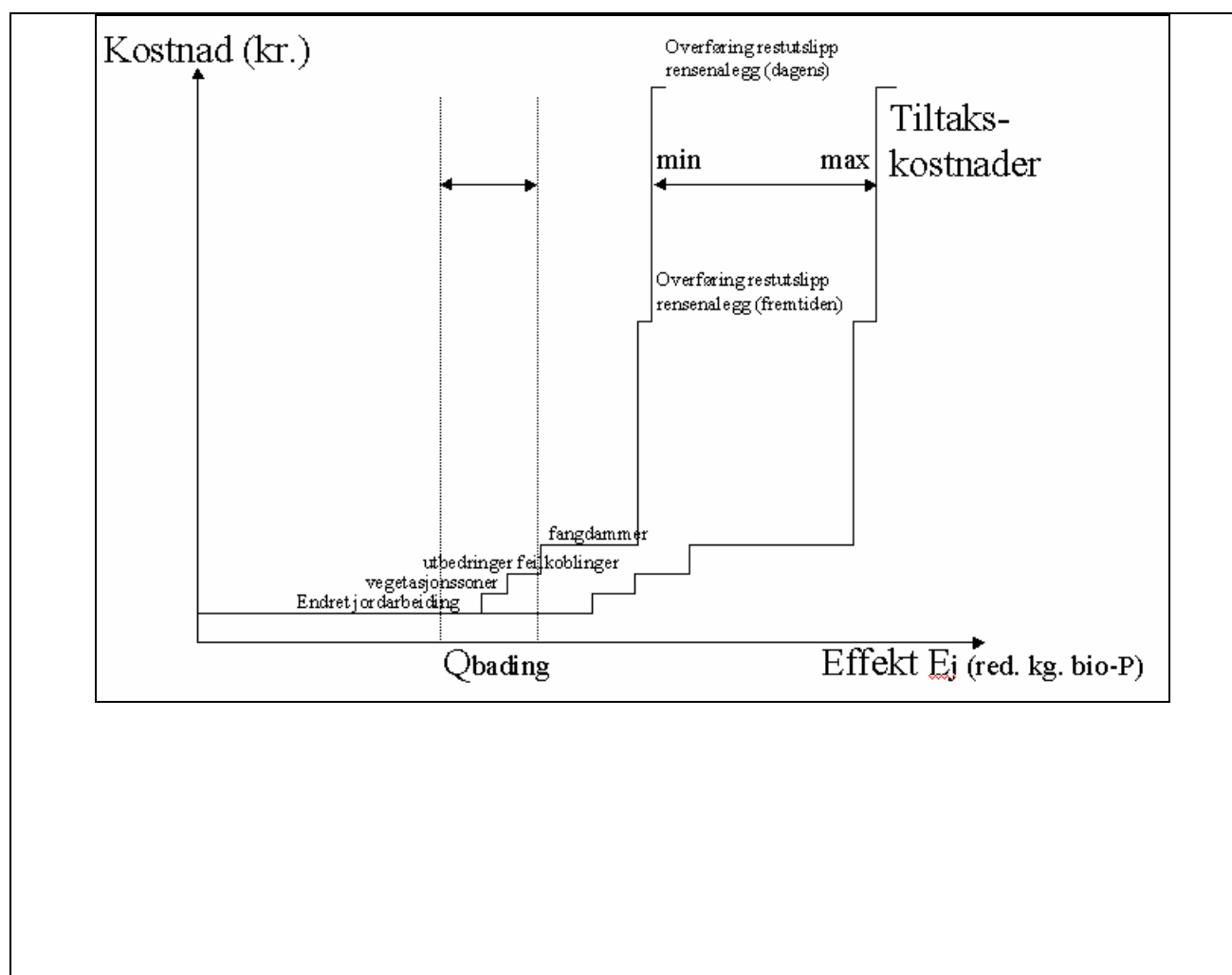




RAPPORT 4777 - 2004

Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og forslag til metodikk ved tiltaksanalyser.



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet:

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og forslag til forbedring av metodikken ved tiltaksanalyser i lys av "Rammedirektivet for vann".	Løpenr. (for bestilling) 4777 - 2004	Dato Januar 2004
	Prosjektnr. Undernr. 40225	Sider Pris 70 100
Forfatter(e) Anja Skiple Ibrekk David N. Barton Oddvar Lindholm Nils H. Vagstad Eigil Iversen Dag Berge	Fagområde VRF	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NIVA (basisbevilgning fra NFR)	Oppdragsreferanse
----------------------------------------------------	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>"Rammedirektivet for vann" aktualiserer behovet for en standardisert og utvidet metodikk for planlegging av tiltak i vassdrag. Vanlige tiltak innen sektorene kommunalt avløp, landbruk, industri og samferdsel er sammenstilt med tanke på kostnader og effekter. Økonomiske analyser, og spesielt kostnadseffektivitetsanalyser (KEA) i tiltakssammenheng er gjennomgått. Håndtering av usikkerhet og vurdering av risiko er spesielt vektlagt. Hvordan man kan endre fokus fra reduksjon av utslipp eller inngrep til økologiske effekter er diskutert. Utfordringer ved tiltaksplanlegging generelt og spesielt i lys av "Rammedirektivet for vann" er identifisert.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tiltaksanalyse 2. "Rammedirektivet for vann" 3. Kostnadseffektivitet 4. Risikovurdering 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Programme of measures 2. Water Framework Directive 3. Cost effectiveness 4. Risk assessment
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Anja Skiple Ibrekk
Prosjektleder

Dag Berge
Forskningsleder
ISBN 82-577-4453-0

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

O-40225

Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og forslag til forbedring av metodikken ved tiltaksanalyser i lys av "Rammedirektivet for vann"

Forord

Denne rapporten er resultat av et internt NIVA prosjekt med støtte fra basisbevilgningen fra Norges Forskningsråd (NFR). Prosjektet har blitt utført i tidsrommet mellom februar og desember 2003 med jevnlig prosjektmøter og diskusjoner blant prosjektdeltagerne.

Deler av prosjektet ble presentert på fagtreff i Vannforeningen 20. oktober 2003 og manuskriptet til dette innlegget foreligger i VANN Nr. 4 2003 (Skiple Ibrekk og Lindholm 2003).

En kort presentasjon av hva de ulike forfatterne særlig har bidratt med i denne rapporten;

Dag Berge: tiltak innen vannkraftregulering.

David N. Barton: økonomiske analyser, risikovurdering og eksempel på hvordan usikkerhet kan håndteres i en tiltaksanalyse.

Oddvar Lindholm: kommunaltekniske tiltak og flermålsbeslutningsanalyser.

Eigil Iversen: tiltak innen bergindustrien.

Nils H. Vagstad: tiltak innen landsbruket og spredt bebyggelse, vurderinger av avstanden fra tiltaksgjennomføring og resipienten.

Anja Skiple Ibrekk: tiltak innen forsuring og samferdsel, gjennomgang av krav og utfordringer ved tiltaksanalyser i lys av "Rammedirektivet for vann".

Oslo, januar 2004

Anja Skiple Ibrekk

Innhold

1. Sammendrag	6
2. Innledning	8
3. Tiltaksplaner innen ”Rammedirektivet for vann”	11
4. Generelt om økonomiske vurderinger i Rammedirektivet	12
4.1 Økonomiske analyser under WFD	12
4.2 Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA)	13
4.3 Nytte-kostnadsanalyse (NKA)	13
5. Sammenstilling av vanlige miljøforbedrende tiltak	15
5.1 Kommunalt avløp	15
5.1.1 Ulike typer kommunaltekniske tiltak	15
5.1.2 Effekt og kostnader av kommunaltekniske tiltak	15
5.2 Tiltak innen spredt bebyggelse	21
5.3 Landbrukstiltak	23
5.3.1 Skog og utmark	23
5.3.2 Jordbruk	23
5.3.3 Tiltak innen jordbruket	23
5.4 Tiltak innen bergindustrien	30
5.4.1 Berørte vassdrag	30
5.4.2 Tiltaksstrategi	30
5.4.3 Kostnader av gjennomførte tiltak innen bergindustrien	31
5.4.4 Effekter	32
5.4.5 Eksempel på videre tiltak	32
5.5 Avbøtende tiltak ved vassdragsregulering	33
5.5.1 Aktuelle tiltak i regulerte elver	33
5.5.2 Aktuelle tiltak i regulerte innsjøer	34
5.6 Kalking – tiltak mot forsuring	34
5.7 Samferdsel	36
6. Fra redusert utslipp til miljøforbedring	37
6.1 Miljømålet i rammedirektivet	37
6.2 Økologiske effekter	37
7. Behandling av usikkerhet i kostnadseffektivitets-analyse og vurdering av risiko	38
7.1 Behandling av teknisk usikkerhet -modellering	39
7.1.1 Statistisk usikkerhet	39
7.1.2 Ekspertvurdering av usikkerhet	40
7.1.3 Følsomhetsanalyser	40
7.1.4 Beskrivelse og kvantifisering av usikkerhet	41
7.2 Behandling av metodisk usikkerhet – rapportering av resultater	42
7.2.1 Tabellarisk	42
7.3 Risiko/sannsynlighet for ikke å oppnå miljømål	44
7.4 Rangering av tiltak ved flermålsbeslutningsanalyse	47

8. Konklusjon - gjennomføring av en tiltaksanalyse	49
9. Litteraturreferenser	53
Vedlegg A. Eksempel på gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyse for prioritering av tiltak	55
Innledning	55
Rangering av tiltak kostnadseffektivitet	55
Kvantifisering av usikkerhet i risikovurderingen	56
Usikkerhet i tiltakseffekt	57
Vedlegg B. Flermålsbeslutningsanalyse	62
Vekting av beslutningskriterier og -mål	64
Eksempel på en enkel vekteanalyse	65
Flermålsbeslutningsanalyse ved hjelp av IT-verktøy	67
Vedlegg C. Begrepsliste økonomiske analyser	69

1. Sammendrag

”Rammedirektivet for vann” aktualiserer behovet for en standardisert og utvidet metodikk for planlegging av tiltak i vassdrag.

Vanlige tiltak innen sektorene kommunalt avløp, landbruk, industri og samferdsel er sammenstilt med tanke på kostnader og effekter. For enkelte tiltak er usikkerheten tilknyttet beregningene estimert.

Rapportering av usikkerhet er også noe som vektlegges i WATECO veilederen og en helt nødvendig del av kvantitativ risikovurdering. For å få et beslutningsgrunnlag man kan stole på, bør usikkerheten knyttet til beregningene av effekter og kostnader av tiltak bestemmes.

Det er for de vannforekomstene som har signifikant risiko for ikke å nå miljømålet i 2015 som det skal utarbeides tiltaksplaner for. En konsekvens av dette er at risikobegrepet må tas sterkere inn i planleggingen. En eller annen vurdering av risiko for ikke å oppnå ”god vann status” må ligge til grunn for å vurdere unntak enten med utsettelse, lavere miljømål eller erklæring av tungt modifiserte vannforekomster (HMWB). En ny metodikk basert på usikkerhetsvurderinger for å estimere risiko for ikke å oppnå miljømålet er foreslått. Det nye forslaget til håndtering av usikkerhet er prøvd ut på en ”tradisjonell tiltaksanalyse”. Dette eksemplet illustrerer bruken av usikkerhet i tiltaksanalyser for å vurdere risiko for ikke å oppnå Rammedirektivets miljømål.

Hvordan man kan endre fokus fra reduksjon av utslipp eller inngrep til økologiske effekter er diskutert. ”Økologisk status” er på mange måter nøkkelbegrepet i Rammedirektivet, og hvilke følger miljømålet ”god økologisk status” har for tiltaksplanleggingen blir gjennomgått.

Utfordringer ved tiltaksplanlegging generelt og spesielt i lys av Rammedirektivet er identifisert. Viktige momenter som en bør vurderes er hvem tiltaksplanen er for og hvilke spesielle behov som bestilleren har. Miljømålet fastsatt i Direktivet må operasjonaliseres for alle vannforekomstene som tiltaksplanen skal gjelde for, og en kartlegging av brukerinteresser vil alltid være nødvendig for å prioritere typer tiltak og områder innen at vassdrag.

Basert på en oversikt over hva som er problemene i vassdraget, bør alle aktuelle tiltak (også nye tiltak som har blitt utviklet nylig) vurderes med hensyn på forventede effekter og kostnader. Effekten av tiltakene må sees i sammenheng slik at overlapping, synergi- og samspilleffekter blir estimert. Avstanden fra kilde til resipient er en faktor som bør tas hensyn til ved vurderinger av tiltakseffekter og kostnadseffektivitet. Dette skyldes at (i) utslippene ofte beregnes ved kilden og (ii) at forurensningene kan endres under transporten fram til resipienten som analysen utføres for. Tiden det tar før tiltaket gir full effekt vil også variere mellom type tiltak, lokalisering og klimatiske forhold.

For at tiltakene skal kunne sammenlignes, må de samme typer kostnader beregnes for alle tiltak som er med i sammenstillingen. Både investeringskostnader og årlige drifts- og vedlikeholdskostnader må inkluderes i beregning av netto årskostnad.

WATECO veilederen anbefaler bruk av kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) for å sette sammen tiltakslisten i handlingsplanen for hvert nedbørfeltdistrikt. Et metodisk problem gjelder håndtering av tilleggs effekter som ikke er betraktet i kostnadseffektivitetsmålet, fordi de er underordnet miljømålet som vurderes, og/eller de ikke er vektet inn i effektivitetsmålet. Ved prioritering av tiltak bør man gjøre følsomhetsanalyser for å se om et hensyntagen til usikkerheten har betydning for valget av de billigste tiltakene. Kostnadseffektivitetsanalyse baserer beslutningen på bare to kriterier og ser bort ifra at tiltaket kan ha konsekvenser som går utover miljøeffekten, eventuelt flere ulike miljøeffekter.

Dersom disse konsekvensene ikke kan verdsettes økonomisk og vurderes i en nytte-kostnadsanalyse vil flermåls beslutningsanalyse være et alternativ.

Det blir viktigere å kartlegge drivkreftene i samfunnet (klima, omlegginger i politikk og sektorer) som har virket i tiden mellom planlegging av tiltak og når miljømålet skal oppnås. For å bestemme de mest effektive tiltakene er det også avgjørende at man følger med på den teknologiske utviklingen slik at også nye tiltak blir tatt med i betraktningen.

2. Innledning

”Rammedirektivet for vann”

Som følge av EØS-avtalen¹ skal Norge implementere det nye ”Rammedirektivet for vann” (2000/60/EG) på lik linje med EU-landene. Dette direktivet skal være som en paraply over allerede implementerte miljødirektiver. Tiltaksplanlegging og tiltaksgjennomføring for å oppnå gode betingelser for naturlig liv i vannet er sterkt vektlagt i det nye direktivet.

Karakterisering av vannet i Norge skal etter tidsplanen lagt i Rammedirektivet være ferdig i løpet av 2004. Denne karakteriseringen som skal danne grunnlaget for å gjennomføre tiltak i områder som ikke tilfredsstillende målene satt i direktivet.

Økt behov for å se på metodikken ved tiltaksplanlegging

Det nye direktivet aktualiserer behovet til å se nærmere på metodikken ved tiltaksanalyser. De mest nærliggende spørsmål for mange i forbindelse med tiltaksplanlegging vil være; Hva vil disse tiltakene koste? Og hvem skal betale? Disse spørsmålene vil ikke bli besvart i denne omgang, men vi vil prøve å belyse viktigheten av å velge de mest kostnadseffektive tiltakene for å bruke minst mulig penger på gjennomføring av tiltakene.

Det blir trolig en mer desentralisert oppgave å skaffe til veie midler for planlegging og gjennomføring av tiltak for å bedre vannkvaliteten fremover. Det blir således enda mer viktig for lokal og regional forvaltning å minimere utgiftene for å øke vannkvaliteten.

SFT har parallelt med dette interne NIVA prosjektet, tatt initiativ til å kartlegge tiltaksanalyser og tiltakskostnader i Norge som del av det forberedende arbeidet til EUs rammedirektiv (Magnussen et al. 2003). Behovet for standardisering av metodikken ved tiltaksanalyser var en av hovedkonklusjonene fra dette prosjektet.

En problemanalyse må være utgangspunktet for enhver tiltaksanalyse

I Norge har det gjerne blitt definert syv ulike problemtyper (økosystem forstyrrelser). Disse er gjengitt i tabellen under.

Tabell 2.1. Ulike problemtyper i Norge

Problemtype	Effekt-parameter	Beskrivelse
Eutrofiering	Fosfor, nitrogen	Økt tilførsel av plantenæringsstoffer og virkningen av dette,
Hygienisk	Tarmbakterier	Utslipp av kloakk.
Saprobiering	Oksygen	Økt tilførsel av organisk materiale og virkningen av dette. F.eks utslipp fra kloakk, industri eller siloer. Oksygenet forbrukes.
Forsuring	pH, ANC, Ca	Skyldes økt innhold av syrer i nedbøren.
Tilslamming	Partikler, TBU	Økt innhold av partikler
Miljøgifter	Tungmetaller, dioksiner etc.	Svært mange kilder; ofte fra industri, vegavrenning, sprøytemidler i landbruket.
Vassdragsregulering	Vannføring	Endringer i vannmengder og fordelinger gjennom året, neddemming. En rekke biologiske og morfologiske konsekvenser.

¹ EØS-avtalen er pr. desember 2003 under reforhandling.

NIVA har tidligere utviklet kostnadseffektivitetsmetodikk når det gjelder fosfortilførsler i forbindelse med virkningstypen eutrofiering i ferskvann. SFTs veileder under "Miljømål for vannforekomstene" bygger på dette (SFT 1995). Det er denne erfaringen som bør forsøkes og overføres til de andre påvirkningstypene. Også innen utvikling av tiltaksmetodikk for forurensning, kommunal forurensning, gruveforurensning, reguleringer, industriforurensning har NIVA vært svært delaktig i Norge, men her har man ikke benyttet økonomiske analyser i særlig grad. Ved innføringen av EUs rammedirektiv skal det i midlertidig utarbeide prioriterte tiltaksplaner mot alle økosystemforstyrrelser i vann, og dermed er det behov for metodikk for hvordan tiltakene kan rangeres over hele bredden av virkningstyper.

Mål og avgrensninger med denne rapporten

Hovedmålet for dette prosjektet er å gi innspill til en mer standardisert metodikk brukt ved tiltaksplanlegging for å bedre vannkvaliteten i norske vassdrag i tråd med kravene i "Rammedirektivet for vann". Disse sammenstillingene av ulike tiltak, kostnader, effekter, metoder og problemstillinger er ment som eksempler som kan brukes som basis for fremtidige tiltaksanalyser.

Det har også vært et mål for prosjektet å øke kompetansen på økonomiske begreper og metoder, spesielt blant naturvitenskapelige forskere og utredere. Kunnskapshull har blitt identifisert og det er dermed pekt på behov for videre prosjekter.

Utgangspunktet for denne rapporten har vært miljømål og metodikk som det er lagt opp til i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann, men deler av denne rapporten kan i stor grad knyttes opp mot den praksis som utøves allerede på området tiltaksplanlegging i vassdrag.

Dette prosjektet har kun fokusert på problemstillinger tilknyttet ferskvann, men mye av det generelle stoffet om metodikk kan trolig også brukes på marine vannforekomster.

Når det gjelder inngrep så er oversikten over tiltak begrenset til vassdragsreguleringer og samferdsel, og under sektoren industri er det benyttet bergindustrien (gruver) og forurensning som eksempler.

Hovedvekt er lagt på kostnadseffektivitetsanalyser (KEA). Det er således ikke tatt høyde for samfunnsøkonomiske virkninger, men fokusert på de bedriftsøkonomiske virkningene ved gjennomføring av avbøtende tiltak.

Hvordan denne rapporten er strukturert

Tiltaksanalyser under rammedirektivet (kapittel 3)

Det er først en kort gjennomgang av hovedprinsippene ved tiltaksanalyser ("programme of measures") i Rammedirektivet.

Økonomiske analyser omtalt i rammedirektivet (kapittel 4)

Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) er vektlagt i sammenstillingen av økonomiske analyser siden det er KEA som er mest fokusert i Direktivet. Det er også tatt en vurdering av ulike andre beslutningsverktøy for vektning og sammenligning av tiltak og miljøforbedringseffekter, inkl. fullverdige nytte-kostnadsanalyser og flermåls beslutningsanalyser (delvis i vedlegg).

Sammenstilling over aktuelle tiltak for å bedre vannkvaliteten innen ulike sektorer (kapittel 5)

Eksempler på kostnader, effekter og vurdering av usikkerhet for ulike tiltak er hentet fra kommunalt avløp, landbruk, industri, vannkraft og samferdsel.

Fra redusert utslipp til miljøforbedring (kapittel 6)

”Økologisk status” er på mange måter nøkkelbegrepet i Rammedirektivet, og hvilke følger miljømålet ”god økologisk status” har for tiltaksplanleggingen blir gjennomgått.

Behandling av usikkerhet og vurdering av risiko (kapittel 7)

Ulike typer usikkerhet som bør tas hensyn til er presentert, og en ny metodikk basert på usikkerhetsvurderinger for å estimere risiko for ikke å oppnå miljømålet er foreslått.

Konklusjon - momenter som bør vurderes i forbindelse med tiltaksplanlegging (kapittel 8)

Viktige momenter som en bør vurdere eller i det minste være oppmerksom på når en tiltaksplan skal utformes er gjennomgått. Som er oppsummering av diskusjonene rundt tiltak, kostnader, effekter, metodikk og risiko er enkelte tema identifisert som områder det trengs å jobbe mer med for å utvikle en standardisert metodikk for tiltaksplanlegging i Norge.

Eksempel på gjennomføring av tiltaksanalyser der håndtering av usikkerheten blir inkludert (vedlegg A). Et eksempel på ”tradisjonell tiltaksanalyse” er hentet fra Lyche Solheim et al. (2001), og det nye forslaget til håndtering av usikkerhet blir lagt til denne tiltaksanalysen. Dette eksemplet skal illustrere bruken av usikkerhet i tiltaksanalyser for å vurdere risiko for ikke å oppnå Rammedirektivets miljømål.

Flermåls beslutningsanalyser (vedlegg B)

Teorien bak flermålsbeslutningsanalyser er gjennomgått.

Liste over økonomiske begreper (vedlegg C)

Det er gjort en sammenstilling av de mest brukte økonomiske begrepene tilknyttet tiltaksanalyser.

3. Tiltaksplaner innen ”Rammedirektivet for vann”

Ved implementering av ”Rammedirektivet for vann” (direktiv nr. 2000/60/EG) skal det lages tiltaksplaner for de vannforekomstene eller de områder der det vil være problemer med å innfri kravene om god økologisk status innen år 2015.

Tiltaksplanene (som vil være på ulike skala) skal inngå i forvaltningsplanen som etter tidsplanen skal lages innen år 2009 for hvert nedbørfeltdistrikt (”River Basin District”). Det kan tenkes at man da videre skal sammenligne de foreslåtte tiltakene og påfølgende kostnadseffektiviteten for hele nedbørfeltdistriktet for å prioritere deler av nedbørfeltdistriktet. Med slike store områder kan det trolig bli svært komplisert å fordele kostnadene ved gjennomføring av tiltakene. Det kan bli vanskelig å skape aktiv, lokal deltagelse ved tiltak som skal gjennomføres både oppstrøms og særlig nedstrøms lokalområdet (f.eks. kommunen). Rammedirektivet med sine krav om lokal medvirking aktualiserer også behovet for å få bedre lokale tiltaksplaner.

Miljøkvalitet kan beskrives som en funksjon av vannkvalitet, naturkvalitet og tilgjengelighet/bruksegnethet (SFT 1995). Tiltak for å bedre tilgjengelighet f.eks. tilgjengeliggjøring av fiskeplasser og etablering av badeplasser kan være nødvendig for å få full nytteeffekt av de vannkvalitetsforbedrende tiltak. Begrepet egnethet og tilretteleggingstiltak er ikke vektlagt i Rammedirektivet.

Det overordnede målet i rammedirektivet er å oppnå god økologisk status (eller godt økologisk potensial i sterkt fysisk modifiserte vannforekomster) innen år 2015. ”Rammedirektivet for vann” vil dermed føre til en økt vektlegging av biologi og økologiske prosesser i vann og vassdrag. Det blir således et økt behov for å se på biologiske effekter av tiltaksgjennomføring.

Det er viktig å være klar over at det utarbeides tiltaksplaner på ulike nivå. På nasjonalt og internasjonalt nivå har man mulighet til å fokusere mer på tiltak ved kilden som for eksempel utfasing av stoffer som Hg og POPs, og ikke så mye på avbøtende tiltak. Det vil også være lettere å ta i bruk økonomiske og juridiske virkemidler på et nasjonalt nivå sammenlignet med regionalt og lokalt nivå. Det er først og fremst tekniske tiltak som er innenfor en lokal vannforvalters rekkevidde. Vi ser i dag at mer og mer ansvar blir desentralisert, så det er fortsatt behov for å styrke kunnskapen om tekniske tiltak.

4. Generelt om økonomiske vurderinger i Rammedirektivet

4.1 Økonomiske analyser under WFD

WFD viser direkte til kostnadseffektivitetsanalyser (Art 5. Annex III), men bare indirekte til behovet for nytte-kostnadsanalyser (art 4.) av tiltaksplaner for nedbørfelt ("river basin management plan"). Nytte-kostnadsanalyse må eventuelt brukes dersom man skal påvise "*disproportionate cost*" for å kunne erklære sterkt modifisert vannforekomst (HMWB).

Det får frem av WFD at økonomiske virkemidler som optimal prising av vannbruk skal vurderes som en del av nedbørfeltsvisе tiltaksplaner.

BOKS 1: Relevante artikler i WFD for kostnadseffektivitets- og nytte-kostnadsanalyse

Art. 4 Member States may designate a body of surface water as artificial or heavily modified, when [...]

(b) the beneficial objectives served by the artificial or heavily modified characteristics of the water body cannot, for reasons of technical feasibility or *disproportionate cost*, reasonably be achieved by other means, which are a significantly better environmental option. [...]"

Art. 5 Characteristics of the River Basin District, review of the environmental impact of human activity and the *economic analysis of water use*

[...] "economic analysis is undertaken according to the technical specifications of Annex II and III" [...]

Annex III Economic analysis

[...] (b) "make judgements about the most *cost effective combination* of measures in respect of water uses to be included in the programme under Art. 11 based on estimates of the potential costs of such measures"

Art. 9 Recovery of costs for water services

[...] (i) that *water pricing policies* provide adequate incentives for users to use water resources *efficiently* [...]

