og O. Bergland (1997). Miljøsmål for vannforekomstene. Vurdering av nytten ved å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet. Rapport fra Statens forurensningstilsyn, rapport 97:36, Oslo.

Magnussen, K. og S. Navrud (1992). Verdsetting av redusert forurensning til Nordsjøen. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, rapport B-015-92. Oslo.

Magnussen, K., Romstad, E., Barton, D.N. (2003). Eksempler på tiltaksanalyser og tiltakskostnader knyttet til vannforekomster – forberedende arbeid i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann. KM Miljøutredning. Rapport 1-2003.

Magnussen, K. og S. Holen (2011a). Vannprising og miljømålene etter EUs vanndirektiv: Anbefalinger om bruk av økonomiske virkemidler i norsk vannforvaltning. Rapport fra Klima- og forurensningsdirektoratet, rapport 144971-01, Oslo.

Magnussen, K. og S. Holen (2011b). Økonomiske aspekter ved vanndirektivet- Erfaringer fra EU og forslag til økonomiske analyser i norsk vannforvaltning. SWECO rapport 144811-01, Oslo.

Ræstad, C. (2010). Hovedplan for avløp og vannmiljø i Sørums kommuner: 4 scenarier for prioriteringer ut fra samfunnsnytte og optimal samfunnsøkonomi. Notat 28.12.2010.

Røisheim, H. (2011). Personlig meddelelse, e-post 16.06.2011. Pers. medd. fra Sørums kommune.

Senter for statlig økonomistyring (2010). Nettveileder for analyse. Virkninger som ikke kan verdsettes. (http://www.sfsno.no/templates/Page_6679.aspx) (31.01.11)

SFT (2007). Vannforskriften. Veileder i arbeidet med miljøtiltak. Versjon 1.0 (12.09.07). Statens forurensningstilsyn, Oslo.

Stalleland, T. og B. Framstad (1997). Tiltak for å bedre vannkvaliteten i vassdrag på Jæren. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Notat 1997:4.

Sørums kommune (2007). Utbyggingsplan for kommunalt avløpsnett. Notat 22.02.07. Sørums kommune.

Tiltaksanalyse for Numedalslågens nedslagsfelt (2008). Den Grønne Dalen. 01.10.2008.

WATECO (2002). Economics and the Environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no