Art. 11. Programme of measures

Art. 11.3 [...] "*measures* to promote an *efficient* and sustainable water use..."

Art. 5 (Annex III) antyder at kostnadseffektivitet av tiltak skal vurderes allerede under arbeidet med karakterisering av nedbørfelter og rapporteringskravet for 2004, dvs. som et grunnlag for å utarbeide en tiltaksplan. Tildels (for?) store krav stilles til denne etappen fordi kostnadseffektivitetsanalysen skal samle inn kostnadseffektivitetsdata som er relevante for tiltak før man vet om tiltak er teknisk-miljømessig gjennomførbare.

Erfaringsmessig i Norge har kostnadseffektivitetsanslag utarbeides etter at analysen av teknisk tiltakseffekt er gjennomført. Direktivet prøver delvis å snu på denne prosessen. I praksis vil det kunne ende opp i en litteraturgjennomgang for relevante nedbørfelt og vannbrukere av tidligere kostnadseffektivitets-studier, med en rangering av potensielle tiltak basert på overførte erfaringstall. Kostnadseffektivitetsanalyser av 2. generasjonstiltak som *faktisk* er teknisk-miljømessig

gjennomførbare for nedbørsfelter vil måtte utarbeides som en del av arbeidet med en nedbørsfeltsvis handlingsplan (art. 11) frem mot 2009.

WATECO veilederen gir mer detaljerte anbefalinger om bruk av kostnadseffektivitetsanalyse (Annex IV.I 59-78. Mye av innholdet fokuserer mye på håndtering av rapportering av ulike typer usikkerhet.

WATECO veilederen gir mer detaljerte anbefalinger om sammenligning av nytte og kostnad ved HMWB (Annex IV.I 87-105). Det legges vekt på at kostnadseffektivitetsanalysen av tiltak skal gi grunnlaget for nytte-kostnadsvurderingen.

4.2 Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA)

Kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) er en vurderingsteknikk som benyttes for å beregne og vurdere kostnader og effekter av ulike tiltak når miljømålet er kjent. Kostnadseffektivitet kan presenteres som kostnad dividert på effekt eller effekt dividert på kostnad. I Rammedirektivet benyttes det første alternativet, nemlig kostnad per effekt (K/E).

Kostnadseffektivitet kan defineres som:

$$\text{Kostnadseffektivitet} = \text{netto årskostnad} / \text{utslippsreduksjon (kg/år)} + \text{evnt. tilleggsvurderinger}$$

Netto årskostnad er annuitetsfaktoren ganger investeringskostnad pluss eller minus endringer i årlige drifts- og vedlikeholdskostnad pluss eller minus endringer i andre kostnader eller inntekter (SFT 1995).

Kostnadseffektivitetsanalysen brukes til å prioritere tiltakene og bestemme hvilke som tas med i handlingsplanen. Det mest kostnadseffektive tiltaket blir rangert høyest.

4.3 Nytte-kostnadsanalyse (NKA)

Nytte-kostnadsanalyse (NKA) er ikke nevnt eksplisitt i Rammedirektivet, men er trukket frem i WATECO som en metode for å vurdere unntak ("derogations") fra miljømålene.

NKA skiller seg fra KEA i at effekter av tiltak verdsettes økonomisk. I samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse begrenser effekter seg heller ikke til de som relaterer seg til et enkelt miljømål, men prøver å sette en pengeverdi også på det som kalles "tilleggsvurderinger" i SFT veilederen (SFT 1995). Informasjonskravene er opplagt mye større og det er sannsynligvis derfor NKA bare skal brukes til å vurdere eventuelle unntak. Ulike typer unntak skisseres i WATECO (Annex IV.I.90). Det er noen uklarheter i når de ulike typene økonomiske analysene skal brukes, men vi har prøvd å skissere et mulig beslutningstre i foreliggende rapport.

Noen av uklarhetene i WATECOs metode går ut på hvor langt man skal trekke KEA før man gjør en samfunnsøkonomisk NKA. Det er vannforekomster som har en viss risiko som er vanskeligst å vurdere:

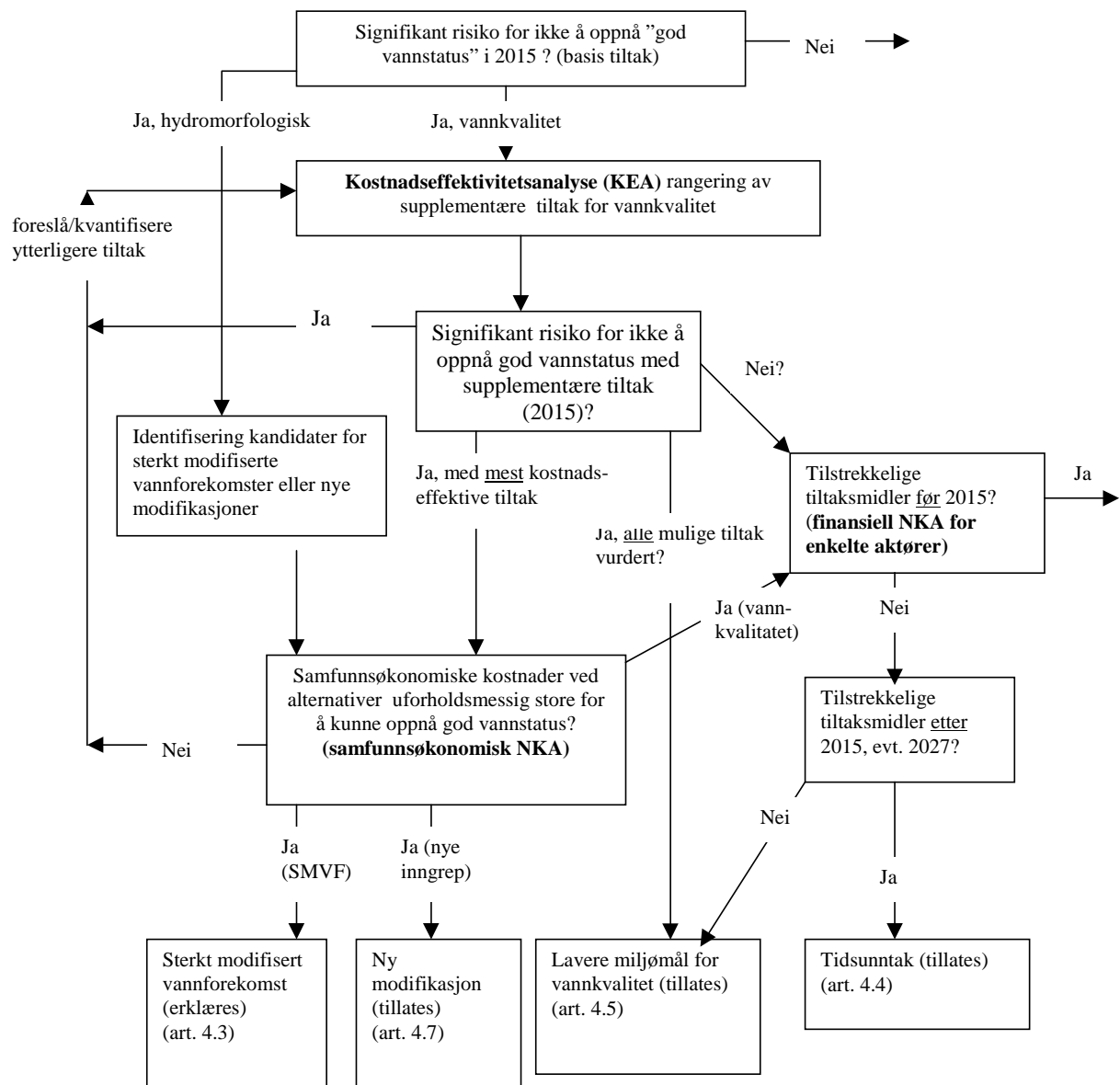
- Skal man vurdere så mange tiltak som mulig inntil sannsynlighet for å oppnå god vannstatus er akseptabel? Hvis man slipper opp for teknisk gjennomførbare og kvantifiserbare tiltak vil det ikke lenger være relevant med en vurdering av om kostnadene er uforholdsmessige, fordi god vannstatus vil ikke kunne nås uansett. Da vil man sannsynligvis kunne hoppe over NKA og søke om unntak uten videre.
- Eller skal man stoppe KEA før dette med en kvantifisering av bare de mest gjennomførbare og kostnadseffektive tiltakene? Dersom tiltakspakken fortsatt innebærer signifikant sannsynlighet for ikke å oppnå god vannstatus vil man først måtte foreslå ytterligere og dyrere tilleggstiltak som gjør

det mulig å redusere den sannsynligheten til et akseptabelt nivå. En nytte kostnadsvurdering vil da bestå i å vurdere om tilleggskostnadene for ytterligere tiltak er for høye i forhold til

- økningen i sannsynlighet for å oppnå god vannstatus, og
- nytten av å oppnå god vannstatus

Store informasjonskostnader ved å dokumentere tilleggstiltak som kan bidra til å oppnå god vannstatus skal inkluderes i NKA av unntak. De kan også være en grunn til at KEA blir begrenset til de mest kostnadseffektive og dokumenterte tiltakene. Tiltaks- og informasjonskostnader kan spres over tid slik at de ikke blir "uforholdsmessig store" før 2015 - dette vil gi grunnlag for å søke om tidsunntak.

Figur 4.1. KEA, NKA og risikovurderinger av handlingsplan for nedbørfeltdistriktet



5. Sammenstilling av vanlige miljøforbedrende tiltak

5.1 Kommunalt avløp

5.1.1 Ulike typer kommunaltekniske tiltak

Listen over kommunaltekniske tiltak for minking av utslipp av stoffer i spillvann, overløpsvann og overvann er delt inn i ulike typer tiltak;

1. Tiltak på nedslagsfeltets overflater og områder før tilførsel til ledningene
 - 1.1. Overflatene (Stell og skjøtsel, åpne vannveier/dammer/infiltrasjon)
 - 1.2. Punktkildene (Industri, snødeponier, sandfang, oljeavskillere, fettfangere)
2. Tiltak i avløpsledningsnett
3. Tiltak i avløpsrensaneanleggene, og nye rens tiltak
4. Samlet optimalisering av enkelttiltakene slik at enkeltelementene er tilpasset hverandres funksjoner i et optimalt systemanalytisk samspill

5.1.2 Effekt og kostnader av kommunaltekniske tiltak

For de fleste parametere i spillvann og overvann, fjernes disse ofte i tilnærmet samme omfang for ulike tiltak. Fosfor har ofte blitt brukt som hovedindikator på effekten av ulike tiltak. Dels fordi fosfor er en av de viktigste kildene til problemer i norske vannforekomster og dels fordi opplysninger om tiltak for denne er rimelig godt dokumentert.

For de tilfeller der kostnader for tiltak er tatt fra gamle prosjekter, er kostnadene justert til 2003-nivå ved hjelp av SSBs byggekostnadsindeks. (SSB 2003).

I kost/effekt-tallene er ikke biotilgjengeligheten for fosforet tatt hensyn til. Denne ligger normalt på ca. 0,6 for kommunale kilder. Tallene for Tot P må derfor divideres med 0,6 når biotilgjengeligheten skal være med.

Tiltak på nedslagsfeltets overflater og områder før tilførsel til ledningene

Hovedvirkning på forurensningsparametrene: Det er særlig tungmetaller som bly, kadmium, kvikksølv, kobber og sink, samt organiske miljøgifter som PAH som påvirkes av disse tiltakene. Videre påvirkes mengden av suspendert stoff betydelig. Påvirkningen på organisk stoff er moderat og påvirkningen på fosfor og nitrogen er liten. Tiltak for infiltrasjon og forsinkelse av overvann vil imidlertid ha påvirkning også på parametere som fosfor, nitrogen og organisk stoff, fordi utslippet av spillvann fra avløpsrensaneanlegg og overløp også minker ved dette tiltaket.

Tabell 5.1. Effekter og kostnader av tiltak på nedslagsfeltets overflater og områder før tilførsel til ledningene.

Tiltak	Virkemåte for tiltaket	Spesiell informasjon for å beregne kost/effekt-verdier. Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametere finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg/ år	Normal usikkerhet i kost-effekt i +/- %
Regelmessig feiing av fortauer og rennestener	Gatefeiemaskiner feier/suger opp partikler på fortauer og rennestener. Gjøres dette minst 2. hver uke får overvannet betydelig mindre forurensning. Tiltaket har betydelig	Oppfeingsgraden for maskinen av ulike fraksjoner. Mengder oppbygd stoff pr uke. Forurensningsandel i de ulike fraksjoner. Kostnad pr	Lindholm 1983: Tot P = 4,8 KOF = 0,06 Lindholm 1988a	Lindholm 1983: TotP=+100 TotP=-50 KOF=+100 KOF = -50

Tiltak	Virkemåte for tiltaket	Spesiell informasjon for å beregne kost/effekt-verdier. Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametere finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg/ år	Normal usikkerhet i kost-effekt i +/- %
	virkning for fjerning av tungmetaller og PAH.	dag. Feiekapasitet pr. dag.	Tot P=22 Lindholm 1988b Tot P=28-44	
Regelmessig tømming av gatesandfang	Dersom gatesandfang tømmes minst 1g/år, spyles ikke forurensningene inn i avløpsnettets ved store regnskyl, men suges opp fra sandfanget av en vakuumsugebil. Tiltaket har betydelig virkning for fjerning av tungmetaller og PAH.	Gateareal/sandfang. Type område som betjenes. Forurensningsandel i de ulike fraksjoner. Kostnad pr dag/bil. Tømmekapasitet pr. bil/dag.	Lindholm 1988a Tot P=4,8-18 Lindholm 1988b Tot P=14-24	Omtrent som feiing av fortauer.
Oppsamling av smeltevann fra snødeponier	Når den forurensede snøen smelter kan smeltevannet overføres til avløpsledningsnettets eller jordrenseanlegg, hvis forholdene legges til rette for dette. Tiltaket har betydelig virkning for fjerning av tungmetaller og PAH.	Forurensningsmengder for ulike parametere pr. smeltevannsmengde. Snødeponiets størrelse. Kostnader for overføring el. renseanlegg, samt driftsutgifter & avskrivningsår	Lindholm 1988a: Tot P = 1,2 til 7,2 middel=4 Lindholm 1988b Tot P=40	Lindholm 1988a: TotP=+100 TotP= - 70
Sedimentering av overvann i dam	Overvann kan ledes inn i dammer el. bassenger. Partikulært materiale sedimenterer, og vannet ledes renset ut til vannforekomst eller overvannsledning. Tiltaket har betydelig virkning for fjerning av tungmetaller og PAH.	Areal som dreneres. Type område med typiske aktiviteter. Oppholdstid i dam. Forurensningsandel på de ulike fraksjoner. Anleggs- og driftskostnader & avskrivningsår.	SFT 1998. Tot P= 4 Stalleland & Framstad 1997 TotP= 0,5-0,6	
Tiltak for infiltrasjon av overvann	Overvann infiltreres til grunnen via permeable flater, infiltrasjonsgrøfter eller pukkmagasin. Dette minker belastningen på renseanlegg og overløp og fjerner forurensninger ved kilden. Tiltaket har betydelig virkning for fjerning av tungmetaller og PAH.	Areal som dreneres. Type overflater. Forurensningsmengde i overvannet. Nedbørmengde og intensiteter. Anlegg- og driftskostnader & avskrivning		
Tiltak for forsinkelse av overvannstilførsel til nettet	Når overvannstilførselen til nettet forsinkes/fordrøyes, minker utslippet fra renseanlegg og overløp. Dette skyldes lavere hydraulisk belastningsintensitet i våtværperioder.	Areal som dreneres. Type overflater. Forurensningsmengde i overvannet. Nedbørmengde og intensiteter. Anlegg- og driftskostnader & avskrivning		

Tiltak i avløpsledningsnettets

Hovedvirkning på forurensningsparametrene: Det er særlig parametere som fosfor, nitrogen og organisk stoff som minker betydelig ved disse tiltakene, fordi utslippet av spillvann fra avløpsrenseanlegg og overløp minker ved disse tiltakene. Reduksjonen som antydes er avhengig av at renseanlegget i ledningsnettets utløp har enhetsprosesser som er ment for fjerning av fosforet, nitrogenet eller det organiske stoffet. Dersom kjemisk felling er renseprosessen fjernes også 50 - 90 % av tungmetaller og PAH. Dette havner da i slammet.

Tabell 5.2. Effekter og kostnader av tiltak i avløpsledningsnett

Tiltak	Virkemåte	Hva kreves av informasjon for å beregne kost/effekt? Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametere finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg/år	Normal usikkerhet i kost-effekt i +/- %
Forlengelse av ledningsnett	Ved å koble på randsoner som ikke har rensing eller som har dårlige separate avløpsrenseanlegg, vil de totale utslipp minke	Forurensingsmengde som kan påkobles. Tidligere renseseffekt på de separate anleggene. Kostnader. (Kost/effekt av å koble til nye abonnenter er helt avhengig av de lokale forholdene. Å si noe generelt om virkningen er umulig).	Helt avhengig av lokale forhold. Stalleland og Nicholls 1993 TotP=6,4 TotN=7,3 Framstad & Stalleland TotP=4,9 Stalleland & Framstad 1997 TotP=5,6-15,8	
Regelmessig spyling av avløpsledning med dårlig selvrensing	Under sterke regnskylt spyles mye avsatt slam fra bunnen av ledninger rett ut i overløp. Ved å spyle regelmessig, kommer bunnslammet til rensesanlegget i kontrollerte former	Lengde på ledninger som skal spyles. Mengde slam som bygges opp pr uke. Kostnader og kapasitet pr. spyleenhet.	Lindholm 1983: Tot P =2,3 KOF=0,024	Lindholm 1983: TotP=+70 TotP= -50 KOF=+100 KOF=-70
Innføring av halvvirksomt separatsystem	Lekkasjer fra overliggende spillvannsledning til underliggende overvannsledning vil ikke gå rett til vassdrag, men overføres tilbake til spillvannsledningen. (m. pumpe el. gravitasjon)	Lekkasjemengde som kan overføres. Kostnader for overføringen. (Virkningen av å føre lekkasjer av spillvann tilbake til spillvannsledningen varierer svært mye fra sted til sted. Å si noe generelt om virkningen er umulig).	Lindholm 1988a Tot P=2,5 Lindholm 1988b Tot P=1-40	
Rensende overløp	Ved å skifte dårlige overløp til overløp med renseseffekt, går mindre forurensninger urensset i overløpet i regnværperioder	”Renseseffekten” i gjennomsnitt for alle årets aktiviserende regn for aktuelle forurensningsparametere. Kostnader for anlegg og drift. Man bør også ha en datamodell for avløpsfeltet. Nedbørstatistikk for området over flere år.	Lindholm 1983: Tot P = 1 KOF = 0,008 Stalleland og Nicholls 1993 TotP=0,4 TotN=0,35 Stalleland & Framstad 1997 TotP=1,9-5,8	Lindholm 1983: TotP=+60 TotP= -50 KOF=+100 KOF=-60 Lindholm 1987: TotP=+200 TotP=-30
Bygging av fordrøyningsbasseng	Fordrøyningsvolumet fanger opp avløpet i regnværperioder, som ellers ville gå urensset ut i overløp. Etter regnværet sendes oppfanget avløp til rensesanlegget	Kostnader for anlegg og drift. Man bør ha en datamodell for avløpsfeltet. Nedbørstatistikk for området over flere år.	Lindholm 1983: Tot P = 1 KOF=	Lindholm 1983: TotP=+40 TotP= -40 KOF=+40

Tiltak	Virkemåte	Hva kreves av informasjon for å beregne kost/effekt? Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametere finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg/år	Normal usikkerhet i kost-effekt i +/- %
		Forurensningsmengder i overvannet, i røravlagringer og i spillvannet.	0,012 Lindholm 1988a Tot P= 3,6 -4	KOF=-40 Lindholm 1987: TotP=+120 TotP=-50
Bedret drift av ledningsnett	Ved hyppigere inspeksjon og bedre drift kan unødvendige utslipp fra overløp og pumpestasjoner hindres	(Virkingen av bedre drift varierer svært mye fra sted til sted. Å si noe generelt om virkingen er umulig).		
Rehabilitering og fornyelse av ledninger	Ved å fornye eller oppgradere ledningsnett med lekkasjer, vil lekkasjene ut av rørene minke og i stedet komme til avløpsrenseanlegget.	Lekkasjemengde som reduseres ved tiltaket. Anleggs- og driftskostnad pr. år. Evt. Selvrensing i grunnen. (Virkingen av å rehabilitere avløpsnett varierer svært mye fra sted til sted. Å si noe generelt om virkingen er umulig).	Lindholm 1983: Tot P = 1,5 KOF=0,07 Lindholm 1988a Tot P=2,7-5,4 SFT 1998 Tot P=8-16 Stalleland & Nicholls 1993 Tot P=2,8 Tot N=2,6 Framstad & Stalleland 1997 TotP=1,5 Stalleland & Framstad 1997 TotP= 0,8-8,3	Lindholm 1983: TotP=+50 TotP= -50 KOF=+40 KOF=-40
Utbedring av feilkoblinger	Spillvannsledninger kan være koblet til overvannsledningen. Ved å oppsøke og koble disse riktig unngår man at spillvannet går urensset i resipient og kloakken kommer istedenfor til renseanlegget	Kostnader ved å søke opp, grave og omkoble feilkoblingen. Antall m ³ spillvann pr. år som omkobles til renseanlegget.	Lyche et al 2001. TotP= 1,6-3,2	
Tette lekkasjer i drikkevannsnettet	Mye av utlekket drikkevann kommer inn i avløpssystemet. Ved å unngå dette vil belastningen på, og utslippet fra, avløpsrenseanlegg og overløp minke.	Redusert mengde lekkasje til avløpssystemet. Kostnad for tettingen. Marginalkostnad og marginalutslipp pr. m ³ ekstra avløp. (Virkingen av å tette drikkevannsnettet varierer svært mye fra sted til sted. Å si noe generelt om virkingen er umulig).	VAV vurderte tiltaket som konkurransedyktig i 1990.	

Tiltak i avløpsrensaneanleggene og nye rensertiltak

Hovedvirkning på forurensningsparametrene: Det er særlig parametre som fosfor, nitrogen og organisk stoff som minker ved disse tiltakene, fordi utslippet av spillvann fra avløpsrensaneanlegg minker ved dette tiltaket. Reduksjonener av P, N eller organisk stoff er avhengig av at rensaneanlegget i ledningsnettets utløp har enhetsprosesser som er ment for fjerning av fosforet, nitrogenet eller det organiske stoffet. Dersom kjemisk felling er renseprosessen fjernes også 50 - 90 % av tungmetaller og PAH. Dette havner da i slammet.

Tabell 5.3. Effekter og kostander på tiltak i avløpsrensaneanleggene og nye rensertiltak

Tiltak	Virkemåte	Hva kreves av informasjon for å beregne kost/effekt. Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametre finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg/ år	Normal usikkerhet i kost-effekt i +/- %
Rensaneanlegg på urensede utslipp	Rensaneanlegg bygges for utslipp uten rensing i dag.	Renseeffekt, anleggskostnader og driftskostnader.	SFT 1998 Tot P=2,1 (kjemisk rensing)	
Optimalisering av eksisterende rensaneanlegg	Eksisterende rensaneanlegg kan forbedres mht. drift, utforming og optimalisering for øvrig.	Øket renseseffekt, økede drifts- og vedlikeholdskostnader og anleggskostnad.	Lindholm 1988b Tot P=1,6-36 (kjemisk rensing)	
Supplering av eksisterende rensprosesser	Eksisterende rensaneanlegg får tillagt nye rensprosesser.	Øket renseseffekt, økede drifts- og vedlikeholdskostnader og anleggskostnad		

Samlet optimalisering av enkelttiltakene slik at enkeltelementene er tilpasset hverandres funksjoner i et optimalt systemanalytisk samspill

Hovedvirkning på forurensningsparametrene: Det er særlig parametre som fosfor, nitrogen og organisk stoff som minker ved disse tiltakene, fordi utslippet av spillvann fra husholdninger og industri og overløpsvann minker ved dette tiltaket. Reduksjonen som antydes er avhengig av at rensaneanlegget i ledningsnettets utløp har enhetsprosesser som er ment for fjerning av fosforet, nitrogenet eller det organiske stoffet. Dersom kjemisk felling er renseprosessen fjernes også 50 - 90 % av tungmetaller og PAH. Dette havner da i slammet.

Tabell 5.4. Samlet optimalisering av enkelttiltakene slik at enkeltelementene er tilpasset hverandres funksjoner i et optimalt systemanalytisk samspill

Tiltak	Virkemåte	Hva kreves av informasjon for å beregne kost/effekt. Mye av det som nevnes her og annen nødv. informasjon og parametre finnes i litteraturen	Område for kost-effekt i 1000 kr/kg Tot P/ år	Normal usikkerhet i kost/effekt i +/- %
Systemanalyse med optimal balanse	Optimal avbalansering av samspillet mellom overløpsinnstillinger, utslipp fra fordrøyningsvolum, pumpeinnstillinger, samt	En kalibrert matematisk modell for hele systemet, samt flere år med nedbørdata. Kostnader for systemanalysen og evt. tiltak.	Lindholm 1999: Reduksjon på ca. 15 % av total og	De lokale forhold er helt avgjørende

mellom elementene	rensaneanleggets delprosesser.		Hernebring 1992: 11 % (meget små kostnader)	for resultatet
Valg av optimal rensestrategi	Ved å sette inn rensaneanleggene der det er billigst og mest effektivt, kan man få samme virkning ved å rense på bare noen, som å rense like mye på alle utslipp.	Kostnader, lokalisering og renseseffekt for alle aktuelle rens tiltak.	Kjell Øren 1983	De lokale forhold er helt avgjørende for resultatet

Tabell 5.5. Indikasjoner på effekter av ulike tiltak i forhold til kostnaden for tiltaket.

Type tiltak	Effekt av tiltakene sett i forhold til kostnadene (effekt/kostnad)		
	Reduksjon av fosforutslipp	Reduksjon av nitrogenutslipp	Reduksjon av miljøgifter
Rensaneanlegg på urensede utslipp	Stor (dersom kjemisk felling)	Stor (dersom nitrogenfjernings-trinn)	Stor (dersom kjemisk eller biologisk trinn)
Optimalisering av eksisterende rensaneanlegg	Stor (dersom anlegget ikke er optimalt trimmet)	Stor (dersom anlegget ikke er optimalt trimmet)	Stor (dersom anlegget ikke er optimalt trimmet)
Supplering av eksisterende rensprosesser	Stor (dersom riktig trinn mangler)	Stor (dersom riktig trinn mangler)	Stor (dersom riktig trinn mangler)
Systemanalyse med optimal balanse mellom elementene i et avløpssystem	Stor (dersom elementene ikke er avbalansert mot hverandre)	Stor (dersom elementene ikke er avbalansert mot hverandre)	Stor (dersom elementene ikke er avbalansert mot hverandre)
Valg av optimal rensestrategi i ett nedbørfelt eller vassdragsområde	Stor (dersom strategiske analyser ikke er gjort)	Stor (dersom strategiske analyser ikke er gjort)	Stor (dersom strategiske analyser ikke er gjort)
Forlengelse av ledningsnett	Liten til stor (avhengig av lokale forhold)	Liten til stor (avhengig av lokale forhold)	Liten til stor (avhengig av lokale forhold)
Regelmessig spyling av avløpsledning med dårlig selvrensing	Moderat	Moderat	Moderat
Innføring av halvvirksomt separatsystem	Liten til stor (avhengig bl.a. av lekkasjemengder)	Liten til stor (avhengig bl.a. av lekkasjemengder)	Liten til stor (avhengig bl.a. av lekkasjemengder)
Rensende overløp	Liten	Liten	Moderat
Bygging av fordrøyningsbasseng	Liten til moderat	Liten til moderat	Liten til moderat
Bedret drift av ledningsnett	Liten til moderat	Liten til moderat	Liten til moderat
Rehabilitering og fornyelse av ledninger	Liten til moderat	Liten til moderat	Liten til moderat
Utbedring av	Stor	Stor	Stor


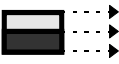

Type tiltak	Effekt av tiltakene sett i forhold til kostnadene (effekt/kostnad)		
	Reduksjon av fosforutslipp	Reduksjon av nitrogenutslipp	Reduksjon av miljøgifter
feilkoblinger			
Tette lekkasjer i drikkevannsnettet	Liten	Liten	Liten
Sedimentering av overvann i dam	Liten	Liten	Moderat
Tiltak for infiltrasjon av overvann	Liten	Liten	Moderat
Tiltak for forsinkelse av overvanns-tilførsel til nettet	Liten	Liten	Moderat
Regelmessig tømning av gatesandfang	Liten	Liten	Liten
Oppsamling av smeltevann fra snødeponier	Liten	Liten	Moderat
Regelmessig feiing av fortauer og rennestener	Liten	Liten	Moderat




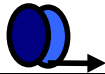
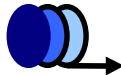


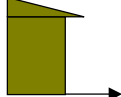


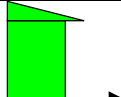
5.2 Tiltak innen spredt bebyggelse

I mange nedbørsfelter kan utslipp fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse representere en betydelig forurensningskilde, spesielt i forhold til fosfor og til en viss grad også for nitrogen, organisk materiale og hygieniske parametere. På grunn av høyere biotilgjengelighet vil også forurensningsvirkningen av P ofte være større enn for P fra for eksempel arealavrenning.

Slamavskiller uten ytterligere rensing er ofte den dominerende typen avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Mange av anleggene er forholdsvis gamle, og vil ofte ha liten renseseffekt med betydelige utslipp til vassdrag. Tiltakene består i en oppgardering til avløpsanlegg med høyere rensegrad. Ulike alternativer finnes, med varierende grad av renseseffekt og kostnad. Et eksempel på slike alternative renseløsninger går fram av skissen nedenfor.

Tabell 5.6. Registreringsskjema og beregningsgrunnlag for modellen GIS Avløp (utviklet ved Jordforsk):

Typenavn	Symbol	Beskrivelse
1 – Direkte utslipp		Utslipp av alt avløpsvann direkte til terreng eller resipient
2 – Slamavskiller med utslipp til terreng		Diffuse utslipp av slamavskilt avløpsvann
3 – Slamavskiller med utslipp til vassdrag		Utslipp av slamavskilt avløpsvann direkte til resipient

Typenavn	Symbol	Beskrivelse
4 – Infiltrasjons anlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og infiltrasjonsanlegg (lukkede grøfter, åpent eller lukket basseng eller jordhaug)
5 – Sandfilter anlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og sandfilteranlegg. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
6 – Minirense anlegg klasse 1		Biologisk/kjemisk rensing
7 – Minirense anlegg klasse 2		Biologisk rensing
8 – Minirense anlegg klasse 3		Kjemisk rensing
9 – Tett tank		Oppsamling av alt avløpsvann
10 - Tett tank for svartvann		Oppsamling av svartvann. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
11 – Biologisk toalett		Oppsamling og behandling klosett-avløp. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
12 – Konstruert våtmark		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og konstruert våtmark
13 - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler		Oppsamling av svartvann. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.
14 – Biologisk toalett, gråvannsfiler		Oppsamling og behandling klosett-avløp. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.

Første fase i arbeidet vil bestå i en kvantifisering av forurensningen fra separate avløpsanlegg. Dette kan gjøres svært skjematisk ut fra antall personekvivalenter ikke tilknyttet sentrale rensenanlegg og generelle utslippstall, eller ut fra mer omfattende kartlegging av faktiske avløpsløsninger og tilstand. Neste fase består i å vurdere tiltak, dvs type renseløsning. Dette vil dels være forholdene på stedet (topografi, løsmasser, etc) og kostnader. Som nevnt over, er det utviklet en egen modell ved Jordforsk (GIS Avløp) for registrering av separate avløpsanlegg, herunder beregning av forurensningsutslipp og forventede effekter av tiltak. Dette vil være et nyttig hjelpemiddel for lokalforvaltningen da det muliggjør en systematisk oppfølging etter hvert som tiltak gjennomføres.

5.3 Landbrukstiltak

5.3.1 Skog og utmark

Avrenningen fra skogsarealer betraktes ofte som naturlig bakgrunnsavrenning, og bidrar i den sammenheng prinsipielt med "rent" vann som fortynner den antropogene påvirkningen fra andre kilder. Av den grunn blir skogbruket sjelden inkludert i arbeidet med tiltaksanalyser. Ulike inngrep i skogøkosystemet kan imidlertid i varierende grad også påvirke avrenningen fra skogsarealene. I den sammenheng kan det også være aktuelt å vurdere tiltak. Avvirkning vil f.eks. for en periode på noen få år kunne medføre en betydelig økning i N avrenningen. Moderne skogsdrift med tunge maskiner kan ofte også forårsake omfattende jorderosjon som følge av kjøreskader og anlegg av skogsveier. Drenering og kanalisering, f.eks. av skogsmyrer, vil kunne påvirke variasjonene i vannføring og kan også gi økt avrenning av nitrogen og humus, i alle fall for en periode.

I en tiltaksanalyse vil det derfor være riktig å foreta en vurdering av skogbruket for klarlegge om aktivitetene er av en slik karakter og i et slikt omfang at det kan oppstå uheldige effekter i den aktuelle resipienten.

5.3.2 Jordbruk

Forurensning fra jordbruk omfatter utslipp fra punktkilder og avrenning fra arealer (diffuse kilder). Punktkildene er normalt av mindre betydning enn de diffuse kildene, i alle fall med hensyn på næringsstoffer. Forurensningsbelastningen fra punktkilder er generelt og relativt sett av større betydning på Vestlandet og i Nord Norge, enn på Østlandet.

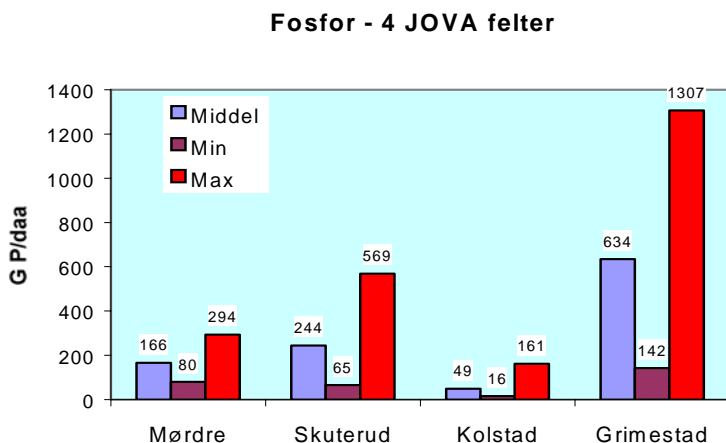
De diffuse kildene er karakterisert av svært stor variabilitet, over tid (episoder, sesonger, år) og i rom (jorde, delnedbørfelt, region). Dette illustreres på neste side som viser målte P tap (minimum, maksimum og middel som årsverdier) i fire utvalgte JOVA felter. En konsekvens av dette er at den reelle kostnadseffektiviteten (dvs vurdert i forhold til netto effekt i resipient, se forøvrig avsnitt 7.6) av tiltak kan variere svært mye, gjerne med en faktor på flere hundre avhengig av lokaliteten tiltaket gjennomføres på. Følgelig er det vanskelig å operere med generelle/eksakte tall for tiltakseffekter og kostnadseffektivitet. Det er gjort en del kostnadsberegninger for enkelte tiltak tidligere (blant annet i forbindelse med Nordsjøarbeidet), og det ligger også en del grunnlagsmateriale i forsknings- og forsøksmeldinger som kan danne grunnlag for slike beregninger. Det vil imidlertid være ganske ressurskrevende å utføre disse beregningene. Realiteten er likevel at for mange av tiltakene lar det seg ikke gjøre å operere med standard tall for tiltakseffekter og kostnadseffektivitet, og at en i de fleste tilfellene i hovedsak må bruke skjønn med basis i de lokale forholdene.

5.3.3 Tiltak innen jordbruket

Generelt

En tiltaksanalyse må bygge på gode kunnskaper om lokale forhold, dvs jord, terreng og driftsforhold i jordbruket. Fordi forholdene er så variable vil det være vanskelig å ha et generelt utgangspunkt for valg av tiltak. Forutsetningen for å optimalisere tiltakseffektene og minimalisere kostnadene er at tiltakene utformes og tilpasses det enkelte jorde/skifte eller til den enkelte eiendom. I praksis vil dette innebære planlegging basert på feltarbeid. I en ordinær tiltaksanalyse kan det imidlertid av ulike årsaker (f. eks budsjett) være begrenset hvor langt en kan gå i detaljer, slik at en i all hovedsak vil måtte basere seg på det som foreligger av data i form av kart og statistikk og det vil sjelden være rom for å utføre feltarbeid.

Et forurensningsregnskap må ligge i bunn av en tiltaksanalyse. Disse beregningene bør ha en rimelig god geografisk oppløsning, slik at en får et tilstrekkelig uttrykk for den variasjonen som finnes innenfor nedbørfeltet. Særlig viktig vil dette være i områder med store variasjoner i terreng og driftsforhold.



Figur 5.1. Målt avrenning av fosfor i gram/daa jordbruksareal (tilsvarende kg/km^2) i fire små nedbørsfelter på Østlandet dominert av diffuse kilder. Oppgitt som minste, høyeste og midlere årsavrenning for en periode på ca 10 år. Data fra JOVA programmet/Jordforsk.

Tilgangen på data er jevnt over god innen jordbruksrelaterte forhold. Den ordinære landbruksstatistikken inneholder således detaljerte data om arealer, vekster og husdyr, i tillegg til at det gjennom tilskuddsordningene (f.eks for endret jordarbeiding) samles inn nyttig informasjon for arbeidet med tiltaksanalyser. Statistisk Sentralbyrå, Statens Landbruksforvaltning, Landbruksavdelingene ved Fylkesmannen og kommunale landbruksetater er sentrale datakilder. I tillegg vil kartmateriale (f.eks jorsmonnkart og erosjonsrisikokart) fra Norsk Institutt for Jord og Skogkartlegging (NIJOS) være en nyttig datakilde.

Modeller

Det eksisterer pr dags dato ingen modeller som direkte kan brukes for å fange opp alle de forholdene som er naturlig å ta hensyn til i en tiltaksanalyse. En slik modell måtte være i stand til å beregne tilførselene både av N og P og samtidig kunne bestemme effektene av aktuelle tiltak. Fordi tapsprosessene for N og P er så vidt forskjellige er det vanskelig å integrere begge stoffene i en og samme modell. Det er heller ikke spesielt lett å integrere effektberegninger i modellene fordi virkemåten for ulike tiltak er så forskjellig at det ville kreve nærmest en total prosessrepresentasjon i modellen. Det finnes en rekke mer eller mindre prosessorienterte modeller (f.eks SOILN) som håndterer deler av problemstillingene nevnt over, men de vil normalt være for krevende å benytte i forhold til de økonomiske rammene som ofte gjelder for et vanlig tiltaksanalyseprosjekt. Dette gjør at en i de fleste tilfellene vil være avhengig av å benytte noe enklere framgangsmåter. Det er utviklet en del verktøy til bruk for norske forhold som vil kunne være til hjelp. Med basis i JOVA programmets målinger er det for eksempel laget en empirisk modell som beregner N og P avrenning fra jordbruksarealer i den geografiske oppløsning som måtte ønskes (Jordforsk). Det er denne modellen som leverer inndata til TEOTIL. I tillegg er det utviklet et kombinert planleggings- og beregningsverktøy knyttet til erosjon (GIS-avrenning). Sistnevnte verktøy vil være særlig nyttig i områder hvor jorderosjon er en dominerende forurensningskilde. I praksis vil arbeidet med diffuse forurensninger i en tiltaksanalyse måtte baseres på en kombinasjon av metoder, hvor skjønn og vurderinger basert på tilgjengelige forskningsresultater er helt avgjørende for å anslå effektene av mange av de tiltakene som er aktuelle å gjennomføre.

I etterfølgende tabeller er det gjort en sammenstilling av aktuelle tiltak i jordbruk, basert på følgende hovedinndeling:

- Tiltak knyttet til bruk av mineralgjødsel
- Tiltak knyttet til bruk av husdyrgjødsel
- Tiltak knyttet til hydroteknikk og hydrotekniske anlegg
- Jordarbeiding, arealbruk og vekster

Tiltak knyttet til punktkilder, f.eks siloanlegg, husdyrgjødsellagre, vaskeplasser, etc, er ikke inkludert i tabellen. I hovedsak vil dette være forurensninger som er av svært lokal karakter og som i praksis ikke er kvantifiserbare uten inspeksjon på stedet.

Tabell 5.7. Tiltak i jordbruket.

<i>Tiltak</i>	<i>Virkemåte</i>	<i>Informasjon for å beregne effekt</i>	<i>Kostnadseffektivitet</i>	<i>Usikkerhet</i>
GJØDSLING				
<i>Tiltak knyttet til bruk av mineralgjødning</i>				
Generell reduksjon av N og P gjødning	Redusert overskudd, kan gi redusert avrenning av N og i noen tilfeller av P. Vekst,- avlings- og jordtypeavhengig effekt. Gr.saker og rotvekster på sand-jord mest sensitive ved overdosering	Steds/vekst/avlings-spesifikk gjødselmengde (N). For P, i tillegg P tilstand i jord (f.eks resultater fra jordanalyser). Grove forenklinger kan gjøres basert på overskudd/marginalbetraktninger. Data fra SSB, SLF, lokale etater.	Steds- og situasjonsbetinget. Kostnad avhengig av avlings-respons. For N fra 0-300 kr/kg red utslipp. For P ikke mulig å angi	Betydelig, pga av store og uoversiktelige variasjoner
Optimal mengde N og P, dvs iht plan	Tilpasning til plantenes behov, basert på at eksisterende praksis ikke er optimal	Dagens praksis/tilpasning, dvs steds/vekst/avlingsspesifikk mengde. Grove forenklinger kan gjøres, basert på marginalbetraktninger. Data fra SSB, SLF, lokale etater.	Steds og situasjonsbetinget. Tiltaket vil normalt være lønnsomt	Stor, men håndterbar ved stedsspesifikk informasjon
Delt gjødning i korn	Gir normalt økt N opptak og økt avling. Reduserer risikoen for overdosering av N ved at mengden kan bedre tilpasses været i vekstsesongen	Omfang av praksis. Beregnet effekt basert på forsøksmateriale. Ikke relevant for P. Erfaringsmessig en anslått effekt fra 0,2-0,5 kg N/daa	God	Moderat
Bedre spredeteknikk	Mer korrekt dosering ved å unngå feilinnstilling av spredere/ujevn spredning – som kan medføre lokal overdosering og unødig avrenning.	Type spredeutstyr, grad av feilinnstilling, mm. Data vanskelig tilgjengelig – gjør at tiltakseffekter normalt ikke lar seg beregne	Dårlig dersom nytt utstyr må kjøpes	Stor
<i>Tiltak knyttet til bruk av husdyrgjødsel</i>				
Tilpasninger av mengde husdyrgjødsel	Organisk gjødning kan representere en forurensningsrisiko sammenlignet med mineralgjødning. Store mengder/dumping på enkeltlokaliteter kan gi stor avrenning av N og P, og over tid også unødig høyt P innhold i jorda.	Faktisk spredemengde og fordeling på enkeltskifter. Info vanskelig å oppdrive uten direkte kartlegging, men antagelser kan i noen tilfelle gjøres.	God. Steds- og situasjonsbetinget effekt	Moderat-stor
Arealrestriksjoner,	Husdyrgjødsel på arealer med mye	Oversikt over dagens spredeareal og	Avhenger av	Moderat-stor

<i>Tiltak</i>	<i>Virkemåte</i>	<i>Informasjon for å beregne effekt</i>	<i>Kostnadseffektivitet</i>	<i>Usikkerhet</i>
dvs begrensninger i spredning av husdyrgjødsel	overflatevann eller ugunstig lokalisering i forhold til resipient kan føre til svært store tap av N og P. Restriksjoner i spredning på slike arealer kan gi betydelig miljøeffekt	spredpraksis. Informasjon normalt ikke tilgjengelig uten direkte kartlegging.	lagersituasjon og tilgang på annet spredeareal	
Spredetidspunkt	Spredning utenom vekstsesongen medfører særlig store tap, spesielt ved overflatespredning (på eng). Vårspredning eller senere i vekstsesongen bidrar til å begrense tapene	Dagens fordeling av mengde ift spredetidspunkt. Informasjon delvis tilgjengelig i SSB (Utvalgstilling), dels avhengig av direkte kartlegging	Avhenger av lagersituasjon, dvs om det må bygges nytt for å endre spredetidspunkt	Moderat-stor
Spredemetoder	Overflatespredning kan gi stor avrenning. Nye metoder med rask nedfelling eller injisering kan gi bedre utnyttelse av næringsstoffene og redusert avrenning av N og P	Omfang, dvs areal/mengde i forhold til spredemetode. Informasjon normalt ikke tilgjengelig, avhengig av direkte kartlegging	Trolig ikke spesielt god pga dyrt utstyr	Stor-stor
HYDROTEKNIKK				
Avskjæring av tilsigsvann/overvann fra tilliggende arealer	Tilsig fra omliggende arealer kan forårsake omfattende erosjonsskader, som vil kunne begrenses ved god avskjæring av tilsigsvann	Steds spesifikk informasjon om tilsig, terreng, vannmengder og erosjonsskader. Relevant ift erosjon og P. Empiriske data om effekter ikke tilgjengelig. Informasjon - avhengig av direkte kartlegging.	God	Stor usikkerhet fordi det er så vanskelig å fastslå aktuell tilstand
Grasdekte vannveier	Mye overvann i topografiske forsenkninger/dråg kan forårsake omfattende erosjon, som kan reduseres mye ved permanent grasdekke	Stedsspesifikk informasjon om terreng, vannmengder og erosjonsskader. Empiriske data om effekter ikke tilgjengelig. Relevant ift erosjon og P. Informasjon – avhengig av direkte kartlegging	God	Betydelig
Dreneringstilstand	Bedret avlingspotensiale med økt opptak av næringsstoffer, mindre strukturskader med redusert erosjon	Stedsspesifikk info om dreneringstilstand. Empiriske data om effekter ikke tilgjengelig. Informasjon - avhengig av direkte kartlegging	Moderat	Stor
Vatning	Dårlig og ujevn vanntilgang fører til	Avlingstap som følge av	Dårlig-moderat. Dårlig	Stor

<i>Tiltak</i>	<i>Virkemåte</i>	<i>Informasjon for å beregne effekt</i>	<i>Kostnadseffektivitet</i>	<i>Usikkerhet</i>
	avlingssvikt med tilhørende økte N tap. Moderat vatning kan bidra til økt vekst, større opptak og redusert avrenning. Overdreven vatning kan også gi økt avrenning	vannmangel, utvasking som følge av avlingssvikt. Informasjon normalt ikke tilgjengelig. Modellberegning for å bestemme effekter (N)	dersom det må investeres i nytt vatningsutstyr	
Erosjonssikring av kanaler/bekkeløp	Mange kanaler og bekkeløp er svært ustabile, og sikringstiltak kan redusere erosjonen betydelig og dermed også tapene av P.	Steds spesifikk info om faktisk tilstand og erosjonsomfang. Informasjon i begrenset grad tilgjengelig – normalt avhengig av direkte kartlegging	Moderat til god	Moderat dersom tilstand er kjent
Vegetasjonssoner	Graskledd/vegetasjonsdekket sone mellom åker og bekk/elv – for ”rensing” av overflatevann.	Steds spesifikk info om egnethet for veg.soner samt areal som drenerer til sonene og antatt belastning fra dette arealet. Informasjon normalt ikke tilgjengelig – direkte kartlegging evt bruk av erosjonskart. Spesifikk effekt; P = 60-80 % (av P i overflateavrenning).	Moderat til god, avhengig av hvilke arealer som tas ut av produksjon og arealene som drenerer til sonen	Moderat
Fangdammer	Dammer eller våtmarksprega anlegg for sedimentasjon av partikler og tilbakeholdelse av N og P	Steds spesifikk info om egnethet for slike anlegg samt areal som drenerer til anlegget og antatt belastning. Informasjon normalt ikke tilgjengelig – direkte kartlegging evt bruk av kart. Spesifikk effekt; P = 20-40 % og N = 0-20 %.	Moderat, avhengig av arealet som tas ut av produksjon og arealene som drenerer til anlegget, samt konstruksjonskostnadene	Moderat
JORDARBEIDING, AREALBRUK, VEKSTER				
Gras på særlig erosjonsutsatte arealer	Enkelte særlig bratte arealer brukes til korndyrking, noe som medfører svært stor erosjon. Gras på slike arealer vil gi stor reduksjon i jorderosjon og P tap, dels også N tap	Arealer fordelt på erosjonsklasser, lokalisering ift resipient. 90 % eller mer reduksjon i erosjon, omregning til P og N vha erosjonskart.	God, under forutsetning av at det ikke må investeres i særskilt utstyr for grasdyrking	Moderat
Vårarbeiding av åkerarealer (harving eller pløying kun om	Redusert jorderosjon og dermed mindre P avrenning. Ofte økt overflateavrenning og lavere N	Arealer fordelt på erosjonsklasser og dagens jordarbeiding. Informasjon tilgjengelig i SFL og lokalt.	Svært god da tiltakene er tilskuddsberettiget og tilskuddene ofte fullt	Moderat

<i>Tiltak</i>	<i>Virkemåte</i>	<i>Informasjon for å beregne effekt</i>	<i>Kostnadseffektivitet</i>	<i>Usikkerhet</i>
våren, evt direktsåing)	mineralisering og dermed redusert N avrenning	Spesifikk effekt for P fra 0-80 % (avhengig av erosjonsrisiko) og 0-30 % for N.	ut kompenserer evt kostnader i form av redusert avling og sprøyting	
Høstharving uten pløying	Redusert jorderosjon og dermed redusert P avrenning, til dels også redusert N avrenning	Arealer fordelt på erosjonsklasser og dagens jordarbeiding. Informasjon tilgjengelig i SFL og lokalt. Spesifikk effekt for P fra 0-50 % avhengig av harveintensitet.	God.	
Fangvekster på åkerarealer	Gras sådd sammen med kornet eller etter høsting av åkervekster - tar opp N etter at hovedveksten er høstet.	Dagens omfang samt aktuelle arealer – erfaringsmessig er det vanskelig å få stort gjennomslag for tiltaket. Info fra SFL og lokale etater. N effekt fra 20-50 %. Usikkerhet i forhold til P effekt – kan være positiv men også negativ.	Høyt tilskudd gir relativt brukbar kostnadseffektivitet. Svært avhengig av avlingsreduksjon av hovedveksten.	Stor
Høstkorn	Kan gi en viss erosjonsbeskyttelse i enkeltår – andre år motsatt, samt et visst opptak av N i løpet av høsten og dermed et visst potensiale for reduksjon i N avrenning. Direktesådd høstkorn som vårarbeiding for P, muligens bedre for N.	Dagens omfang samt aktuelle tilleggsarealer hvor det er aktuelt med høstkorn. Info fra SLF og lokale etater.	Lav (høstpløyd), moderat til god ved direktsåing.	Moderat-stor

5.4 Tiltak innen bergindustrien

Bergindustrien hører til våre primærnæringer. Virksomheten innebærer drift på ikke fornybare ressurser ved at det tas ut mineraler og bergarter for videre foredling. Råvarene blir derfor borte for alltid.

Forurensningsproblemene knyttet til denne virksomheten er mangesidige og er i hovedsak knyttet til avrenning fra gruver og deponier, utslipp av prosessavløpsvann, støy, støv, estetiske problemer i forbindelse med landskapsvern, transport etc. Opp gjennom århundrene har virksomheten skiftet sterkt karakter. Næringen lever av å foredle ressurser fra fortiden, samtidig som virksomheten kan medføre stor fremtidig forurensningsfare. I tidligere tider har næringen ikke lagt spesielt stor vekt på forurensningsproblemene selv om man tidlig ble klar over dem.

Når det gjelder vannforurensning er det spesielt to typer forurensning som har betydd mye i de senere tiår, tungmetallforurensning fra gruver og avfallsdeponier og partikkelforurensning i forbindelse med avfallsdeponering. De største tungmetallproblemene er knyttet til malmgruvene og da spesielt til sulfidmalmgruvene. Gruvedrift på sulfidmalmer eller kismineraler har pågått i ca. 500 år i Norge. Den siste sulfidmalmgruven ble nedlagt høsten 2002. I perioden 1985-1995 ble det gjennomført et statlig program for opprydding innenfor bransjen. Et av målene var å redusere utlippene av kobber med 60-90 % innenfor denne 10-årsperioden. I perioden ble det også gjennomført tiltak mot partikkelspredning ved noen lokaliteter. Oppryddingen i statlig regi pågår fortsatt ved noen områder. I tillegg til at staten ved NHD har tatt ansvaret for oppryddingen av gamle synder i områder som er hjemfalt til staten, har de enkelte selskapene som er og har vært i drift blitt pålagt å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak.

Selv om miljøproblemene i forbindelse med bergindustrien er mangesidige, er det i første rekke problemer knyttet til tungmetallavrenning som har vært det viktigste miljøproblem. I det følgende vil en derfor legge mest vekt på de tiltakene som har vært gjennomført mot tungmetallforurensning.

5.4.1 Berørte vassdrag

De mest forurensende kisgruvene ligger inne i landet og ofte øverst i nedbørfeltene. Flere av våre viktigste vassdrag er derfor påvirket av tungmetalltilførsler fra gruveområder. Følgende større vassdrag er påvirket av slike tilførsler:

- Sulitjelmavassdraget
- Røssåga
- Namsen med sidevassdragene Huddingsvassdraget, Tunnsjøelva, Skorovasselva/Grøndalselva
- Stjørdalselva med sidevassdragene Gilsåa/Dalåa og Torsbjørka
- Orkla med sidevassdragene Ya, Svorka, Vorma
- Øvre Gaula med flere mindre sidevassdrag som Rugla, Hesja m.fl.
- Øvre Glåma med sidevassdragene Folla, Hittervassdraget og Orva

I tillegg kommer en rekke mindre vassdrag over hele landet der problemene hovedsakelig er av lokal art.

5.4.2 Tiltaksstrategi

Årsaken til tungmetallforurensning fra kisgruver har sammenheng med kismineralenes forvitringsegenskaper. Forvitringen innebærer at metallene frigjøres ved at sulfidene oksideres til sulfat. Nedbør forårsaker utvasking av forvittringsproduktene og videre transport av løste metaller til resipienten. Forvittringshastigheten er avhengig av en rekke forhold som tilgang på oksygen og

fuktighet, mineralsammensetning, avfallens egenskaper mht partikkelstørrelse osv. Tiltaksstrategien kan deles inn i to hovedgrupper:

1. Tiltak med målsetting å redusere årsaken til forvitring. Begrense forvitningsprosessene – begrense utvasking av forvitningsprodukter.
2. Behandle drensvannet. Fjerne metaller fra drensvannet. Mange alternativer fra kjemisk til mikrobiologisk behandling, samt adsorpsjonsprosesser.

Innenfor det statlige tiltaksprogrammet har en kun tatt i bruk tiltak som hører til i gruppe 1. Spesielt for norske forhold er at en i stor grad har tatt i bruk vann som oksygenbarriere. Gruver er fylt med vann etter driftsstans og avfall er deponert under vann. En tar også i bruk vann som oksygenbarriere ved overdekking av avfallstipper med løsmasser som har tilstrekkelig lav permeabilitet. Det er også benyttet plastmembraner til slike formål. Her er permeabiliteten lav, men membranene vil ha begrenset levetid. I Norge har en best erfaringer med vanddekkede deponier.

Behandling av sigevann som tiltak har tidligere vært benyttet i perioder. Løkken gruve og Sulitjelma (Nordgruvefeltet) er spesialtilfeller. Der benytter en seg av at i en vannfylt gruve har svovelkisen evne til å adsorbere kobberioner på overflaten når pH blir tilstrekkelig høy. Ved å pumpe forurenset drensvann til gruva kan gruva derved benyttes som et "renseanlegg". Effekten vil være tidsbegrenset ettersom kisooverflatene blir mettet og at gruva etter hvert kan miste sin evne til å holde pH tilstrekkelig høy. Vi har nå nådd et tak for hva som er praktisk mulig å oppnå med tiltak under gruppe 1. Dersom det blir et mål å oppnå ytterligere forbedret miljøtilstand i en del vassdrag (i øvre Glåma er intet oppnådd) må en sannsynligvis ta i bruk tiltak under gruppe 2. Dette vil medføre betydelig økonomisk innsats.

SFT har et generelt krav på 10 µg Cu/l i resipienter som mottar slik avrenning. Dette er betydelig høyere enn den dårligste tilstandsklassen (6 µg/l). Årsaken til dette er at naturlig bakgrunnsnivå for kobber i slike områder ofte er høyere enn 6 µg Cu/l. Erfaringsmessig vet en at laksefisk vender tilbake til vassdraget når kobberkonsentrasjoner faller under 20 µg/l. Et krav på 10 µg/l kan dessuten i mange tilfeller være svært ambisiøst og kreve tiltak med svært høye virkningsgrader (>95 % reduksjon).

5.4.3 Kostnader av gjennomførte tiltak innen bergindustrien

Tabell 5.8 viser eksempler på tiltak i bergverksindustrien.

Tabell 5.8.. Eksempler på kostnader av gjennomførte tiltak innen bergindustrien

Gruveområde	Tiltak	Kostnad Mill.kr.
Sulitjelma	Vannfylling av gruver, avstengning av lufttilgang til gruver	20
Bleikvassli	Fjerning av avfall, heving av vannspeil i deponi, vannfylling av gruve	5
Grong	Avstengning av deponiområde med terskel, vannfylling av gruve	30
Skorovas	Deponering av avfall under vann, vannfylling av gruve	26
Løkken	Vannfylling av gruve. Oppsamling av drensvann for "behandling i den vannfylte gruva". Overdekking av tipper	10
Folldal	Fjerning av avfall for deponering under vann i gruve, vannfylling av gruve.	15

Røstvangen	Avstengning av gruve. Deponering av avfall under grunnvannstand	9
Kongens gruve, Røros.	Overdekking av avfall	17
Killingdal	Overdekking av tipper, vannfylling av gruve	10
Kjøli	Overdekking av tipp	10
Mug	Ny dam	2
Sum		157

5.4.4 Effekter

Tabell 5.9 viser eksempler på effekter av tiltak innen bergverksindustrien.

Tabell 5.9. Eksempler på effekter av tiltak gjennomført innen bergindustrien

Gruveområde	Oppnådd effekt
Sulitjelma	Tungmetallavrenning redusert med ca 70 %. Fisk i Langvatn
Bleikvassli	Sink og blyavrenning halvert
Grong	Partikkelflukt stoppet.
Skorovas	Tungmetalltransport redusert med mer enn 90 %. Fisk i Grøndalselva
Løkken	Tungmetalltransport redusert med mer enn 95%.
Folldal	Ingen effekt
Røstvangen	Tungmetalltransport halvert. Ingen betydning for vassdrag
Kongens, Røros	Stabilisering av situasjonen. Ingen effekt i vassdrag
Killingdal	Redusert metalltransport med 70-80 %. Bedret situasjon i Gaula
Kjøli	Redusert avrenning av kobber > 90 %. Fisk i Gaula !
Mug	Ingen vesentlig betydning. Stabilisering av situasjonen

NIVA har nylig fått et prosjekt fra SFT med målsetting å beregne antall km vassdrag som i dag er sterkt forurenset av slik avrenning. Det gjøres sammenligning med tilstanden i 1985. Dette vil bli såkalte nøkkeltall som inngår i offentlig statistikk.

5.4.5 Eksempel på videre tiltak

Selv om man har nådd det politiske mål som ble satt i 1985 for reduksjon av kobberavrenning fra norske kisgruver, gjenstår fortsatt noen områder som påvirker resipientene i betydelig grad. Et av disse områdene er det gamle gruveområdet i Folldal sentrum der en ikke har oppnådd noen forbedring etter gjennomføring av tiltak i 1992-1994.

Avrenningen fra det gamle gruveområdet i Folldal sentrum påvirker vassdraget nedenfor i betydelig grad. I Folla fra Folldal sentrum og ned til samløpet med Grimsa, ca. 12 km, er kobberkonsentrasjonene for høye til at fisk kan overleve. Elvebunnen er også slammet ned med store mengder tungmetallslam der jernhydroksid utgjør den største delen. Det kan påvises kobberkonsentrasjoner over 10 µg/l på hele vassdragsstrekningen ned til Alvdal og samløp med Glåma. Også et stykke nedover i Glåma til overføringen til Rendal er det periodevis påvist kobberkonsentrasjoner over 10 µg/l.

Da det knytter seg kulturminneinteresser til det gamle gruveområdet i Folldal sentrum begrenser dette valg av nye forurensningsbegrensende tiltak. Et behandlingsanlegg for dreinsvannet synes å være eneste realistiske alternativ for å nå målet for vannkvalitet i Folla nedstrøms gruveområdet på 10 µg

Cu/l. Dersom en tar sikte på et anlegg for kjemisk rensing av drensvann er anleggskostnadene beregnet til ca. 20 mill. kr. og med en samlet årlig kostnad til driften på ca. 5 mill.kr. (Iversen et al, 2002).

BOKS 2:

Prioritering av forurensningsbegrensende tiltak – eksempel fra næringsmiddelindustrien

NIVA har i lang tid arbeidet med miljøtilstanden i Drammenselva og Drammensfjorden. Et av problemene med Drammensfjorden, som er en terskelfjord, er høyt innhold av organisk stoff i dypvannet (Sørensen et al 1995). Forholdene har bedret seg etter hvert som de nye renseanleggene kom i drift. Ytterligere reduksjoner av organisk stoff er nødvendig for å nå miljømålene.

Det største renseanlegget i Drammen kommune, Solumstrand renseanlegg har problemer med å overholde utslippskravet til organisk stoff. Anlegget oppnår kun en KOF-reduksjon på ca. 40 % mens kravet er 70 %. En av årsakene til dette er at anlegget mottar mye løst organisk stoff fra næringsmiddelindustri. Anlegget er et kalkfellingsanlegg som hovedsakelig bare fjerner partikulært organisk stoff.

NIVA har undersøkt avløpsforholdene ved en av næringsmiddelbedriftene i byen, Aass Bryggeri (Iversen et al 2000). Bedriften slipper for tiden ut store mengder organisk stoff til kommunalt nett. For å redusere utslippene av organisk stoff (og nitrogen) fra Solumstrand reseanlegg foreligger to alternativer: Bygge ut anlegget med et nytt rensetrinn eller gjennomføre tiltak på den enkelte bedrift. En utbygging av anlegget vil bli kostbart og vil bli belastet brukerne. VA-avgiftene i Drammen kommune er allerede forholdsvis høye.

NIVA har i et Notat til Aass Bryggeri (Iversen et al, 2000) foretatt en kostnadmessig vurdering av bedriftsinterne tiltak for disponering av prosessavløpsvann. Som tiltak er foreslått:

- Gjenvinning av vann (vaskevann og prosessavløp) ved RO-teknikk
- Energigjenvinning i vaskevann
- Anaerob nedbrytning av konsentrat for produksjon av metan som kan forbrennes i bedriftens fyringsanlegg.

Investeringskostnadene er anslått til ca 7 mill kr, Årlige driftskostander til 800.000 kr. Dersom en tar hensyn til reduserte VA-avgifter, gevinsten av energigjenvinning og brennverdien til metangassen er netto besparingspotensiale beregnet til 2,8 mill kr./år. Tiltaket krever langsiktige avtaler med Drammen kommune (Reduserte VA-avgifter er anslått til 2,5 mill kr. /år). Tiltaket er foreløpig ikke realitetsbehandlet.

5.5 Avbøtende tiltak ved vassdragsregulering

Vi ser bort fra skjønnsutbetalinger, el-avgifter til kommuner, stat, etc., og fokuserer kun på miljøforbedrende tiltak i de regulerte vannforekomstene.

5.5.1 Aktuelle tiltak i regulerte elver

- Påslipp av minstevannføring
Kostnad: forbundet med konstruksjon av tappeanordning, samt strømtap pga tapt produksjonsvann.
Gevinst: opprettholde en del av elvas naturlige liv, bedre den synsmessige opplevelsesverdien, bedre forholdene for andre brukerinteresser, feks irrigation, vannforsyning etc.

- Gradvis oppkjøring og nedkjøring ved stopp og start av kraftverk (f.eks. ved døgnregulering)
Kostnad: Konstruksjonsmessig merkostnad ved bygging av anlegget.
Gevinst: Mindre dødlighet av fisk og andre ferskvannsorganismer som følge av stranding og bortskylling.
- Fiskeutsettinger
Kostnader: Kjøp av settefisk (ev produksjon av settefisk), praktisk arbeid ved utsettingene
Gevinster: Øke fiskebestanden, bedre fiske
- Biotopforbedring som terskelbygging, elveløpsutforming
Kostnad: Utgifter til bygging, noe vedlikehold må påregnes (gjøres lite vedlikehold i dag, men det tvinger seg frem etterhvert).
Gevinster: Bedring av forhold for fisk og fugl, samt økning av vannspeil bedrer det visuelle inntrykket
- Fisketrapper
Kostnad: Bygging av trappa
Gevinster: beholde noe av de vandrende fiskeslagene
- Spyleflommer
Kostnad: Noe tapt kraft
Gevinst: Fjernet deler av problemvegetasjon
- Innfrysing
Kostnad: Noe tap av kraftproduksjon, noe tap av fiskebestand
Gevinst: Fjerning av deler av problemvegetasjon
- Lokkeflommer
Kostnad: Noe tap i kraftproduksjonen
Gevinst: Bedre oppgang av laks
- Renseanlegg i strekninger med redusert vannføring
- Vegetasjonsfjerning
- Forbygning/erosjonssikring

5.5.2 Aktuelle tiltak i regulerte innsjøer

- Sette HRV og LRV også ut fra hensynet til økologiske krav.
- Utsettinger av ørret
- Bestandsregulerende tiltak for å unngå overbefolkning av småørøye
- Erosjonsbegrensende tiltak (revegetering)

5.6 Kalking – tiltak mot forsuring

Tiltak for å redusere effekten av forsuring er i stor grad knyttet mot ulike kalkingstiltak, men andre tiltak som endringer i manøvreringsreglementet i et regulert vassdrag kan også ha en viss effekt. Målet

med kalkingen kan være f.eks. å gjøre vassdraget levelig for anadrom fisk og sikre naturlig reproduksjon i elva. Det aktuelle målområdet for pH vil da være rundt 6,4-6,5 i smoltifiseringsperioden. For å ta vare på innlandsfiskebestander kan pH være noe lavere, omkring 6,2. I tillegg til pH er det en rekke andre parameter som avgjør om vannkvaliteten er god for biologien i vannet. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) har vist seg å være en brukbar kjemisk parameter for å si noe om økologien i vannet er intakt. For innlandsørret er det dokumentert en nedre grense på 20 $\mu\text{ekv/L}$ for å opprettholde bestanden, denne grensen blir også omtalt som naturens tåleevne av forsurening (Lien et al. 1992). Kalkingen i Norge har i de største vassdragene blitt fulgt opp av overvåking av vannkvalitet og en rekke biologiske parameter.

Kostnadene ved tiltakene vil variere mye fra sted til sted siden mengden kalk som brukes vil være sterkt avhengig av vannkvaliteten i vassdraget og vannmengden som skal avsyres. Kalktype og kalkingsfrekvensen vil også ha stor betydning for kostnadene. Investeringskostnadene av et kalkdosererianlegg vil generelt sett avhenge av hvor mye infrastruktur (veier og strøm) som er på lokaliteten og på hvor stor og avansert dosereren skal være. Drifts- og vedlikeholdskostnader avhenger av kalkforbruk, serviceavtaler etc.

Beregninger av kostnader og effekter er ofte vanskelig for et enkelt tiltak i et større vassdrag, fordi kalkingsstrategien ofte består i en kombinasjon av ulike kalkingstiltak avhengig av topografi, vannføring etc. Den samlede effekten av alle enkelttiltakene utgjør vannkvalitetsmålet. Den største kilden til usikkerhet er knyttet til drift av tiltaket. Selve beregningene av kalkbehovet gjøres ganske presist ut i fra titreringskurver.

I tabellen under vises noen eksempler på kostnader og beregning av kostnadseffektivitet (KE) basert på hvor mye vann som blir avsyret ved gjennomføring av tiltaket. Foruten innsjøkalking med helikopter og kalkdoserer som er tatt med som eksempler, kan kalkingen være i form av kalking på isen med snøscooter, skjellsand i bekker og mindre elver, myrkalking eller terrengkalking.

Tabell 5.10. Noen eksempler på kostnader og effekter ved kalkingstiltak.

Tiltak	Kostnader (1000 kr)	KE (1000 kr/mill m^3 avsyret vann/år)	Usikkerhet og forutsetninger	Referanse
Innsjøkalking med helikopter	Rødnevassdraget: Lysevatn: 65' kr	7,7 (pH-mål er 6,2-6,5)	Liten usikkerhet Årlig kalking	Kaste et al. 1996
	Rødnevassdraget: Furevatn: 215'	8,1 (pH-mål er 6,2-6,5)	Liten usikkerhet Årlig kalking	Kaste et al. 1996
	Rødnevassdraget: Holmavatn: 12,5'	8,9 (pH-mål er 6,2-6,5)	Liten usikkerhet Årlig kalking	Kaste et al. 1996
Kalkdoserer i elv	Rødnevassdraget: Investeringer : 1180' Årlig drift: 220'	4,9	Levetid: 15 år Rente: 7 % Middels usikkerhet pga driftsfeil	Kaste et al. 1996
	Jørpeland, Dalavatn: Investeringer: 1260' Årlig drift: 390'	3,0	Levetid: 15 år Rente: 7 % Middels usikkerhet pga driftsfeil	Kaste et al. 1995b
	Jørpeland, Liarvatn: Investeringer; 960' Årlig drift: 345'	3,0	Levetid: 15 år Rente: 7 % Middels usikkerhet pga driftsfeil	Kaste et al. 1995b
	Suldal, Osvad: Investeringer: 800' Årlig drift: 1090'	0,7 (pH fra 5,0 til > 6,0)	Levetid: 15 år Rente: 7 % Middels usikkerhet pga driftsfeil	Kaste et al. 1995a

5.7 Samferdsel

Hovedproblemene tilknyttet vann ved et samferdselsprosjekt som veitbygging er oftest økte konsentrasjoner av partikler i avrenningsvannet, særlig i konstruksjonsperioden. Når veien er bygget, kan det være tildels store avrenninger av salt fra veisaltning, samt tungmetaller (Zn, Pb, Cu) og andre miljøgifter fra asfaltstøv, dekkslitasje og eksosutslipp. I Norge har de avbøtende tiltakene i forbindelse med samferdsel og vann vært ulike former for fangdammer (sedimentasjon) og forlengelse av infiltrasjonslengden i jorda/berggrunnen.

I Vestfold har det blitt bygget 11 åpne dammer og 3 lukka dammer som tiltak mot veiavrenning. Kostnadene for bygging av slike dammer har variert i forhold til terrenget og nedsalgsfeltet. Et grovt estimat på kostnader er 1-2 mill kr pr dam på ca. 100 m² betong. Vedlikeholdskostnadene er ventet er å være ubetydelige (pers. medd. Karl Høiland, Borstad anleggskontor, 2003).

Langs E6 i Ås kommune ble det satt i drift 3 naturbaserte behandlingsanlegg i 2001 (Snilsberg et al. 2002). Disse anleggene, to fangdammer og et overvannsbasseng, renser avrenning fra veg og tunnelvask før vannet renner ut i Årungen eller Årungselva. Rensegrad som ble oppnådd for behandlingsanlegget for tunnelvask var for partikler 80-90 %, totalt organisk karbon 70-80 %, fosfor 70-80 %, kobber 70-80 % og sink 50-60 %. Vaskevannet som ble tilført rensedammen gav klare gifteffekter på tester med bakterier og bunndyr. Kostnadene ved gjennomføring av tiltakene har ikke blitt dokumentert.

I følge Statens vegvesen (1997) er de mest aktuelle tiltakene mot vegavrenning i Norge ulike infiltrasjonsløsninger og magasinering/utjevning av overvann.

Tabell 5.11. De mest aktuelle tiltak mot vegavrenning i Norge.

Type tiltak	Beskrivelse av tiltakene og effekt
Infiltrasjonsløsninger:	Overvannsbassenger med permanent vannspeil: sedimentasjon, adsorpsjon av partikulært materiale og opptak av løste stoffer i vannplantene. Høy renseseffekt.
	Overvannsbassenger som tømmes etter regnskyll: Mindre renseseffekt enn basseng med permanent vannspeil, men har god magasineringskapasitet, og er brukt i forbindelse med fordrøyning av overvannsutslipp.
	Våtmarker: normal god renseseffekt, men arealkrevende.
	Infiltrasjonsanlegg (bruk av permeable materialer, åpen infiltrasjon, filtergrøfter og lukket infiltrasjon). Et visst vedlikehold må påregnes ved infiltrasjonsanlegg. Både oppløste og partikulært bundne stoffer i overvann viser god akkumulasjonsevne i mange jordtyper.
Magasinering/utjevning av overvann:	anledning av grøfter/magasiner med puk eller sprengstein for å utjevne vannføringen fra kortvarige regnskyll.

Andre tiltak kan være av mer forebyggende karakter som endret bruk av veisaltning ved geografisk begrensinger, mer effektiv saltning, bruk av nye metoder, bruk av alternative snø- og isfjerningsmidler og lokalisering av snøopplaget til områder som ikke er følsomme for vegsalt og vegforurensning.

Renholdet av vegene ved feing/kosting og støvsuging kan også være et tiltak. Som eksempel samles det inn årlig 3500 tonn fra veiene som leveres godkjent deponi til en kostnad av kr 250 pr. tonn i Bergen. Kostnader for gaterenhold i Bergen er ca. 9,6 millioner pr. vinter. Redusert bruk av piggedekk kan også ha stor betydning (Transportøkonomisk Institutt 2000).

6. Fra redusert utslipp til miljøforbedring

”Rammedirektivet for vann” vil føre til en økt vektlegging av biologi og økologiske prosesser i vann og vassdrag. Det blir således et økt behov for å se på biologiske effekter av tiltaksgjennomføring. Dose-respons sammenhenger bør bedre systematisere og utvides for å kunne måle effekten av tiltaket med kjemiske og fysiske parametere som er mye mer tilgjengelig og mindre kostnadskrevenne å gjennomføre.

Det overordnede målet i rammedirektivet er å oppnå god økologisk status (eller godt økologisk potensiale i sterkt fysisk modifiserte vannforekomster) innen år 2015.

6.1 Miljømålet i rammedirektivet

Som utgangspunkt for tiltaksanalysen må miljømålet bestemmes. Miljømålet i rammedirektivet er ”god økologisk status” eller ”godt økologisk potensial” i vannforekomster som er sterkt modifisert av fysiske inngrep. God økologisk status er nær naturlig økologisk tilstand i vannet og kan først og fremst beskrives ved hjelp av biologiske parametere, mens kjemiske, fysiske og hydromorfologiske parametere kan være støttende for beskrivelsen.

Miljømålet slik det er definert i rammedirektivet er i utgangspunktet ikke basert på lokale politiske beslutninger om hvordan vannet bør være i framtiden eller hvor egnet vannet er for ulike bruksformål. Målet er dermed ikke direkte redusert forurensning eller redusert inngrep, men å få et nær naturlig biologisk samfunn. Dette kan potensielt vanskeliggjøre lokalt engasjement rundt tiltaksanalyser. Tilretteleggingstiltak som kan øke nytten av god status i vannet (lage fiskeplasser, stier etc.) blir heller ikke vektlagt i rammedirektivet.

Det er fortsatt ulike tolkninger på hva som menes med godt økologisk potensiale. I utgangspunktet er det den tilstanden som forekommer etter at maksimalt mye tiltak er satt inn uten at det skal gå på bekostning av store samfunnsinteresser. Når det gjelder for eksempel vannkraft så må man se på alle tiltak som kan bedre livsbetingelsene for livet i vannet uten at det fører til store samfunnsøkonomiske tap. Det er fortsatt ikke satt noen definitiv grense for hva som er maksimum eller god økologisk status, noe som vil være avgjørende for å vurdere tiltak i forbindelse med vannkraftregulering.

6.2 Økologiske effekter

I tradisjonelle tiltaksanalyser i Norge er det vanlig å bruke biotilgjengelighet for fosfor i beregningene. Biologisk tilgjengelig fosfor i % av totalfosfor er estimert for ulike kilder og i forhold til forskjellige vannforekomster i ferskvann (Berge og Källqvist 1990). Dette er et steg i riktig retning for å beregne den biologiske responsen, men også her trengs det mer kunnskap og differensiering av nivåene.

Når det gjelder den økologiske effekten er biologiske parametere klart det beste. De er vannets ”black box” siden alle påvirkninger vil bli avlest i biologien. Men biologiske samfunn er kompliserte og det kan være vanskelig å skille påvirkningene fra hverandre, og ikke minst krever biologiske parametere ressurskrevende overvåking. Det vil derfor bli nødvendig i større grad å systematisere dose-respons sammenhenger for å kunne bruke kjemiske og fysiske parametere for å estimere den økologiske effekten. Dose-respons kurver viser sjelden lineære sammenhenger, det er derfor nyttig kunnskap å vite hvor på denne kurven vannforekomsten befinner seg i dag for å kunne estimere hvor fort tiltakene vil gi synlige effekter.

7. Behandling av usikkerhet i kostnadseffektivitetsanalyse og vurdering av risiko

WATECO veilederen anbefaler bruk av kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) for å sette sammen tiltakslisten i handlingsplanen for hvert nedbørfeltdistrikt. Begrensningen i KEA er at effekt er målt mot ett enkelt miljømål og at den dermed ikke kan håndtere tiltak som har flere ulike og simultane miljøeffekter. Andre metoder som flermålsbeslutningsanalyse diskuteres derfor kort til slutt i dette kapittelet og i vedlegg B.

Kostnadseffektivitetsanalysen bør kunne svare på spørsmålet,

- hvilket tiltak gir best miljøeffekt per investert krone?

Når det er usikkerhet i modell-beregninger av tiltakseffekt og antagelser om tiltakskostnader vil man kanskje ikke kunne gi noe entydig svar. En kostnadseffektivitetsanalyse skal derfor samtidig gi svar på spørsmålet,

- hvilke tiltak hersker det størst usikkerhet om og hvor bør vi innhente mer informasjon for å kunne redusere eventuell tvetydighet i rangering av tiltak?

Karakterisering av nedbørfeltdistrikter skal inneholde en vurdering av risiko for at tilstanden i vannforekomster ikke når miljømålet "god vannstatus" i 2015 uten ytterligere tiltak (Lyche Solheim et al. 2003). Fordi kostnadseffektivitet vurderes opp mot et miljømål, vil det også være naturlig å vurdere risiko for at planlagte tiltak i handlingsplanen ikke oppnår "god vannstatus" i 2015. Det kan tenkes at kvantifiserbare tiltak ikke er tilstrekkelige til å nå Rammedirektivets mål, og at man derfor må begrunne eventuelle unntak. En kvantitativ risiko-vurderingen vil kunne være en del av begrunnelsen for unntak. Unntak kan bare gis dersom kostnadene ved miljømåloppnåelse er "uforholdsmessig store", i dette tilfellet i forhold til oppnådd risiko-reduksjon.

Tabell 7.1. En risiko-vurdering krever kvantifisering av usikkerhet. Generelt vil det være følgende kilder til usikkerhet og forslag til håndtering ved rapportering av rangering av tiltak på kostnadseffekt.

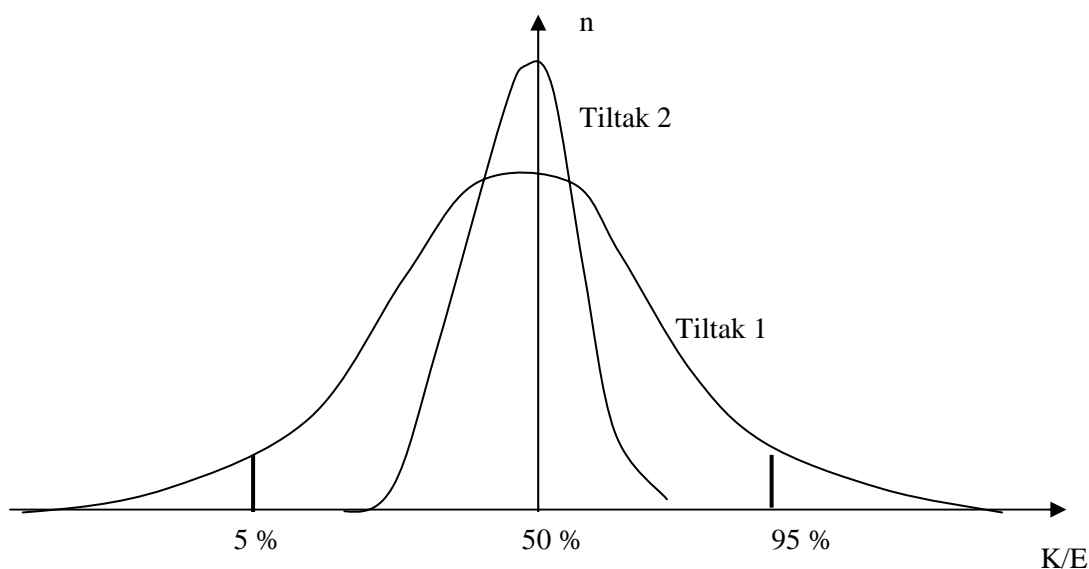
Kilde	Generell håndtering
1. Definisjon av baseline (metodologisk)	scenarie-analyse
2. Valg av relevante tiltak (metodologisk)	inkludere tiltak uten datagrunnlag i oversiktstabell
3. Valg av effektmodell / forklaringsvariable (metodologisk)	sjekke robusthet av effektmål av valgt modell i eget kapittel dersom tilgjengelig
4. Representativitet av måleserie (teknisk)	oppgi gjennomsnittsverdi og konfidensinterval
5. Antagelser om parameterverdier (teknisk)	følsomhetsanalyse med minimum, maksimum og middel (evt. en sannsynlighetsfordeling) som antagelser i ulike modellkjøringer
6. Behandling av samlet teknisk usikkerhet	bruke simuleringsverktøy knytte til regneark (eks. @RISK) for å vurdere 4 og 5 sammen.

7.1 Behandling av teknisk usikkerhet -modellering

Parameter-verdier i effekt- og (evt.) kostnadsmodellene er enten basert på statistisk usikkerhet i måledata eller forskerens subjektive vurdering av denne usikkerheten.

7.1.1 Statistisk usikkerhet

Det ligger ofte betydelige usikkerheter i kost-effekt-tall som beregnes for tiltak i ulike alternativer. Enkelte typer tiltak har mindre usikkerheter mens andre kan ha svært store usikkerheter. Dette skyldes bl.a. at de lokale forhold kan ha en helt overskyggende betydning for kostnadene, mens andre typer tiltak er mindre avhengig av lokalisering. I slike tilfeller er det en mer normal spredning i kostnader for de tekniske løsninger og komponenter. Figur 7.1 viser to ulike tiltak med ulik usikkerhet knyttet til kost-effekt målet.



Figur 7.1. Illustrasjon av ulik spredning i usikkerhet ved beregning av kost-effekt.

Figure viser sannsynligheten for at hvert tiltak skal ha en kostnadseffektivitet gitt ved K/E. I eksemplet er K/E den samme for de to tiltakene, men tiltak 1 har mye større usikkerhet en tiltak 2. Usikkerheten stammer fra de underliggende parameterne som er brukt i beregning av kostnad og effekt i de to tilfellene.

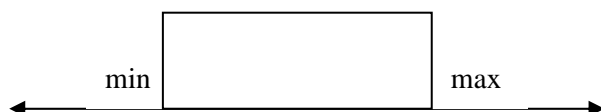
Med normalfordelinger er det vanlig å oppgi forventet verdi, samt et spredningsmål i form av standardavvik (for input data), eller standardfeil (for parametre). Ved rapportering av K/E oppgis om mulig konfidensintervall (f.eks. 90%), dvs. K/E verdiene som kan forekomme med minst 5 % og 95 % sannsynlighet. Dette kan for eksempel skrives som 3456 kr/kg Tot P +200/-200 (fordi normalfordelingen er symmetrisk). Dette betyr at forventet verdi er 3456, men at usikkerheten i beregningene tilsier at det er 5 % sannsynlighet for at verdien kan være over $3456+200 = 3656$, og at det også er 5 % sannsynlighet for at verdien er mindre enn $3456-200 = 3256$.

Når flere ulike sannsynlighetsfordelinger kombineres i en simulering er det vanlig å se at fellesfordelingen blir normal. For parameter-verdier i kostnads- og effektmodellene kan man imidlertid anta andre typer fordelinger basert på målinger eller ekspertvurderinger.

7.1.2 Ekspertvurdering av usikkerhet

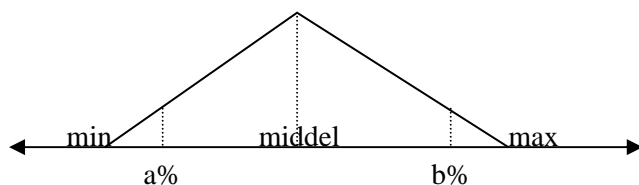
Enhver antagelse om parametere er i og for seg en fordeling. Bruk av punkttestimat "gir" modellberegning et falskt inntrykk av at det er ingen usikkerhet.

Etter hvert som det er kommet verktøy på markedet for å håndtere usikkerhet på en enkel måte i regneark (f.eks. @RISK, Crystal Ball) er det blitt mulig og mer vanlig å gjøre den eksplisitt. Eksempelvis vil angivelse av intervaller (maks. min.) antyde at forskeren mener at fordelingen er flat.



Figur 7.2. Flat fordeling

Mellom denne fremstillingen og målte statistiske fordelinger finnes en rekke alternativer som kan utnytte ekspertkunnskap om fenomenet/parameteren. Der det angis en min.middel.maks-verdi kan fordelingen være trekantet med konfidensintervall (eks. a=5%, b=95% sannsynlighet). Fordelinger kan også tegnes for hånd og parametriseres i etterkant ved hjelp av programvare (Vose 1996).



Figur 7.3. Trekantet fordeling (med konfidensintervall)

Generelt vil det være slik at dersom forskeren kan bruke en fordeling istedenfor et punkt-estimat bør det gjøres. Man kan da til stilling til hvordan usikkerhet skal presenteres for oppdragsgiver, men man har i hvert fall beholdt det valget og blitt mer klar over svakheter i egen metode.

7.1.3 Følsomhetsanalyser

Følsomhetsanalyser er et komplement til eksplisitt modellering av usikkerhet med sannsynlighetsfordelinger.

For å nå et vannkvalitetsmål til en lavest mulig kostnad, rangerer man de ulike tiltakene etter kost-effekt for det enkelte tiltaket. Dersom man automatisk velger de billigste tiltakene uten å se på usikkerheten i beregningene, kan man risikere å satse på feil tiltak. Man bør derfor gjøre følsomhetsanalyser for å se om et hensyntagen til usikkerheten har betydning for valget av de billigste tiltakene.

I praksis kan dette for eksempel innebære at man sjekker om enkelte tiltak bytter plass på rangeringslisten dersom man benytter det midlere forventede verdien for kost-effekt minus eller pluss usikkerhetene. Dersom viktige tiltak har svært stor usikkerhet, bør man vurdere om dette tiltaket bør rykke ned på listen, selv om midlere sannsynlige verdi egentlig er meget gunstig. Dette er en slags risikovurdering man må legge inn i den totale planen.

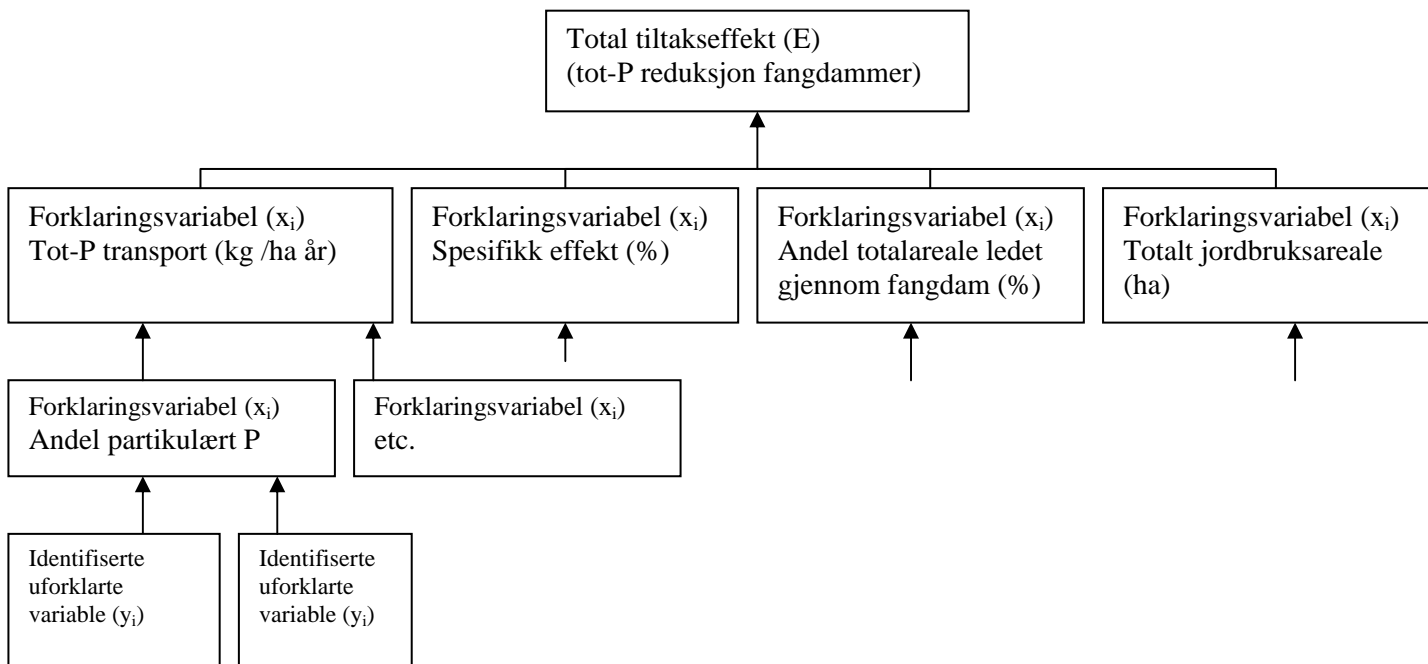
Følsomhetsanalyser kan også benyttes i selve beregningen av kost-effekt-tallene. Dersom man for eksempel skal beregne kost-effekt for tiltaket "utbedring av feilkoblinger i avløpsledningsnettet", kan man se på usikkerheten i de parametrene som inngår i denne beregningen. Dette er kostnader ved å søke opp, grave og omkoble feilkoblingen og antall m³ spillvann pr. år som kan omkobles til renseanlegget. Man bør i en slik beregning variere antallet m³ fra det mest sannsynlige til det minst sannsynlige, for å se hvordan det slår ut i kost-effekt-tallene etc. Dersom man ser at utslaget i resultatet blir meget stort ved en slik variasjon, bør man sette inn mer ressurser på å minke usikkerhetene nettopp der følsomheten er størst. Dersom slike beregninger på en bestemt parameter viser at utslaget i resultatet ikke er særlig stort, betyr dette at man ikke trenger å legge særlig mye arbeid i å samle inn grundigere data enn det man har.

7.1.4 Beskrivelse og kvantifisering av usikkerhet

For at usikkerhet skal synliggjøres på en systematisk måte i en tiltaksanalyse må det brukes en standard opplegg for å beskrive den. De fleste beregningene foretas i regneark og det er relativt lett å modellere usikkerhet hvis det først finnes i et slikt format. Et eksempel på standard informasjon er gitt i tabell 7.2. Dette formatet vil måtte forbedres gjennom en rekke case-studier. Rapportering av usikkerhet er også noe som vektlegges i WATECO veilederen og en helt nødvendig del av kvantitativ risikovurdering.

En tommelfinger regel i en tiltaksanalyse kan være at miljømål, tiltakseffekt eller kostnad aldri kan beskrives med ett enkelt tall - et punkt-estimat indikerer at det er ingen usikkerhet forbundet med tallet. Det kan ikke begrunnes fordi vi har å gjøre med anslag knyttet til fremtidige tiltak. Det er mer sannferdig og bør være lettere å angi en forventet verdi, et intervall, et histogram eller en fordeling.

Figur 7.4. Eksempel – hierarkisk oppbygging av modell-usikkerhet



Et opplegg for dokumentering av usikkerhet bør også ta hensyn til at usikkerhet i modeller er hierarkisk oppbygget. Anslag og "guesstimates" må kunne få plass ved siden av statistiske fordelinger på ulike nivåer av hierarkiet. I noen tilfeller vil eksperter anslå tiltakseffekt (E) direkte når svært lite informasjon finnes. I de fleste tilfeller avhenger tiltakseffekt i en beregning av en rekke forklaringsvariable (x_i), ofte men i mindre grad er disse beregnet med underliggende modeller som også har sine forklaringsvariable (x_i). Til slutt vil den som utarbeider analysen være klar over variable som ikke er identifisert i modellen men som eventuelt bør undersøkes videre dersom det viser seg at modellen er svært følsom for bestemte variable.

Usikkerhet kan defineres på et hvilket som helst nivå i modell-hierarkiet der det er brukt en beregningsmetode og forklaringsvariable i tiltaksanalysen. I en tenkt regneark-modell vil dette gi seg mange utslag - f.eks. angitt direkte med en forventet verdi og +/- % (miljømålet), statistisk med en forventet verdi og standardavvik i en normalfordeling (tiltakseffekt), eller som et enkelt min- max interval (tiltakskostnader). Kilden for beskrivelsen av usikkerhet kan oppgis, samt eventuelt underliggende uforklarte variable som man bør være obs på. Dette siste nivået er av relevans for anvendt forskning, men vil muligens være for omfattende å detaljere i selve tiltaksanalysen.

Tabell 7.2. Informasjon om usikkerhet i en tiltaksanalyse.

Avhengig variabel E=f[xi(yi)]	Forklarings- variable (xi)	Målenehet	Beskrivelse av usikkerhet						Kilde	Identifiserte uforklarte variable (yi)
			Sannsynlighets- fordeling	Forventet verdi	st.avvik	+/- avvik (%)	min	max		
Miljømål/ Avlastningsbehov				X		X			skjønn	
Tiltakseffekt			normal	X	X				statistikk	
Tiltakskostnader							X	X	følsomhets- analyse	

Merknad: CV=coefficient of variation (st.avvik/forventet verdi)

7.2 Behandling av metodisk usikkerhet – rapportering av resultater

En rekke summariske fremstillingsmåter av samlet usikkerhet er mulige.

7.2.1 Tabellarisk

En tabellarisk framstilling er en vanlig rapporteringsform for tiltaksanalyser. Her er enkle mål på usikkerhet gjort eksplisitte gjennom å angi et min-maks interval for effekt og årskostnad. Tiltakene er ikke rangert i en slik tabell, men rangeringen går enkelt frem av en sammenligning av kostnadseffektivitet.

Tabell 7.3. Kostnadseffektivitet av ulike tiltak (ikke-rangert)

Tiltak	Års- kostnad (K) (1000 kr.)	Effekt (F) (kg. red. tot. P)	Bio- tilgj. faktor (b)	Effekt (E) (kg. red. bio- P)	Kostnads-effektivitet (K/E) (1000kr/bio-P)	Tilleggs- effekt (ikke kvant.)
Jordbruk	$K_{I \min}, K_{I \max}$	$F_{I \min}, F_{I \max}$		$E_{I \min} = b_I F_{I \min}$		

- tiltak 1 - tiltak 2 etc.	etc.		b_1		$K_{1\min}/E_{1\max}, K_{1\max}/E_{1\min}$	
Spredt avløp - -						
Kommun alt avløp - - etc.						

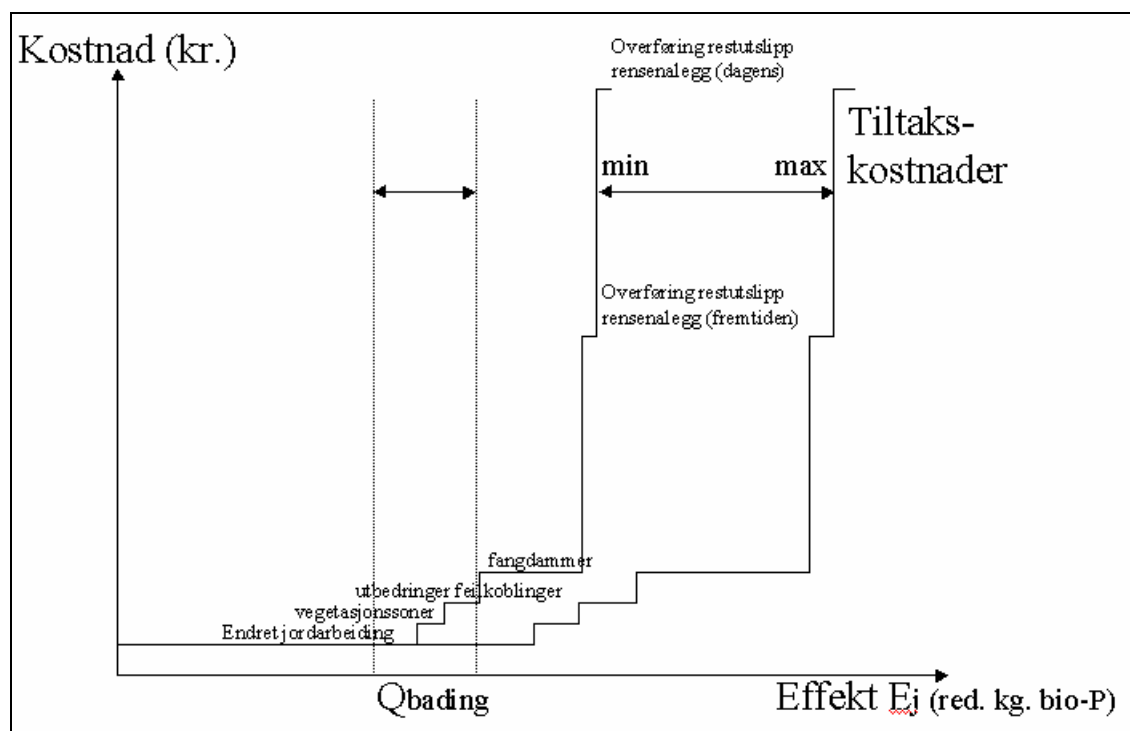
Et metodisk problem gjelder håndtering av tilleggseffekter som ikke er betraktet i kostnadseffektivitetsmålet fordi de er underordnet miljømålet som vurderes, og/eller de ikke er vektet inn i effektivitetsmålet. Verdsetting av ulike effekter i nytte-kostnadsanalyse regner om ulike effekter til kroneverdier. Flermålsbeslutningsanalyse vekter ulike effekter basert på en eksplisitt vekting. Kostnadseffektivitets-vurdering av tiltak som påvirker flere miljømål diskuteres videre i kapittel 8 (overlappende, samspill og synergi-effekter).

Et talleksempel gis i Vedlegg A.

Kostnadseffektivitetskurve

I en kostnadseffektivitetskurve gjøres det tydelig hvilke tiltak som bør rangeres/gjennomføres først. I samme kurve kan usikkerhet omkring punkt-estimatene presenteres, enten i form av maks og min verdier eller konfidensintervall (i Figur 7.5. illustrerer dette med horisontal dobbelpil). Man vil da visualisere hvilke tiltak som ikke kan rangeres entydig (overlappende tiltakskostnadskurve i horisontalretning).

I samme kurve kan man også illustrere miljømål knyttet for eksempel til brukerinteresser (Q_{bading}). I WFD sammenheng vil dette eksempelvis være bio-P som i samsvar med "god økologisk status" (et ubesvart spørsmål foreløpig er hvilke egnethetsklasser under SFTs klassifisering som ivaretas av "god økologisk status", eller miljømål som fastsettes ved unntak). Her må effekt-målet og miljømålet eventuelt regnes om til samme effektenheter. I eksempelet nedenfor vil det måtte brukes en resipientmodell for å regne ut hvor mye bio-P som kan slippes til resipienten før konsentrasjonen blir høyere enn det fastsatte miljømålet. Beregning av miljømålet (Q_{bading}) i form av utslippsenheter vil da også være heftet med et usikkerhetsintervall (illustrert i figuren med en dobbelpil)



Figur 7.5. Trappetrinn formet tiltakskurve med stigende kostnad/effekt

7.3 Risiko/sannsynlighet for ikke å oppnå miljømål

WATECO veilederen knytter rapportering spesielt til oppnåelse av ”god vannstatus”, og behandler temaet om risiko for ikke å oppnå Rammedirektivets miljømål. En eller annen vurdering av risiko for ikke å oppnå ”god vannstatus” må ligge til grunn for å vurdere unntak enten med utsettelse, lavere miljømål eller erklæring av sterkt modifiserte vannforekomster (HMWB).

For en bestemt parameter i operasjonaliseringen av det miljømålet (eks. bio-P) vil man ønske å beskrive risikoen for at miljømålet ikke oppnås i 2015.

Strengt tatt er risiko definert som konsekvens \times P(konsekvens). P() er sannsynlighet for en konsekvens. En måte å definere konsekvens er som forskjellen mellom tiltakseffekten som kreves for å nå miljømålet, og effekten ved en bestemt tiltakspakke målt ved utvalgt parameter (eks. redusert kg bio-P i forhold til 0-scenariet). Rapportering av risiko for ikke å oppnå miljømål er altså mulig dersom usikkerhet er beskrevet gjennom hele kostnadseffektivitetsstudien.

Forskjellen mellom tabell 7.3 og tabell 7.4 er at tabell 7.4 nå er rangerte etter kostnadseffektivitet etter logikken i figur 2 (sekvensiell implementering fra mest til minst kostnadseffektiv). En slik tabell vil eventuelt måtte produseres for ulike delfelt/vannforekomster i nedbørfeltet dersom de har ulike miljømål. Et talleksempel gis i vedlegg A.

Tabell 7.4. Kostnadseffektivitet av ulike tiltakspakker (rangert)

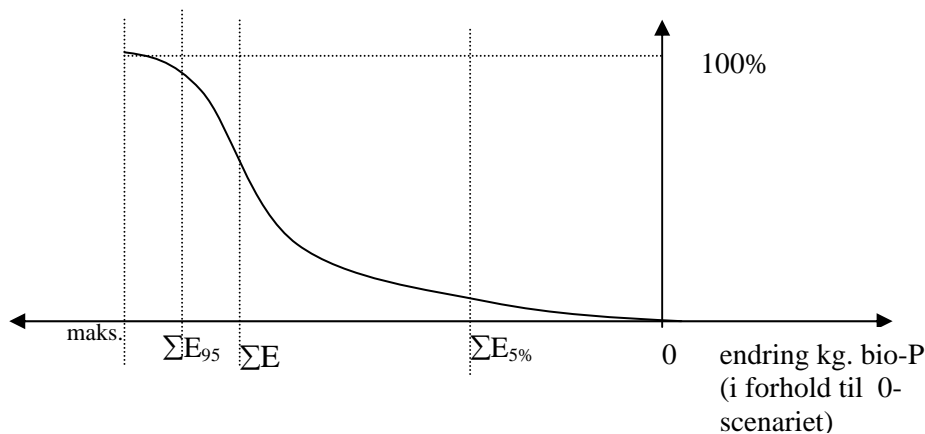
Tiltakspakker basert på rangerte enkelttiltak	Årskostn. (K) (1000 kr.)	Effekt (F) (kg. red. bio-P)	Forventet aggregert effekt (kg. red. bio-P)	Miljømål (kg. red. bio-P i forhold til "baseline")	Avstand til miljømål-oppnåelse (kg. red. bio-P)	Kumulativ sannsynlighet for ikke å oppnå miljømål (%)	Risiko for ikke å oppnå miljømål (%* kg red. bio-P)
I (tiltak 1)	K_1	$\Phi(E_1, \sigma_1)$	E_1	Q	$Q-E_1$	A_1	$A_1 Q$
II. (tiltak 1,2)	K_1+K_2	$\Phi(E_2, \sigma_2)$	$\sum E=E_1+E_2$	Q	$Q-\sum E$	A_2	$A_2 Q$
III. (tiltak 1,2,3)	$K_1+K_2+K_3$	$\Phi(E_3, \sigma_3)$	$\sum E=E_1+E_2+E_3$	Q	$Q-\sum E$	A_3	$A_3 Q$

Merkand: Φ = kumulativ sannsynlighetsfordeling (eks. normalfordeling), E_i =forventet effekt av et tiltak (gj.snitt) , σ_i = standard avvik

I praksis vil man kunne legge til en siste kolonne i tabell 7.4 som viser hvor mye risiko-reduksjon man får for investering i hvert tilleggstiltak (tiltak 2, 3 etc.). Analysen er fortsatt en kostnadseffektivitetsanalyse, men man har tatt eksplisitt hensyn til miljømål-oppnåelse og usikkerhet. Risiko for ikke å oppnå miljømål kan forklares i figur 7.6.

Den aggregerte tiltakseffekten av en tiltakspakke basert på et utvalg av tiltak kan ha en *kumulativ* sannsynlighetsfordeling slik det er vist i figur 7.1 (ofte normalfordelt). Vi bruker den kumulative fordelingen for å kunne lese av sannsynligheter direkte². Den kumulative sannsynlighetsfordelingen viser alle sannsynlige effekt-utfall av en bestemt tiltakspakke. Det er 5 % sannsynlig at tiltakspakken har en effekt som er $\sum E_{5\%}$ eller lavere. Det er også 5 % sannsynlig at tiltakspakken har en tiltakseffekt som er $\sum E_{95\%}$ eller høyere. Den forventede tiltakseffekten er $\sum E$ (med standard avvik σ). Det er en svært liten sannsynlighet for at tiltakspakken har 0 effekt, og en svært liten sannsynlighet for at tiltakspakken har en teoretisk "maks." effekt.

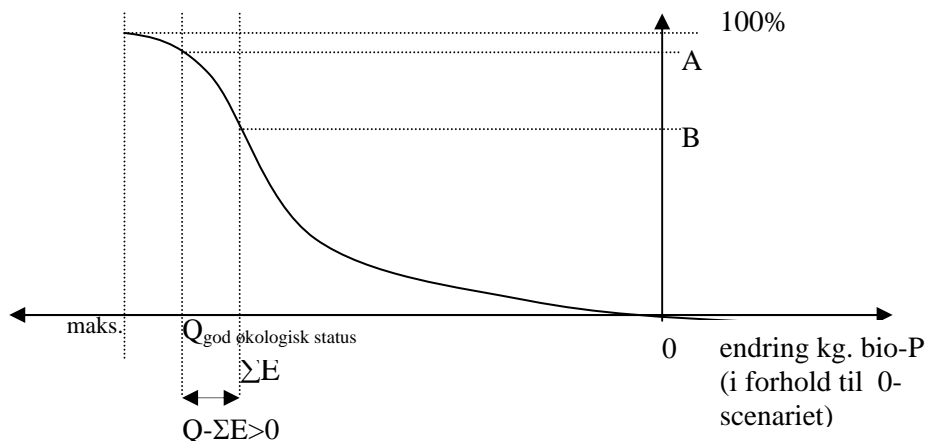
Figur 7.6. Kumulativ sannsynlighetsfordeling av tiltakseffekt



² alternativet er å se på den momentane sannsynlighetsfordelingen – se behandling av teknisk usikkerhet ovenfor. I den momentane sannsynlighetsfordelingen leser man av sannsynligheter som andeler n/N av et totalareal på 1 (100%).

I figur 7.7 er det en sannsynlighet A for at tiltakspakken ikke oppnår reduksjon i bio-P tilsvarende god økologisk status *eller mer*, og en sannsynlighet $(100\% - A)$ for at den gjør det. Den forventede effekten av tiltakspakken er ΣE (med standard avvik σ). Etterhvert som enkelt-tiltak legges til tiltakspakken øker ΣE , fordelingen (Φ) flytter seg til venstre, og sannsynligheten A for å ikke oppnå miljømålet minsker. Forskjellen mellom miljømålet (Q) og forventet tiltakseffekt (ΣE) er positiv.

Figur 7.7. Sannsynlighet for ikke å oppnå miljømålet (A) er stort



Hvordan risiko skal defineres kan være gjenstand for diskusjon av hensyn til konsistens og forståelighet.

(i) Den enkleste måten å beskrive risiko på er; $\text{risiko}_1 = A \cdot Q$. Jo lavere miljømålet settes - målt i redusert bio-P - jo mindre er sannsynligheten for ikke å nå målet med et gitt tiltak, men konsekvensen er også mindre. Her tar vi ikke hensyn til at realisert konsekvens av ikke å nå miljømålet med all sannsynlighet er mindre enn Q - tiltaket vil sannsynligvis alltid ha en viss effekt, E . Effekt blir heller ikke utslagsgivende for rangering av tiltakene med denne definisjonen.

(ii) En annen måte å beskrive risiko for ikke å oppnå miljømålet kan være; $\text{risiko}_2 = A \cdot (Q - \Sigma E)$; dette er sannsynligheten for ikke å oppnå miljømålet ganger forskjellen - her målt i målt i redusert bio-P - mellom forventet tiltakseffekt og effekt som kreves for å nå miljømålet.

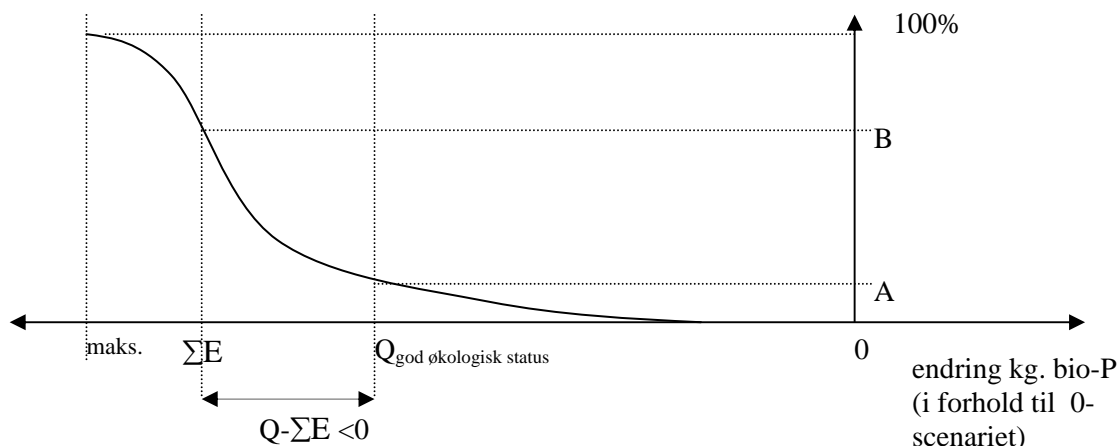
Diskusjon

Hva risiko-målet skal brukes til bør være bestemmende for hvilken definisjon som velges.

Verdsettingsstudier i Norge har tidligere vurdert betalingsvillighet for å oppnå et bestemt miljømål på vannkvalitet (bading, drikkevann etc.) (Bergland, Magnussen et al. 1995). I verdsettingsundersøkelsen bes man vurdere en tiltakspakke som sies å være 100 % sikker på å nå miljømålet. Vi ser at slike verdsettingsstudier ikke kan brukes umiddelbart til å vurdere tiltakseffekt som er heftet med usikkerhet. Det vil likevel være mest forståelig for respondenter i verdsettings-sammenheng å vurdere risiko for at miljømål Q ikke oppnås (definisjon 1).

Ved å se på et eksempel på en tiltakspakke som har stor sannsynlighet for å oppnå miljømålet er det lettere å velge mellom de alternative risiko-målene skissert ovenfor.

Figur 7.8. Sannsynlighet for ikke å nå miljømålet (A) er lite



Definisjon 2 gir et negativt mål på risiko når miljømålet sannsynligvis oppnås ($dQ < 0$). Definisjon 1 gir en entydig minkende risiko med hvert nytt tiltak i tiltakspakken inntil det er helt sikkert at miljømålet nås.

Hvis miljømålet tilsvarer en grense for brukeregnethet er det irrelevant hvor langt vi er fra miljømålet ($Q - \Sigma E$) siden en viss vannkvalitet er nødvendig for at en brukergruppe kan bruke vannet. Dette viser problemene man har med å gjøre dagens verdsettelsesestimater for brukeregnethet kompatible med mål på kostnadseffektivitet i tiltaksanalyser.

Begge definisjonene baserer seg på at sannsynligheten for ikke å oppnå miljømålet er et interessant beslutningskriterium som vi vil ønske å regne ut. Den første definisjonen er enklest å forklare, men tar ikke hensyn til konsekvens - forventet tiltakseffekt i forhold til miljømålet. Den andre definisjonen tar hensyn til dette, men kan ikke uten videre brukes sammen med verdsettelsesstudier av brukeregnethet.

7.4 Rangering av tiltak ved flermålsbeslutningsanalyse

Kostnadseffektivitetsanalyse baserer beslutningen på bare to kriterier og ser bort ifra at tiltaket kan ha konsekvenser som går utover miljøeffekten, eventuelt flere ulike miljøeffekter. Dersom disse konsekvensene ikke kan verdsettes økonomisk og vurderes i en nytte-kostnadsanalyse vil flermåls beslutningsanalyse være et alternativ. Her vil vektning av de ulike konsekvens-indikatorerne og beregning av en samlet systemindeks legges til grunn for rangering av tiltak. Eksempel på en problemstilling der flermåls beslutningsanalyse kan være aktuell er beskrevet nedenfor.

BOKS 3: Et eksempel på flermålsbeslutnings-problem

Christiania Spigerverk (CS), som før det ble nedlagt lå i Nydalen i Oslo, hadde betydelige utslipp av tungmetaller til Akerselva. Statens forurensingstilsyn (SFT) ville pålegge CS tiltak mot utslipp av tungmetallene. I og med at man ville unngå at CS gikk konkurs p.g.a. for kostbare tiltak, hadde man i praksis bare to muligheter. Dette var enten at utslippet gikk til det kommunale avløpsnett eller at det fortsatt skulle gå til Akerselva. VEAS, som ville bli mottager av avløpsvannet, protesterte mot et

utslipp til nettet, da dette ville øke tungmetallinnholdet i avløpsslammet. Fra før var bøndene, som mottok slammet, allerede skeptiske til eksisterende miljøgiftkonsentrasjon i slammet.

Det er svært viktig for VEAS og hele Osloregionen at slammet fortsatt skal kunne gå til jordbruket, og en øket skepsis p.g.a. høyere tungmetallinnhold, ville øke faren for at bøndene stoppet helt å ta i mot avløpsslam.

Hvis bøndene innførte mottaksboikott, som det ofte har blitt truet med, ville kostnadene ved å etablere nye slamdisponeringsløsninger koste flere hundre millioner kroner. Videre er det et meget viktig prinsipp å resirkulere de betydningsfulle endelige gjødselsressursene fosfor og kalium som finnes i slammet. Uten fosfor- og kaliumtilsetninger i jordbruket vil matproduksjon bli umulig. Disse lagerressursene vil ta slutt om 100-200 år dersom nåværende uttakstempo fortsetter. Å resirkulere disse stoffene er derfor vitalt for et bærekraftig samfunn.

Den andre muligheten SFT måtte vurdere var å la CS fortsatt slippe tungmetallene i Akerselva. Dette var problematisk da man hadde som et viktig miljømål å restaurere Akerselva slik at man dels kunne rekreasjon, bade og fiske der, samt ha et bredt biologisk mangfold. Videre ville disse tungmetallene fraktes ut til Oslofjorden ved store flommer i elva.

Man sto da i den situasjonen at man lett kunne beregne kostnadene ved de to alternativene. Nyttene var også åpenbar, men begge alternativene medførte hver på sin måte betydelige skader. Skadene oppsto på helt forskjellige samfunnsområder og helt forskjellige geografiske områder. De var med andre ord ikke direkte sammenlignbare.

Dette eksempelet fra Christiania Sprikerverk viser en problemstilling som kunne ha vært løst med en flermålsbeslutningsanalyse. Mer informasjon om flermålsbeslutningsanalyse finnes i vedlegg B.

8. Konklusjon - gjennomføring av en tiltaksanalyse

Hvem er tiltaksplanen for

Hvordan en tiltaksplan utformes og vektlegges kan i noe grad være avhengig av hvem tiltaksplanen utarbeides for. Det kan være mange potensielle bestillere av en tiltaksplan i et vassdrag, for eksempel kommunen, nedbørfeltdistriktet, et foretak (for eksempel et avløpsanlegg) eller en sektor (for eksempel Statens vegvesen).

Fastlegging av miljømål og brukerinteresser

I følge Rammedirektivet skal miljømålet minimum være "god økologisk status" i vannet. Hva dette vil si for hver enkelt vannforekomst vil være avhengig av hva som er referansetilstanden. Det er forventet at arbeidet som er i gang satt med typifisering av vannforekomster og interkalibrering av nivåer vil kunne bidra sterkt til å bestemme hva god økologisk status er for en bestemt vannforekomst.

I sterkt modifiserte vassdrag eller i kunstige vassdrag er miljømålene redusert til "godt økologisk potensiale". Dette er den tilstanden (potensialet) vannforekomsten maksimalt kan oppnå forutsatt at alle tiltak som ikke har uforholdsmessig store kostnader er gjennomført. Det er i denne sammenheng at nytte-kostandsanalyser (NKA) kan være en aktuell metode for å bestemme hva som er uforholdsmessige store kostnader.

En kartlegging av brukerinteresser vil alltid være nødvendig for å prioritere typer tiltak og områder innen at vassdrag.

Utredning av aktuelle tiltak

Basert på en oversikt over hva som er problemene i vassdraget, bør alle aktuelle tiltak vurderes med hensyn på forventede effekter og kostnader. Det er viktig at man inkluderer tiltak innen alle sektorer som har noen betydning for tilstanden i vannet. Nye tiltak er under stadig utprøving, så man må ikke kun satse på tidligere utredninger.

Effekter av tiltak på flere parameter

Siden det overordnede målet i tiltaksplanlegging etter Rammedirektivet er god økologisk status, så vil det være avgjørende at man har kunnskap på alle parametere som tiltakene virker på.

Et eksempel på samspilleffekter er forholdet mellom partikler og løst P i en resipient og effektene på algevekst. Høyt innhold av partikler (forårsaket) av jorderosjon kan bidra til å felle/binde løst P samtidig som det begrenser lystilgangen. Det interessante spørsmålet er da hva som blir slutteffekten av å redusere partikkelmengden, særlig om ikke det skjer en tilsvarende reduksjon i mengden løst P og særlig om algemengden er lysbegrenset.

Et annet moment er forholdet mellom N og P sett opp mot problemet med N fikserende blågrønnalger. Spørsmålet er om det er fornuftig å gjennomføre N tiltak i lokaliteter hvor blågrønnalger representerer et problem. Dersom så er tilfelle bør dette reflekteres i de tiltakene som planlegges.

Samspilleffekter og rekkefølgen på utredete tiltak

Beregnet effekt av et tiltak må revurderes dersom det er utredet separat, men skal virke sammen med andre tiltak i en tiltakspakke. Dette er i særlig grad en aktuell problemstilling for landbrukstiltakene. Normal prosedyre her er at en må arbeide seg oppover i skala (i praksis følge vannets strømningsmønster fra jordprofil til bekkeløp). For eksempel må effektene av et "nedstrøms" tiltak som vegetasjonssoner eller fangdammer korrigeres/nedskaleres i forhold til effektene av tiltakene som gjennomføres på "oppstrøms" arealer (f. eks endret jordarbeiding eller grasdekte vannveier).

Synergieffekter

Det kan også være ulike tiltak som forsterker hverandre. Et eksempel på dette kan være kalking av en sur elv og biotopforbedrende tiltak i gyteområder for fisk.

Avstanden fra tiltaksgjennomføring til resipient

Avstanden fra kilde til resipient er en faktor som bør tas hensyn til ved vurderinger av tiltakseffekter og kostnadseffektivitet. Dette skyldes at (i) utslippene ofte beregnes ved kilden og (ii) at forurensningene kan endres under transporten fram til resipienten som analysen utføres for. I prinsippet gjelder dette for alle typer forurensninger og kilder, men vil i særlig grad være av betydning for landbruk og spredt avløp. Forholdene kompliseres ytterligere av at (retensjons)prosessene kan slå ulikt ut avhengig av kilden til utslipp og forurensningsparameteren som rapporteres.

Lokaliseringen av tiltaket i forhold til nettoeffekten i resipienten vil særlig være en aktuell problemstilling for erosjonstiltak og dermed også for P. Dagens modeller eller beregningsprosedyrer tar bare i begrenset grad hensyn til topografi og arealenes plassering i forhold til vannløpene. Dette skyldes at beregningene er basert på erosjonsrisikokart, som primært håndterer erosjon som et "soil degradation problem" og ikke som et forurensningsproblem. Et areal med en bestemt erosjonsrisiko kommer følgelig ut med samme P tap og tiltakseffekt uavhengig av om det grenser direkte inntil en bekk eller om det ligger 500 m fra bekken med et flatt jorde imellom hvor det meste av erosjonsmaterialet/P i realiteten sedimenteres. Det er relativt komplisert med en systematisk og korrekt håndtering av disse forholdene, men ved hjelp av GIS og en god porsjon skjønn er det mulig å foreta visse korreksjoner.

Et annet moment som også bør tas hensyn til er at utslippene fra diffuse kilder og spredte avløp i prinsippet vanligvis beregnes til nærmeste åpne vannløp/primærresipient. I dagens TEOTIL-beregninger blir dette lagt inn som tilførsler til hovedresipient (f.eks Glomma). Den naturlige retensjonen som skjer i små bekkeløp og elvestrekninger faller dermed ut i beregningene, noe som prinsipielt sett kan innebære en feilkilde.

Tiden det tar før tiltakene gir full effekt

Til tider kan man ane en viss frustrasjon i forvaltningen over at effektene (forbedringene) i vassdragene synes marginale på tross av betydelig tiltak i flere sektorer. Denne frustrasjonen er forståelig men kan være problematisk om en ut fra det konkluderer med at tiltakene ikke virker og følgelig heller ikke har noen hensikt. I denne sammenheng er det i alle fall tre forhold som er av betydning og som må tas hensyn til ved vurdering effekter i vassdragene:

- De naturlige variasjonene forårsaket av værforholdene, som bidrar til å maskere eventuelle tiltakseffekter. I praksis betyr dette elvemålinger kan vise oppadgående trender for f. eks N og P uavhengig av tiltak som er gjennomført, særlig om det er arealavrenning som er dominerende kilde. Effektene av værvariasjoner kan til en viss grad korrigeres for gjennom statistiske metoder for normalisering av vannføring mm. Den relevante problemstillingen er hva tilførslene/belastningen ville vært dersom tiltakene ikke var gjennomført.
- Bufringsmekanismer i jord og landskap som kan gjøre at effektene av enkelte tiltak ikke vil kunne påvises før etter forholdsvis lang tid. Spesielt gjelder dette for diffuse N kilder og tiltak som påvirkes av prosesser i det organiske materialet i jorda. Endringer i N gjødsling og P gjødsling er eksempler på tiltak som i mange tilfeller knapt vil være målbare på kort sikt, fordi hovedkilden for disse stoffene er reserven som er lagret i jordsmonnet. Andre bufringsmekanismer som også kan bidra til å dempe tiltakseffektene er den naturlig denitrifikasjonen. Her gjelder at jo høyere nitratbelastning (i jord eller vann) jo mer effektiv vil denitrifikasjonen være under ellers like forhold. Et N tiltak som bidrar til lavere nitratkonsentrasjon i jord/vann vil således samtidig kunne medføre lavere denitrifikasjon slik at nettoeffekten i resipienten avtar i forhold til hva en skulle forvente.
- Usikre måleresultater, f. eks prøvetakingsprosedyrer som ikke er tilstrekkelig til å fange opp de naturlige fluktuasjonene, kan også redusere mulighetene for å spore effekter av tiltak i

vassdragene. Jo mindre vassdragene er og jo mer påvirket de er av diffuse kilder desto større variasjoner kan forventes i stofftransporten med tilsvarende risiko for at variasjonene ikke fanges opp i de ordinære måleprogrammene. Det sier seg selv at en feilkilde på f. eks +/- 30 % knyttet til måleresultatene vil gjøre det vanskelig å identifisere en netto tiltakseffekt på f. eks 10 %.

Kostnadsbegrensninger

For at tiltakene skal kunne sammenlignes, må de samme typer kostnader beregnes for alle tiltak som er med i sammenstillingen. Både investeringskostnader og årlige drifts- og vedlikeholdskostnader må inkluderes i beregning av netto årskostnad.

Økonomiske analyser

WATECO veilederen anbefaler bruk av kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) for å sette sammen tiltakslisten i handlingsplanen for hvert nedbørfeltdistrikt. En KEA vil også kunne gi svar på hvilke tiltak som er forbundet med størst usikkerhet og hvor vi bør innhente mer informasjon for å redusere eventuell tvetydighet i rangeringen.

Et metodisk problem gjelder håndtering av tilleggseffekter som ikke er betraktet i kostnadseffektivitetsmålet, fordi de er underordnet miljømålet som vurderes, og/eller de ikke er vektet inn i effektivitetsmålet.

Prioritering av tiltak

Tiltakene bør ikke utredes som enkelttiltak dersom det planlegges flere typer tiltak i vassdraget, men som tiltakspakker. Dette er fordi effekten av tiltakene vil variere med rekkefølgen av gjennomføringen av tiltak. De mest kostnadseffektive tiltakene bør i utgangspunktet gjennomføres først, men et svært usikkert tiltak med lav kostnadseffektivitetsbrøk bør vurderes å erstattes med et tiltak som er mer sikkert selv om det koster mer. Dersom man automatisk velger de billigste tiltakene uten å se på usikkerheten i beregningene, kan man risikere å satse på feil tiltak. Man bør derfor gjøre følsomhetsanalyser for å se om et hensyntagen til usikkerheten har betydning for valget av de billigste tiltakene.

Flermåls beslutningsanalyse

Kostnadseffektivitetsanalyse baserer beslutningen på bare to kriterier og ser bort ifra at tiltaket kan ha konsekvenser som går utover miljøeffekten, eventuelt flere ulike miljøeffekter. Dersom disse konsekvensene ikke kan verdsettes økonomisk og vurderes i en nytte-kostnadsanalyse vil flermåls beslutningsanalyse være et alternativ. Her vil vektning av de ulike konsekvens-indikatorene og beregning av en samlet systemindeks legges til grunn for rangering av tiltak.

Overføring av resultater fra et vassdrag til et annet

Alle estimater som overføres fra et vassdrag til et annet vil bringe en ny usikkerhet inn i beregningene. Det kan være kostnadstall eller effekter av ulike tiltak. Overføringer av tiltaksestimater må overføres fra vassdrag som i mest mulig grad er lik det vassdraget det skal lages tiltaksplan for.

Estimering av usikkerhet

Rapportering av usikkerhet er også noe som vektlegges i WATECO veilederen og en helt nødvendig del av kvantitativ risikovurdering. For å få et beslutningsgrunnlag man kan stole på, bør usikkerheten knyttet til beregningene av effekter og kostnader av tiltak bestemmes. Et punktesitimat vil indikere at ingen usikkerhet er forbundet med tallet, og dette vil selvsagt bli helt feil siden vi her jobber med planlegging og hva som skal skje i framtiden.

Parameterverdier er enten basert på statistisk usikkerhet i måledata eller den subjektive vurderingen av denne usikkerheten. Usikkerhet kan presenteres på ulike måter for eksempel ved hjelp av standardavvik eller standardfeil, konfidensintervall, miniums- og maksimumsverdier.

Risikovurdering

Det er for de vannforekomstene som har signifikant risiko for ikke å nå miljømålet i 2015 som det skal utarbeides tiltaksplaner for. En konsekvens av dette er at risikobegrepet må tas sterkere inn i planleggingen.

Risiko er definert som konsekvens ganger sannsynligheten for den gitte konsekvens. En kvantitativ bestemmelse av risiko kan la seg gjøre dersom usikkerheten er beskrevet gjennom hele tiltaksplanleggingen, men dette må utprøves mer dersom det skal bli en standardisert metode. En eller annen vurdering av risiko for ikke å oppnå "god vann status" må ligge til grunn for å vurdere unntak enten med utsettelse, lavere miljømål eller erklæring av tungt modifiserte vannforekomster (HMWB).

Med hvilke parametre risiko skal defineres kan være gjenstand for diskusjon av hensyn til konsistens og forståelighet. To ulike definisjoner ble diskutert i kapittel 7.

Lokal deltagelse

Det er også et mål i rammedirektivet at tiltaksplanene skal utarbeides med lokal deltagelse fra offentligheten og i samråd med alle viktige aktører i nedbørfeltet. Det vil bli spesielt utfordrene og skape motivasjon og vilje til finansiering av tiltak som er "nedstrøms" i vassdraget.

Utvikling av scenario for samfunnsutvikling

Det blir viktigere å kartlegge drivkreftene i samfunnet (klima, omlegginger i politikk og sektorer) som har virket i tiden mellom planlegging av tiltak og når miljømålet skal oppnås. For å bestemme de mest effektive tiltakene er det også avgjørende at man følger med på den teknologiske utviklingen slik at også nye tiltak blir tatt med i betraktningen.

9. Litteraturreferenser

Berge og Källqvist 1990.

Bergland, O., K. Magnussen, et al. 1995. Benefit transfer: Testing for accuracy and reliability, Department of Economic and Social Sciences, Agricultural University of Norway.

Hernebring, C. 1992. "Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk". VAV-rapport nr. 1992-02. Stockholm.

Humburset, Flatgård og Lindholm. 1988c. "Tiltaksanalyse på avløpsrensaneanlegg i Mjøsas nedslagsfelt". Strømme-rapport Lillehammer 22. mars 1988.

Iversen, E.R. og Knudsen, C-H, 2000. Utrednings av utslippsforhold ved Aass Bryggeri. Fase 1 - Grunnlagsdata. NIVA-rapport, O-20027, L.nr. 4251, 40 s.

Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Blakar, I., Holmqvist, Branderud, T.E. og Johansen, S.W. 1995a. Tiltak mot forsurening av Suldalslågen. Kalkingsplan. NIVA-rapport L.nr. 3256, 33 s.

Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Skiple, A. og Brandrud, T.E., 1995b. Tiltak mot forsurening av Jørpelandselva. Kalkingsplan. NIVA-rapport L.nr. 3272, 45 s.

Kaste, Ø., Hindar, A., Kroglund, F., Skiple, A. og Branderud, T.E. 1996. Tiltak mot forsurening av Rødneelva. Kalkingsplan. NIVA-rapport L. nr. 3359-95, 40 s.

Knudsen, C-H, Iversen, E.R. og Stene-Johansen, S. O-22027. Aass Bryggeri. Disponering av prosessavløpsvann. NIVA-notat, 6. Oktober 2000. 11 s.

Lien, L, Raddum G.G. and Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water – invertebrates and fish, Acid Rain Report No. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, 36 p.

Lindholm, G., Nordeidet, B., Ratnaweera, H. og Aasgaard, G. 1999. "Renseanlegg og system for avløp. Integrert modellering og beregning av totalutslipp". NIVA-rapport Lnr. 4113-99

Lindholm, O. 1983. Samlet optimalisering av avløpsrensaneanlegg og avløpsledningsnett. O-82124 NIVA.

Lindholm, O. Vurdering av usikkerhetene i beregning av kost-effekt for noen kommunaltekniske miljøverntiltak. NIVA-notat 4. februar 1987.

Lindholm, O. 1988a. "Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord. Forurensning fra overvann. Sandvika 20. januar 1988.

Lindholm, O. 1988b. Tiltak mot overvannsutslipp i Mjøs-området. Strømme-rapport. Sandvika 14 mars 1988.

Lyche Solheim, A., N. Vagstad, et al. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.

Lyche Solheim, A., Borgvang, S.A., Vagstad, N., Barton, D., Øygarden, L., Turtumøygrad, S., Braband, Å og Røhr, P.K. 2003. Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs

- Vanndirektiv i Vansjø-Hobøl. Fase 2: Skisse til veildere for karakteriseringsoppgavene i 2004, samt forslag til overvåkningsprogram. NIVA rapport 4737-2003, 107 s.
- Magnussen, K., Romstad, E. og Barton, D.N. 2003. Eksempler på tiltaksanalyser og tiltakskostnader knyttet til vannforekomster. Forberedende arbeid i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann. KM Miljøutredning, rapport 2003-01. ISBN: 82-996648-1-0.
- Skipple Ibrekk, A. og Lindholm, O. 2003. Metodiske utfordringer ved tiltaksanalyser innen "Rammedirektivet for vann". VANN nr. 4, ss. 433-437.
- Snilsberg, P., Roseth, R. og Amundsen, C.E. 2002. Naturbaserte behandlingsanlegg for veiavrenning – undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg langs ny E6 Korsgården – Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001. Jordforsk rapport 13/02, 53 s.
- SFT 1995. Miljøsmål for vannforekomstene- Hovedveiledning. Veiledning 95:05. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Statistisk sentralbyrå. 2003. Byggekostnadsindeksene. www.ssb.no
- Statens vegvesen/Veidirektoratet 1997. Vegavrenning. Aktuell miljøforskning. Miljø- og samfunnsavdelingen MISA 97/08.30 s.
- Sørensen, J., Bjerkeng, B., Bratli, J.L., Knutzen, J. og Magnusson, J., 1995. Miljøsmål for Drammenselva og –fjorden. NIVA-rapport O-94063, L.nr. 3198, 102 s.
- Transportøkonomisk Institutt 2000. Miljøhåndboken. Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder.
- WATECO 2002. Economics and the Environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.
- Øren, K. 1983. Lineær programmering til kostnadsoptimalisering av tiltak mot forureiningar. NIVA-rapport L.nr. 1454, 40 s.
- Vose, D. 1996. Quantitative risk analysis. A Guide to Monte Carlo Simulation Modelling. Chichester, John Wiley & Sons.

Vedlegg A. Eksempel på gjennomføring av kostnadseffektivitetsanalyse for prioritering av tiltak

Innledning

Eksemplet er hentet fra Lyche Solheim et al. (2002) og skal illustrere bruken av usikkerhet i tiltaksanalyser for å vurdere risiko for ikke å oppnå Rammedirektivets miljømål. Metoden er skissert i kapittel 7.

Det viktigste forvaltningsproblemet ved vannforekomstene i Morsa-nedbørfelt er eutrofiering og periodisk algeoppblomstring som resultat av avrenning av næringssalter fra landbruket, fra spredt avløp og restutslipp og lekkasjer i kommunalt avløp. En tiltaksanalyse ble gjennomført for nedbørfeltet der man etablerte miljømål for 10 elvestrekninger og de 5 viktigste innsjøene i feltet. Effekt av tiltak i form av total fosfor avlastning per elvestrekning og innsjø, samt totale tiltakskostnader ble vurdert for en rekke tiltak.

Kostnadseffekt av hvert tiltak er beregnet som et gjennomsnitt for hele nedbørfeltet fordi tiltakskostnadene ikke er differensiert på del-nedbørfeltet. Ideelt ville tiltaksanalysen resultere i differensiert prioritering av tiltak basert på kostnadseffektivitet i hvert delnedbørfelt, men som vi vil se er databehovet stort³.

Som en forenkling for å få frem metoden med risikovurdering skal vi illustrere usikkerhet i miljømålet for totalt avlastningsbehov for hele nedbørfeltet, versus total tiltakseffekt. Dette eksemplet på nedbørfeltsnivå får ikke frem at miljømålene i Rammedirektivet skal gjelde for hver vannforekomst. Det følger av dette at kostnadseffektivitetsanalysen og tiltaksprioriteringer må differensieres på vannforekomst-nivå. Heri ligger en betydelig utfordring i den økonomiske analysen som vi ikke får frem med det påfølgende eksemplet.

Rangering av tiltak kostnadseffektivitet

Det første skrittet i risiko-vurderingen er å beregne tiltakseffekt og kostnadseffektivitet for det individuelle tiltak. Tiltakene rangeres så etter kostnadseffektivitet for å kunne vurdere hvilken tiltakspakke vil kunne oppnå miljømålet med akseptabel sannsynlighet til minste total kostnad. I tabellen nedenfor er usikkerhet lagt inn som enkle intervaller. Disse viser at tiltakene er entydig rangerbare for kostnadseffektivitet målt ved bio-P.

³ På samme måte som gjennomsnittlige kostnadseffektivitetstall ikke nødvendigvis kan overføres fra et nedbørfeltsdistrikt til et annet p.g.a variasjon i lokale/regionale avrenningsforhold mm.

Tabell A.1. Kostnader, effekter og kostnadseffektivitet for alle kvantifiserbare landbaserte tiltak. (Morsa) (tilpasset fra Lyche Solheim et al. 2001).

Utredede kvantifiserbare tiltak	Årskostnad (tusen kr) ⁴	Effekt (ant kg red. tot-P)	Kostnads effektivitet tot-P (tusen kr. /kg P)	Biotilgj. faktor, b	Effekt (ant kg red. bio-P)	Kostnads effektivitet bio-P	Rangering
Jordbruk							
Endret jordarbeiding	297-825	3300	0,09-0,25	0,2	660	0,45-1,25	1
Vegetasjonssoner ¹	28-56	100-200	0,27	0,2	20-40	1,35	2
Fangdammer ²	730-1,700	1300-1700	0,49-1,13	0,2	260-340	2,44-5,67	4
Grasdekte vannveier ³	-	-	-	-	-	-	
Totalt jordbruk	1055-2580	4700-5200			930-1030		
Spredt avløp	10431	1531	6,8	0,7	1072	9,7	5
Kommunalt avløp							
Utbedring av feilkoplinger	293-583	301	1,0-1,9	0,6	181	1,6-3,2	3
Red. overløp	-	109	-	0,6	65	-	
Red. utlekking fra komm. ledn.	-	104	-	0,6	62	-	
Overføring av restutslipp fra renseanlegg ⁵	3500	67	52	0,3	20	175	7
Overføring av restutslipp fra renseanlegg i framtiden ⁶	3500	201	17	0,3	60	58	6
Totalt kommunalt avløp ⁷	ca.4000	368			200		
Totalt kvantifisert⁷	15279-17094	6600-7100			2220-2344		

Total tiltakseffekt for hele tiltakspakken er beregnet til mellom 6600-7100 kg tot-P per år. I dette tilfelle viser det seg at alle vurderte tiltak må være en del av tiltakspakken for at det skal være noen sannsynlighet å nå miljømålet for akseptabel tot-P belastning i f.eks. Storfjorden (8651 kg tot-P).

Usikkerhet i kostnadseffektivitets-beregningene kan også modelleres dersom det finnes informasjon om variasjon i tiltakskostnader. Målsettingen i forhold til rapportering under Rammedirektivet vil være å gi et kvantitativt bilde av hvilke tiltak i en handlingsplan for nedbørfeltet som er forbundet med størst usikkerhet, og der det eventuelt vil kreve ekstra datainnsamling for å kunne gi en entydig prioritering av tiltak. Det vil da være mulig å foreta avveininger mellom ytterligere reduksjon av risiko mot økninger i tiltakskostnader.

Kvantifisering av usikkerhet i risikovurderingen

Som en forenkling for å få frem metoden med risikovurdering skal vi illustrere usikkerhet i miljømålet for totalt avlastningsbehov for hele nedbørfeltet ned til Storfjorden, versus total tiltakseffekt i nedbørfeltene med avrenning til Storfjorden. Dette eksemplet på nedbørfeltsnivå får ikke helt frem at miljømålene i Rammedirektivet skal gjelde for hver vannforekomst. Det følger av dette at kostnadseffektivitetsanalysen og tiltaksprioriteringer må differensieres på vannforekomst-nivå, inkludert ulike elvestrenger i nedbørfeltet. Heri ligger en betydelig utfordring i den økonomiske analysen som vi ikke får frem med dette forenklede eksemplet.

Usikkerhet om miljømål

Bergening av miljømålet akseptabel tot-P er gjort ved hjelp av en ligning for akseptabel fosfor konsentrasjon (Bratli et al. 1995 i Lyche Solheim et al. 2001) og akseptabel fosfortilførsel (Larsen og Mercier 1976 i Lyche Solheim et al. 2001).

Vi har inkludert usikkerhet om årlig avrenning (Q) i beregningen av avlastningsbehov gjennom å inkludere en normalfordeling der forventet $Q=247$ mill. m³/år med st.avvik.=67. Alle andre parametre er holdt konstante i første omgang. Så vil vi illustrere noen problemer med modellering av usikkerhet om flere variable, i dette tilfelle fosfor-konsentrasjoner.

Tabell A.2. Beregning av miljømål for Vansjø-Storefjorden med usikkerhet (eksempel)

Parameter	Beregning	Benevning	Forventet verdi	Usikkerhet
Volum (V)	målt	Mill m ³	210	ingen
middeldyp (z)	målt	m	9,2	ingen
årlig avrenning (Q)	målt	mill m ³ /år	247	Normalfordelt st.avvik=67
tot-P konsentrasjon(årsmiddel) (P _{målt kons})	målt	mg/m ³	lokalitets- spesifikk	Normalfordelt St.avvik/forvent- ning =0,28*
retensjon (R)	$R=1/(1+\text{SQRT}(Q/V))$		0,69	
akseptabel tot-P konsentrasjon, P _a	$= 30,13 - 8,68 \cdot \ln z$	mg/l	11	
akseptabel tot-P tilførsel, P _{a inn}	$= P_a \cdot Q / (1-R)$	kg P/år	8659	
dagens tilførsel, P _{inn}	$= \Sigma (P_{\text{målt kons}} \cdot Q)$	kg P/år	17310	
antropogen tilførsel, P _{ant}	$= P_{\text{inn}} - P_n$	kg P/år	13440	
naturlig tilførsel, P _n	$= \Sigma (P_{\text{est. naturlig kons}} \cdot Q)$	kg P/år	3870	
akseptabel antropogen tilførsel, P	$= P_{a \text{ inn}} - P_{\text{ant}}$	kg P/år	4789	
avlastningsbehov Storefjorden	$= P_{\text{ant}} - P$	red. kg tot-P/år	8651	
% antropogen tilførsel som må fjernes	=		0,64	

Kilde: tilpasset fra tabell 15 i (Lyche Solheim et al.2001). Merknad: *gjelder Hobølelva. Det antas som en forenkling at årsvariasjon i fosforkonsentrasjon i Hobølelva (st.avvik/forventet) er representativ for alle elver til Storefjorden. Korrelasjonskoeffisienten mellom fosfor-konsentrasjon og avrenning er 0,35.

Avlastningsbehov for Storefjorden forventes å være 8651 kg tot-P/år uten usikkerhet. Dette tallet – med usikkerheten som ligger i variasjon i årlig avrenning - sammenlignes med forventet tiltakseffekt for å vurdere risiko for ikke å oppnå miljømålet. En mer nyansert modellering av usikkerhet ville ta hensyn til usikkerhet i beregning av akseptabel tot-P konsentrasjon og korrelasjonen mellom variasjon i avrenning (Q) og retensjonskoeffisienten (R). Vi har ikke gjort det her for å forenkle fremstillingen.

Usikkerhet i tiltakseffekt

Jordbrukstiltak

Endret jorbearbeiding. Ingen usikkerhet er modelert.

Vegetasjonssoner. Usikkerhet om det er 5-10% av arealet som kan dreneres til vegetasjonssoner er inkludert som et interval/flat fordeling.

Fangdammer. Usikkerhet omdammene har 30-40% spesifikk effekt er inkludert som et interval.

Spredt avløp. Usikkerhet om effekt er inkludert ved å anta at vi med 90% sannsynlighet kan si at effekten ligger +/- 10% i forhold til forventet verdi beregnet i GIS i avløp (triangulærfordeling).

Kommunalt avløp. Usikkerhet om effekt er inkludert ved å anta at vi med 90% sannsynlighet kan si at effekten ligger +/- 30% i forhold til forventet verdi som er beregnet (triangulærfordeling).

Alle de andre parameterene og variablene holdes konstant som i den opprinnelige tiltaksanalysen.

Tabell A.3. Eksempel på forventet tiltakseffekt i Storefjorden (redusert kg tot-P / år)

Delnedbørfelt	Jordbruk	Spredt avløp	Kommunalt avløp	Totalt	Sum total
Langen	47,5	116	1	164,5	6531
Våg og Mjær	150,5	197	168	515,5	
Hobølelva	1936	483	84	2503	
Kråkstadelva	1344	144	10	1498	
Hobølelva - nedre	503	155	14	672	
Mørkeelva - Veidalselva	303,5	80	2	385,5	
Sæbyvannet - Svinna	454,5	187	6	647,5	
lokale tilførsler Storefjorden	97	47	1	145	
lokale tilførsler Vanemfjorden	130	112	127	369	
Mosseelva	1	9	101	111	
Usikkerhet	Veg.soner 5-10%; fangdammer 30-40% Se tekst	+/-10%	+/-90%		

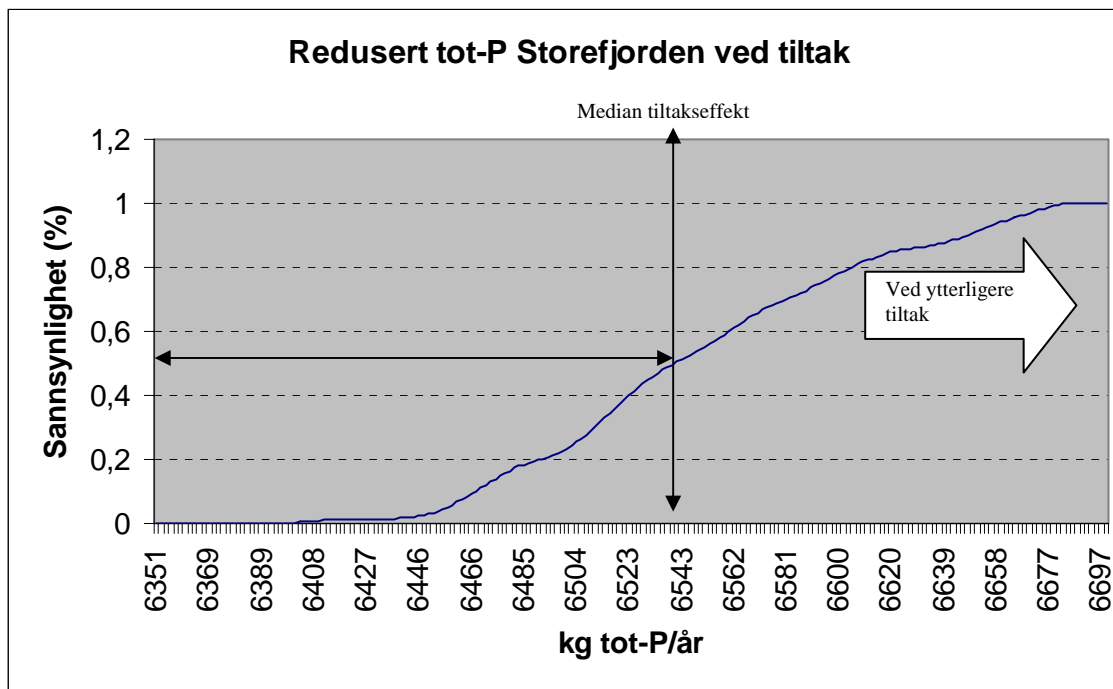
Kilde: tilpasset fra tabell 20 Lyche Solheim et al. 2001. Forventet tiltakseffekt beregnet i Lyche Solheim er noe høyere (7001 kg. Tot-P /år). Tallene som brukes er ment som eksempler og er ikke kvalitetssikret i forhold til originalrapporten.

Forventet tiltakseffekt uten usikkerhet er summert til 6531 red. kg tot-P for nedbørfeltet til Storefjorden. Dette tallet sammenlignes med avlastningsbehov beregnet i A.2.

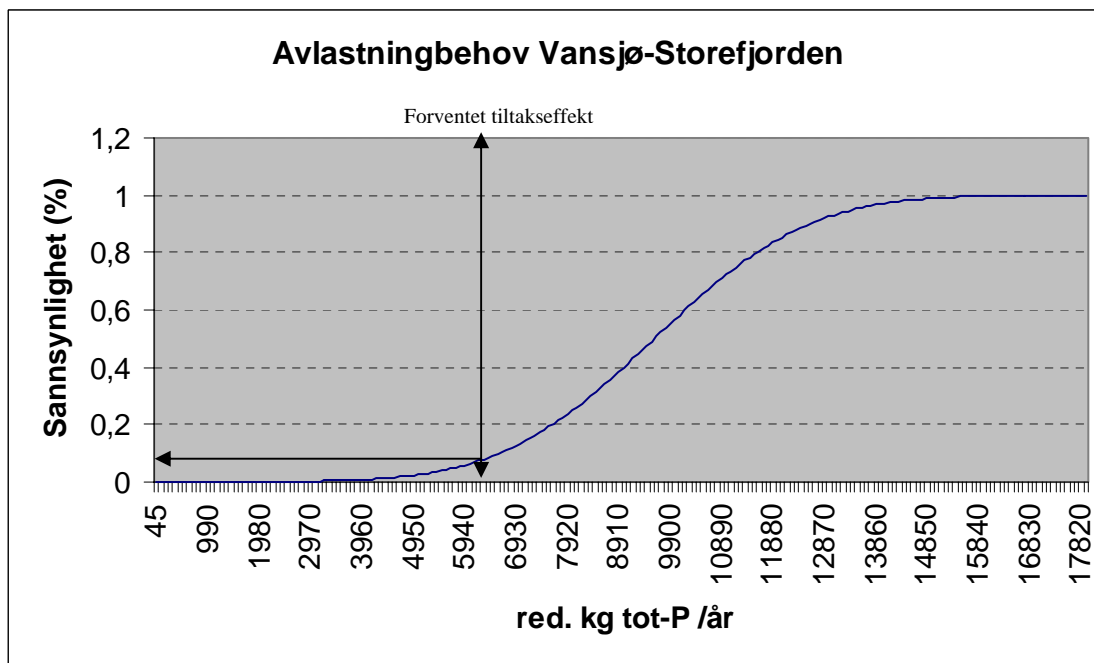
Tabell A.4. Oppsummering av antagelser om usikkerhet i risikovurderingen

Avhengig variabel $E=f[x_i(y_i)]$	Forklarings- variable (x_i)	Målehet	Beskrivelse av usikkerhet						Kilde
			Sannsynlighets- fordeling	Forventet verdi	st.avvik	+/- avvik (%) CV 90% konfidens	min	max	
Miljømål/ Avlastningsbehov									
	Avrenning	mill m3/år	normal	247	67				statistikk
	Fosfor- konsentrasjon	mg/m3	normal	Lokalitets- spesifikk		0,28			statistikk
Tiltakseffekt									
Fangdammer	Spesifik effekt	%	uniform	35%		5%			skjønn
Vegetasjonssoner	Effektivt areale	%	uniform	7,5%		2,5%			skjønn
Spredt avløp	Totaleffekt	Kg tot-P	triangulær			10%			skjønn
Kommunalt avløp	Totaleffekt	Kg tot-P	triangulær			30%			skjønn

Merknad: CV=coefficient of variation (st.avvik/forventet verdi)

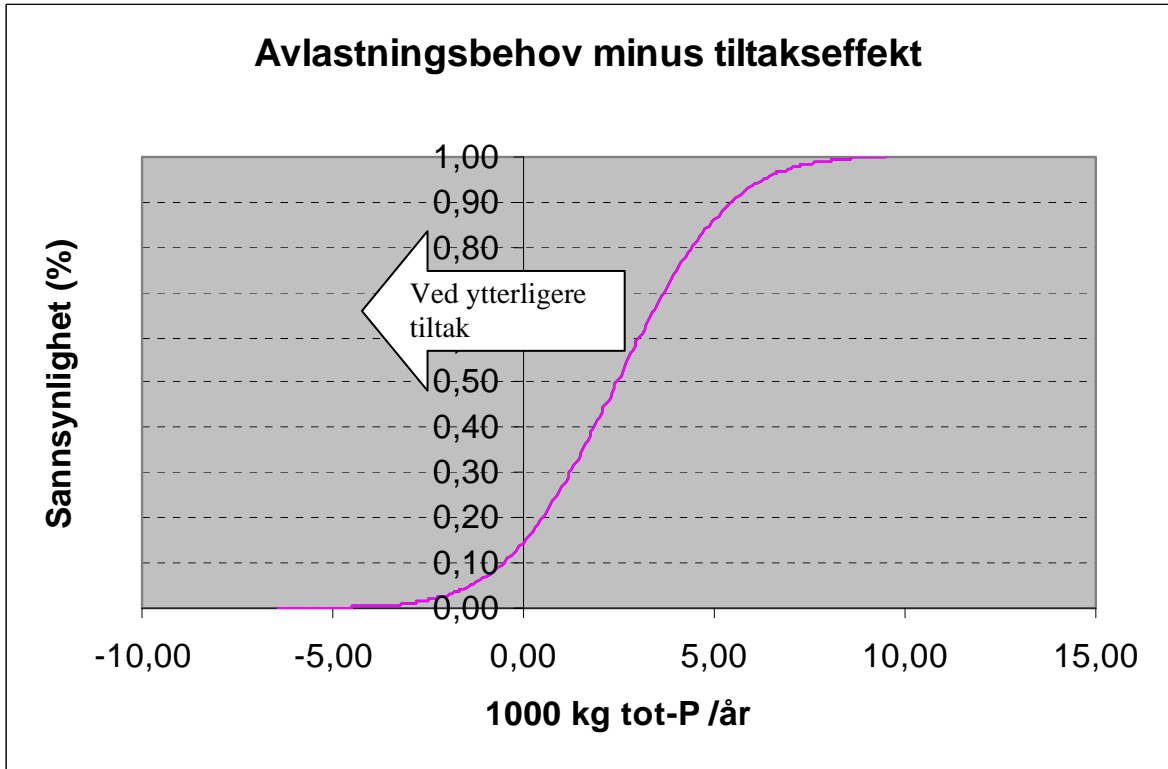
Figur A.1. Sannsynlighetsfordeling for tiltakseffekt i Storefjorden

Merknad: Ved usikkerhet knyttet til effekt av jordbrukstiltak, spredt avløp og kommunalt avløp. (Sannsynlighet: multipliser med 100 for å få %)

Figur A.2. Sannsynlighetsfordeling for avlastningsbehov i Storefjorden

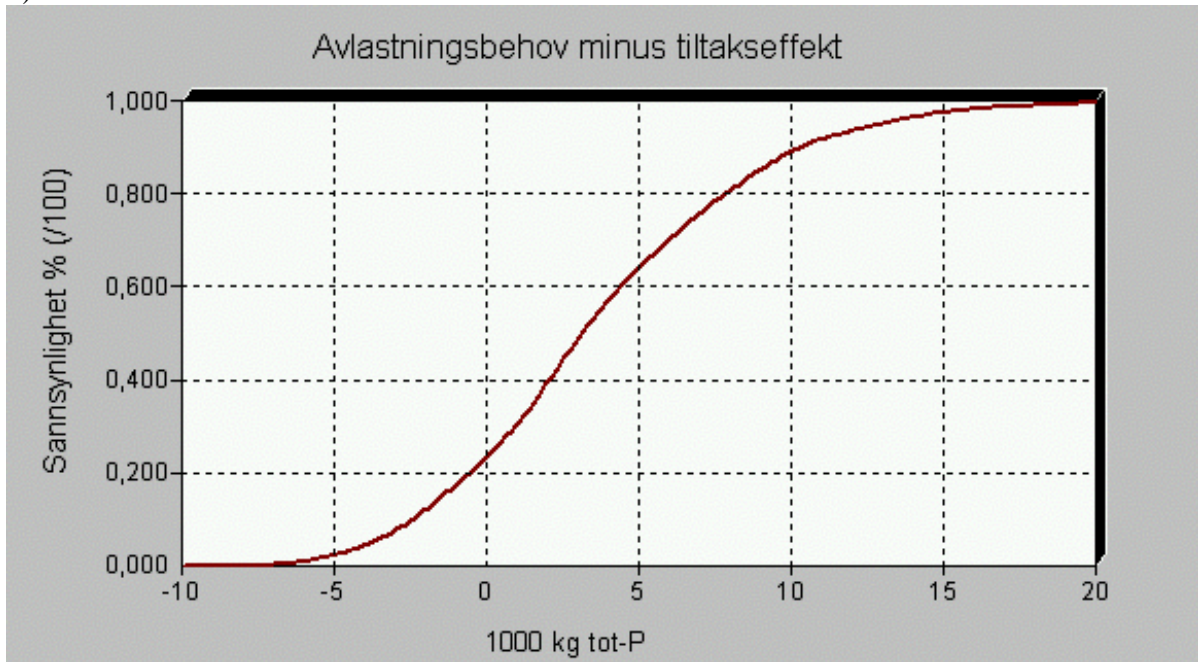
Merknad: ved usikkerhet om årlig avrenning. (Sannsynlighet: multipliser med 100 for å få %)

Figur A.3. Risiko for at miljømålet ikke nås når alle vurderte tiltak gjennomføres (usikkerhet i Q)



Merknad: Usikkerhet i årlig avrenning, og tiltakseffekt. Sannsynlighet: multipliser med 100 for å få %

Figur A.4. Risiko for at miljømålet ikke nås når alle vurderte tiltak gjennomføres (usikkerhet i Q og P)



Merknad: Usikkerhet i årlig avrenning (Q), fosforkonsentrasjon (P) og tiltakseffekt.

Figur A.1 viser hvordan median tiltakseffekt leses av ved sannsynlighet = 0,5. Dette tilsvarer også forventet tiltakseffekt uten usikkerhet beregnet i tabell A.3 ⁴. Vi ser at det er ingen sannsynlighet for at total tiltakseffekt i Storefjorden ligger over 6700 kg tot-P/år.

I figur A.2 er forventet tiltakseffekt plottet over sannsynlighetsfordelingen for avlastningsbehov (miljømålet). Vi ser at det er omtrent en 10% sannsynlighet for at miljømålet vil nå dersom det ikke er usikkerhet om tiltakseffekt.

Når usikkerhet i både tiltakseffekt og miljømål kombineres får vi et samlet mål på risiko for at miljømålet ikke nås – dvs. sannsynligheten for at avlastningsbehov minus tiltakseffekt er høyere enn null. Vi ser av figur A.3 at sannsynlighet for at avlastningsbehov overstiger tiltakseffekt er (fortsatt) omtrent 90%. Ved å øke forventet tiltakseffekt ved å gjennomføre flere vil vi naturligvis redusere risikoen. Ytterligere tiltak vil være mindre kostnadseffektive og risiko-reduksjon vil være en avveining mot stigende tiltakskostnader.

Figur A.4 illustrerer problemet med modellering av usikkerhet i flere variable. Her er det antatt at variasjon i årsgjennomsnitt for fosfor-konsentrasjon i Hobølelva er representativ for variasjon i samme parameter i alle vannforekomstene som drenerer til Storefjorden (se tabell A.2). Det er imidlertid ikke tatt hensyn til korrelasjon mellom avrenning og fosfor konsentrasjon eller korrelasjonen mellom fosfor-konsentrasjoner langs elvastrengen. Dette fører til at usikkerheten omkring avlastningsbehov ser større ut enn den egentlig er. Denne økte usikkerheten gir inntrykk av at sannsynligheten for å oppnå miljømålet blir større (fra omlag 10% i figur A.3 til omlag 20% i figur A.4). Dette viser at en fullstendig modellering av usikkerhet og vurdering av risiko i en tiltaksanalyse stiller store krav til kvantifisering av simultan effekter.

Konklusjon: ved å rapportere et kvantitativt miljømål har man også muligheten til å kvantifisere risiko for ikke å oppnå miljømålet. En slik rapportering oppfylder intensjonene i Rammedirektivet på en ideell måte. Samtidig stiller vurdering av risiko i kostnadseffektivitetsanalyser større krav til dokumentering av usikkerhet i målevariable og interaksjonen mellom disse.

⁴ Median=forventning når usikkerheten ved tiltakseffekt er tilnærmet normalfordelt.

Vedlegg B. Flermålsbeslutningsanalyse

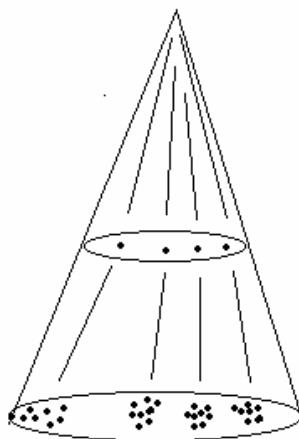
Problemstilling

Alle problemstillinger har indikatorer som er situasjonsbestemte. Man må derfor ta ut de indikatorene som passer for denne.

Tabell B.1. Eksempler på noen indikatorer felles for de fleste problemstillinger/infrastrukturer:

Eksempler på felles indikatorer for de fleste typer infrastrukturer	Benevning/ dimensjon
Økologi og miljøindikatorer	
Forbruk av elektrisitet	KWh/år /person
Bruk av fossilt brennstoff (f.eks. drivstoff)	MJ/person/år
Miljøgifter til vannforekomster. (f.eks Cu, Cd, Hg og mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, Nonylphenol, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Miljøgifter til luft. (f.eks Hg, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Miljøgifter til jord. (f.eks Hg, Cd, Cu, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Forbruk av ikke-fornybare ressurser (f.eks P, K, olje)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Bidrag til klimaendringer	CO ₂ -ekvivalenter pr person eller serviceenhet og år
Bruk av verdifullt areal	m ² pr serviceenhet (eller person)
Sosiale indikatorer	
Innsyn i og deltagelse i planprosessen og virkemåte for alle grupper og interessenter	Kvalitativ
Brukernes (ulike gruppers) aksept og adferd	%
Helsemessige indikatorer	
Hygienisk sikkerhet og ulykkesrisiko	Risikoberegning
Tekniske indikatorer	
Samvirke med andre infrastrukturer	Kvalitativ
Fleksibilitet overfor nye behov og krav	Kvalitativ
Økonomiske indikatorer	
Investeringer, drift og vedlikehold	(kr/person/år)
Kost/effekt, kost/nytte for en service-enhet	kr/enhet
Villighet til å betale for en service-enhet	kr/enhet
Tapte økonomiske utnyttelsesmuligheter ved oppbinding til en løsning	kr/service-enhet
Miljøskader, kostnader for opprydning og skader på de økologiske ressurser	kr/service-enhet

Når man har tallfestet verdier for de ulike indikatorene, kan disse vektet mot hverandre. Som figur B.1 viser kan dette gjøres på tre nivåer.



Figur B.1. Nivåer for vektning av indikatorer.

Hvert punkt i figuren illustrerer en indikator. På laveste nivå er alle indikatorene holdt separat og ikke vektet (aggregert). Dersom man velger aktivt å ikke vekte disse indikatorene blir valget av alternativ basert på tilfeldigheter, følelser, eller sterkt preget av subjektive meninger om de ulike forhold og problemer. En følge av ikke å vekte kan være at man ubevisst tillegger hver indikator like stor vekt, eller ubevisst prioriterer betydningen av noen få indikatorer i beslutningen (såkalt "ankring").

På det midtre nivået har man indikert at indikatorene på laveste nivå kan samles i naturlige grupper. Dette kan være en gruppe for lokale luftindikatorer, en gruppe for indikatorer for globale atmosfæriske problemer, en gruppe for sosiale indikatorer, en gruppe for økonomiske indikatorer, o.s.v. Videre kan man vekte disse gruppene mot hverandre. Man oppnår da å få betydelig færre indikatorer og man vekter problemområder eller større samlende hensyn mot hverandre. I så fall blir man stående med for eksempel 4-6 gruppeindikatorer. Hvis man velger å ikke vekte disse videre sammen til en samlende systemindeks, står man igjen overfor problemet med at man må vekte disse ubevisst, på "magefølelsen", preget av egne subjektive syn, eller på politiske hensyn.

I figurens øverste nivå har man vektet seg frem til *en* systemindeks. Dette kan enten gjøres fra det midtre nivået eller direkte fra laveste nivå. Argumenter mot å bruke *en* systemindeks går på at svært mye informasjon ikke vises dersom man bare ser på de ulike alternativenes systemindekser. Imidlertid vil man aldri bare se på systemindeksen alene, men parallelt sammenholde med og arbeide med alle tre nivåer som er indikert i figuren. Kognitiv forsknings har imidlertid vist at beslutningstagere bare kan håndtere opptil 7-8 ulike beslutningskriterier/indikatorer samtidig, noe setter en grense for hvor langt ned i hierarkiet man kan beskrive beslutningsproblemet.

Den vekten man tildeler en indikator er blant annet avhengig av tallstørrelsen på indikatoren selv. Dette kan illustreres ved å peke på at dersom et teknisk alternativ medfører så store utslipp av for eksempel dioksin at helsen til folk i omgivelsene blir sterkt truet, må vekten på denne indikatoren bli så høy at alternativet i praksis blir en sikker taper i forhold til andre alternativer.

På den annen side kan det ofte forekomme at en indikator som representerer et meget alvorlig problem, bør få en meget lav vekt. Dette kan virke som et galt utsagn, men vi skal forklare sammenhengen i det følgende:

Global oppvarming er i alle viktige kretser ansett for å være et meget alvorlig problem mot bærekraften til verdenssamfunnet, og utslipp av CO₂ bidrar sterkt til problemet. Så for en infrastruktur

som vegtransport med store utslipp av CO₂ fra kjøretøy vil denne indikatoren måtte få en betydelig vekt. Dersom man imidlertid ser på en infrastruktur som for eksempel vannforsyningen i Norge, er utslippet av CO₂ mye mindre enn 1 promille av samfunnets totale CO₂-utslipp. Dette betyr at dersom man vurderer en vannforsynings situasjon med to ulike alternativer, må man ikke la CO₂ utslippet ha betydning for valget, selv om det ene alternativet har tre ganger større utslipp enn det andre. Dette fordi selv det ugunstigste alternativet i denne sammenheng ikke representerer problemer av betydning. Normalt vil man derfor ikke inkludere CO₂ som en parameter i en analyse av ulike vannforsyningsalternativer. Det er med andre ord slik at man ikke gir vekt til det problemet indikatoren representerer generelt eller globalt, men man gir vekter til indikatorens viktighet for den lokale aktuelle problemstillingen.

Vekting av beslutningskriterier og -mål

Et annet viktig poeng i vektarbeidet er at man har en viss balanse mellom antallet indikatorer på ulike problemområder og for ulike dimensjoner som økologi, økonomi og sosiale aspekter. For eksempel kan det føre galt avsted å ha med 5 indikatorer for luftkvalitet og bare en indikator for vannforurensinger. Eller å bare ha en indikator for sosiale aspekter, en for økonomi og 10 for økologiske aspekter. Da må man i alle fall ha reservert en ramme for vektene på hvert hovedfelt, som tilhørende indikatorer må dele på.

Man vil alltid ha en viss subjektivitet i tildelingen av vekter til indikatorene. De fleste teknikker som er utviklet og prøvd i praksis kan sorteres i tre hovedgrupper:

Metoder for vekting	Hva/hvem foretar vekting?
a) Avstand til målet eller til en grenseverdi.	Modellering (forskere)
b) Økonomiske metoder, som f.eks. betalingsvillighet.	Spørreundersøkelser (husstander/forbrukere)
c) Panelmetoder.	Ekspertvurdering (forskere, forvaltere)

Fordi vektingen er i mer eller mindre grad subjektiv er valg av metode avhengig av om de som foretar vektingen har et mandat, mao at beslutningsgrunnlaget er avklart. Beslutningsgrunnlaget i Rammedirektivet er avklart til å være kostnadseffektivitetsanalyse, som er noe beslektet med pkt. (a).

a) "Avstand til målet"- metoder blir vektene vurdert på basis av i hvilken grad situasjonen i det aktuelle området eller problemet som indikatoren representerer, er langt fra de krav eller grenser som regnes som forsvarlig.

For eksempel vil ikke forbruk av naturressursen vann i Sogn- og Fjordane være et påtrengende problem, og denne indikatoren vil måtte få en lav vekt. På den annen side, vil for eksempel et utslipp av kvikksølv i en fjord med kostholdsrestriksjoner på inntak av fisk (fordi kvikksølvinnholdet allerede er for høyt), måtte få en høy vekt.

b) Økonomiske metoder benytter mange ulike teknikker. I det følgende er noen av disse nevnt som basis for tildeling av vekter:

- Villigheten til en person eller gruppe til å betale for å unngå et problem eller ulempe, eller for å redusere problemet, blir utgangspunktet for å tildele vekter. For eksempel vil en person kunne si at han kunne tenke seg å betale 100/år kr for hver desibel støyen reduseres med, 80 kr for hver enhet siktedypet i innsjøen bedres seg med, 50 kr/år for hver enhet luftforurensingene

minkes med o.s.v.

- Kostnadene for å redusere utslipp av forurensinger for å nå en viss miljøkvalitet.
- Kostnadene påført samfunnet som følge av utslipp og uheldige påvirkninger.
- Forandringer i markedsverdiene av forskjellige objekter som f.eks. eiendommer, bedrifter, etc., som følge av nye prosjekter eller tiltak (Hedonic pricing). For eksempel vil man kunne vurdere reduksjonen i markedsverdien for nærliggende hus inntil en vei, hvis denne bygges ut til å bli en motorvei kontra at man for eksempel satser på en offentlig baneløsning.

c) Panel metoder benytter grupper av eksperter og/eller aktører, brukere av infrastrukturen eller de som er berørte av de ulike alternativene.

For di tildeling av vektor til de ulike indikatorene nesten alltid er kontroversielt, vil det være hensiktsmessig å inkorporere et tverrsnitt av alle grupper med ulike interesser og aktører med ulike syn. Mange ulike teknikker er i bruk når det gjelder å veilede og organisere arbeidet i panelet. Den såkalte "Delphi-teknikken" er mye brukt. Utfallet av vektingen vil ofte være påvirket av hvordan vektingen organiseres. I panelmetoder kan man lett inkorporere kvalitative, sosiale og politisk tilknyttede indikatorer.

En mulig teknikk er å la gruppen møtes først i plenum for å gi gruppen en objektiv informasjon fra ulike eksperter og myndigheter og la deltagerne få stille spørsmål om de ulike alternativene. De ulike personene skal så gi sine individuelle vektorer, som etterpå kan rapporteres åpent eller anonymt i plenum. Man fokuserer på avvikene i avstemningene. Personene kan utdype hvorfor de nettopp vektet slik de gjorde, hvilket kan medføre at andre personer eller personen selv endrer noe på avstemningen som skjer i en ny runde. Normalt blir det en betydelig konvergens i vektingen etter hvert. Man må imidlertid forvente klare forskjeller i vektingen i sluttresultatet.

Eksempel på en enkel vekteanalyse

Tabell B.2 viser et eksempel på en vekteanalyse for et avløpsdistrikt hvor det er behov for å bygge et nytt avløpssystem. Man har valgt mellom å bygge et konvensjonelt avløpssystem med ledninger som fører avløpet frem til et sentralt felles avløpsrenseanlegg, eller et naturbasert desentralisert system hvor alle hus har sitt eget jordrenseanlegg.

Det er valgt ut 13 indikatorer som anses relevante og som gir ulike tallstørrelser for de to systemene. I tabell 2 er verdiene for indikatorene normalisert. Det vil si at man har beregnet relative størrelser i forhold til den største av verdiene, som alltid settes til 100. For eksempel viser tabell 2 at det konvensjonelle systemet bruker 74 % elektrisk strøm i forhold til hva det naturbaserte bruker og at det naturbaserte systemet bruker 81 % av vannmengden i forhold til det konvensjonelle systemet, o.s.v.

Tabell B.2. Vekt tildelt indikatorene og normalisert verdi (score) for indikatorene, samt beregning av "miljøstraffepoeng".

Indikatorer	Vekt i %	Tallstørrelse (score) for indikatorene		"Miljøstraffepoeng"	
		Konvensjonell	Naturbasert	Konvensjonell	Naturbasert
Netto bruk av elektrisitet	12	74	100	888	1200
Vannforbruk	2	100	81	200	162
Fossil energi for anleggsfasen (diesel) *	11	100	13	1100	143
Resirkulert fosfor til landbruket	13	100	80	1300	1040
Utslipp av fosfor til vannforekomster	11	57	100	627	1100
Kjemikalier til avløpsrensplanlegget	3	100	0	300	0
Utslipp til jord	8	100	33	800	264
Utslipp til luften. Lokalt *	2	100	14	200	28
Utslipp av CO ₂ . Globalt *	2	100	14	200	28
Arealforbruk	12	10	100	120	1200
Innvirkning på området estetiske og rekreasjonsmessige karakter	6	95	100	570	600
Helse og sikkerhet	8	90	100	720	800
Ulemper og ubehag for beboerne med drift og vedlikehold av egne avløpssystemer	10	5	100	50	1000
SUM	100			7075	7565

* (Diesel for transport av slam og kjemikalier og medfølgende luftforurensninger er ikke med i beregningene)

Systematikken i tabell B.2 er at vekten for hver indikator multipliseres med indikatorens tallverdi/score. Man får da det som i tabellen er kalt "miljøstraffepoeng". Den summerte miljøstraffepoengsummen for det konvensjonelle avløpssystemet ble i dette tilfellet 7075 og for det naturbaserte avløpssystemet 7565 poeng. Den laveste poengsummen representerer den beste bærekraften. Hver enkelt lokalitet og situasjon er unik og resultatet av analysene vil derfor variere sterkt fra tilfelle til tilfelle.

Fordi tildelingen av vekter til indikatorene ofte blir mer eller mindre subjektiv, er det meget viktig å gjøre følsomhetsanalyser på vektene. Dette viser hvilke indikatorer som har avgjørende betydning for hvilke alternativ som kommer ut som mest bærekraftig. Man kan på den måten "finvekte" de avgjørende indikatorene.

Som man ser av tabell B.2 er ikke kostnader med som en indikator der. Prinsipielt kan kostnadene enten beregnes separat og sammenholdes til slutt med miljøindeksen, eller man kan inkorporere kostnadene som en av indikatorene *sammen med* de sosiale og økologiske indikatorene.

Tabell B.3. Sammenligning av kostnader og "miljøstraffepoeng".

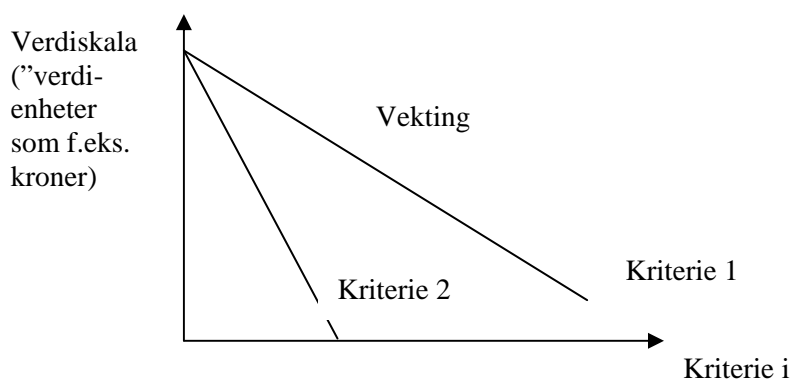
Parameter	Konvensjonelt alternativ	Naturbasert alternativ
Årskostnader, inkludert kapitalkostnader.	7200 kr /person og år	5200 kr /person og år
"Miljøstraffepoeng"	7075	7565

I dette eksempelet blir det konvensjonelle alternativet dyrest men mest bærekraftig. Man må i slike tilfeller gjøre en avveining på hva man mener hvert miljøstraffepoeng er verdt i kroner. Eller sagt på en annen måte, må man bestemme hva man er villig til å betale for en øket bærekraft. Dette vil normalt være et spørsmål politikere må involveres i.

Flermålsbeslutningsanalyse ved hjelp av IT-verktøy

IT-verktøy for flermåls-beslutningsanalyse er designet i forskningsmiljøer for en rekke spesialiserte problemstillinger, som f.eks. valg av spredte avløpsløsninger (SANEX m.fl.). En rask gjennomgang av to generelle software for "multi-criteria analysis" (MCA) som tilbys på markedet illustrerer noe av hovedforskjellen i måtten vekting kan gjøres på i praksis.

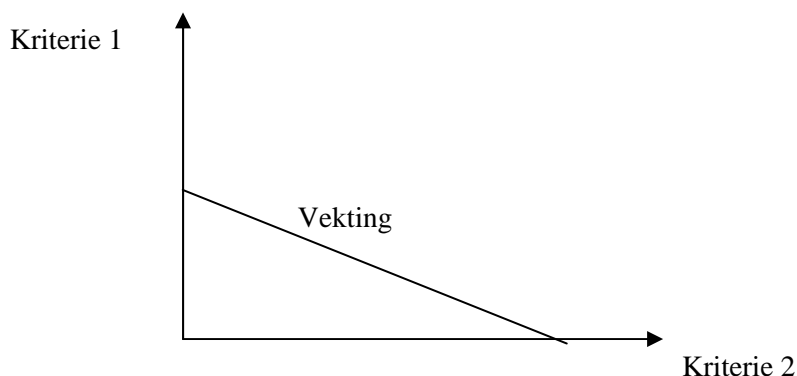
- Logical Decisions (<http://www.logicaldecisions.com/>) er programvare som baserer seg på "relativ vekting" av beslutningskriteriene. Alle kriterier vektet i forhold til en verdiskala der enhetene kan defineres etter behov. Denne relative vektningen brukes så til å gi aggregerte "score" til hvert tiltaksalternativ.



Figur B.3. Prinsippskisse for verdiskala mot kriterie.

Hver beslutningstager som deltar i vektingen angir "bytteforholdet", eller vektingen mellom kriteriet og verdiskalaen. I eksemplet er kriterie 2 omtrent $\frac{1}{2}$ så viktig som kriterie 1 i forhold til verdiskalaen. I prinsippet brukes verdiskalaen bare til å gjøre kriteriene sammenlignbare. Fordelen med denne metoden er at den lett lar seg forene med kvantitative vurderinger der kriteriet f.eks. er verdsatt økonomisk. Den er såkalt "velferdsteoretisk" korrekt. Ulempen er at bruken av en abstrakt verdiskala gjør vektingen mindre intuitiv for beslutningstagerne.

- Expert Choice (<http://www.expertchoice.com/software/grouptrialreg.htm>) bruker en grunnleggende forskjellig metode basert på **parvise sammenligninger**. Her blir beslutningstageren bedt om å bedømme avveiningen mellom hvert kriterie parvist.



Figur B.3. Prinsippkisse for vekting av kriterier.

Fordelen med metoden er at det er "noe" lettere å sammenligne ikke-abstrakte kriterier (f.eks. betydningen av klimautslipp i forhold til støy). Ulempen er at alle mulige parvise kombinasjoner må sammenlignes før samvekting finner sted. Dette kan være en større oppgave for sammensatte tiltaksalternativer. Det er også komplisert fordi beslutningstagerer ofte ikke respekterer aksiomet om transitivitet, noe som gjør at en sammenvekting ikke er mulig å beregne (transitivitet: hvis $A > B$ og $B > C$, så er $C < A$).

IT-pakkene so er nevnt her har gode brukergrensesnitt for fremstilling av beslutningsproblemet og avveiningene mellom kriteriene. Imidlertid ligger hovedproblemet i bruken av disse verktøyene i at forskere og forvaltere :

- 1) ikke er vant med å strukturere beslutningsproblemer
- 2) ofte tar sekvensielle og inkrementelle beslutninger heller enn rasjonelle
- 3) ofte ikke avklarer hvem som skal ha mandat til å foreta beslutningen (vektingen)

Relevansen for tiltaksanalyser i handlingsplanene er lav da kostandseffektivitet , evt. nytte-kostnadsforhold skal brukes som beslutningskriterie.

Imidlertid kan flermåls beslutningsanalyse (kanskje) bli et relevant verktøy for å vurdere "uforholdsmessige kostnader" i forbindelse med erklæring av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). I utgangspunktet vil man ønske å gjøre en "nytte-kostnadsanalyse" av tiltak ved SMVF for å se om nytte>tiltakskostnadene ved å oppnå god økologisk status. Imidlertid vil man kunne komme i situasjoner der positive og negative konsekvenser ved tiltakene ikke lar seg verdsette økonomisk. Man vil da få spørsmålet "uforholdsmessig i forhold til hva?". Ikke-verdsatte konsekvenser vil da kunne vurderes i en flermålsbeslutningsanalyse. Problemet er likevel at WATECO ikke har foreslått noen harmonisert metode i slike situasjoner.

Vedlegg C. Begrepsliste økonomiske analyser

Kostnadseffektivitets-analyse	Teknisk-økonomisk beslutningsanalyse der tiltaks gjennomføring og evt. miljømål for tiltak allerede er bestemt. Tiltakseffekt sammenlignes med tiltakskostnader over minst to tiltaksalternativer (null-alternativ er utelukket). Kostnadsstrømmer omregnes til faste årskostnader med en diskonteringsrente. Beslutningskriterie: $E_1/K_1 > E_2/K_2$
Nytte-kostnadsanalyse	Økonomisk analyse der tiltak ikke er besluttet. Tiltakseffekt verdsettes i kroner for å kunne sammenlignes med tiltakskostnad. Minst ett alternativ til null-alternativet må vurderes. Vanligvis sammenlignes nåverdier. Beslutningskriterier: nettonåverdi ($NNV_1 > NNV_2$) Nytte-kostnadsbrøk ($N_1/K_1 > N_2/K_2$).
Multi-kriterie-analyse	Metode for rangering av to eller flere tiltaksalternativer som er beskrevet med mer enn to effekt-indikatorer som ikke uten videre kan verdsettes/sammenlignes monetært. Effektene tilegnes vektorer av beslutningstagere og/eller interessegrupper som gjør at de kan sammenlignes og alternativene rangeres.
Analyse tidshorizont	Tidsperioden der kontantstrømmer sammenlignes i kostnadseffektivitets-analyse og nytte-kostnadsanalyse. Ofte 20-30 år i samfunnsøkonomisk analyse.
Teknisk-økonomisk levetid	Kapitalinvesteringens levetid. Avskrivningsperiode i bedriftsøkonomisk analyse, og periode mellom kapitalkostnader i samfunnsøkonomisk analyse.
Diskonteringsrate ®	Rentefot som brukes til beregning av nåverdi. Markedsrente i bedriftsøkonomisk analyse; lik kapitalens alternativkostnad eller samfunnets tidspreferanse-rate i samfunnsøkonomisk analyse.
Nåverdi	Nåverdi av en kontantstrøm $NV = \text{kontantstrøm}_t / (1+r)^t$, der r= diskonteringsrate t=periode
Faste årskostnader ("equivalent annual cost")	Alternativ 1: nåverdien av den totale kostnadsstrømmen (investeringsutgifter + netto drifts- og vedlikeholdskostnader) x annuitetsfaktor. Alternativ 2: årlige kapitalkostnader (årlig avskrivning + rentekostnad) + netto drifts- og vedlikeholdskostnader.
Annuitet	Fordeling av kapitalkostnader med like årlige beløp over dets levetid, inkludert rentekostnader. Skiller seg fra lineær avskrivning uten renteberegning. Annuitetsfaktor / faktor for beregning av årskostnader: $r(1+r)^t / ((1+r)^t - 1)$
Bedriftsøkonomisk analyse	Kostnadseffektivitets- eller nytte-kostnadsanalyse

	som beregnes basert på nominelle markedspriser, inkludert avgifter, som aktøren står overfor.
Samfunnsøkonomisk analyse	Vanligvis nytte-kostnadsanalyse der "skyggepriser" brukes. Skyggepriser skal representere reelle kostnader og/eller marginal betalingsvillighet. I praksis brukes konstante markedspriser (korrigert for inflasjon) og fratrukket avgifter (vanligvis mva). Ideelt sett skal priser korrigeres for alle overføringer, men dette gjøres i lite i praksis. Effekter som ikke har markedspriser "internaliseres" i analysen ved hjelp av verdsettingsmetoder.
Verdsettingsmetoder	Metoder som brukes for å gi krone-verdier til ressurs- og miljøkostnader som ikke er direkte representert ved markedspriser. Ideelt sett basert på metoder som beregner oppgitt eller avslørte individuell betalingsvillighet (f.eks. betinget verdsetting, reisekostnader, eiendomsprising), men også på enkle kostnadsbaserte metoder (f.eks. avbøtingskostnader)
Alternativkostnad	Merkostnaden til det beste alternativet i forhold til det nest beste alternativet.
Individuell betalingsvillighet for miljø-goder	Skal reflektere individets/husholdningens preferanser, gitt deres budsjett, mellom å oppnå en miljø-forbedring / unngå en miljø-forverring versus kjøp av varer og tjenester i markedet.