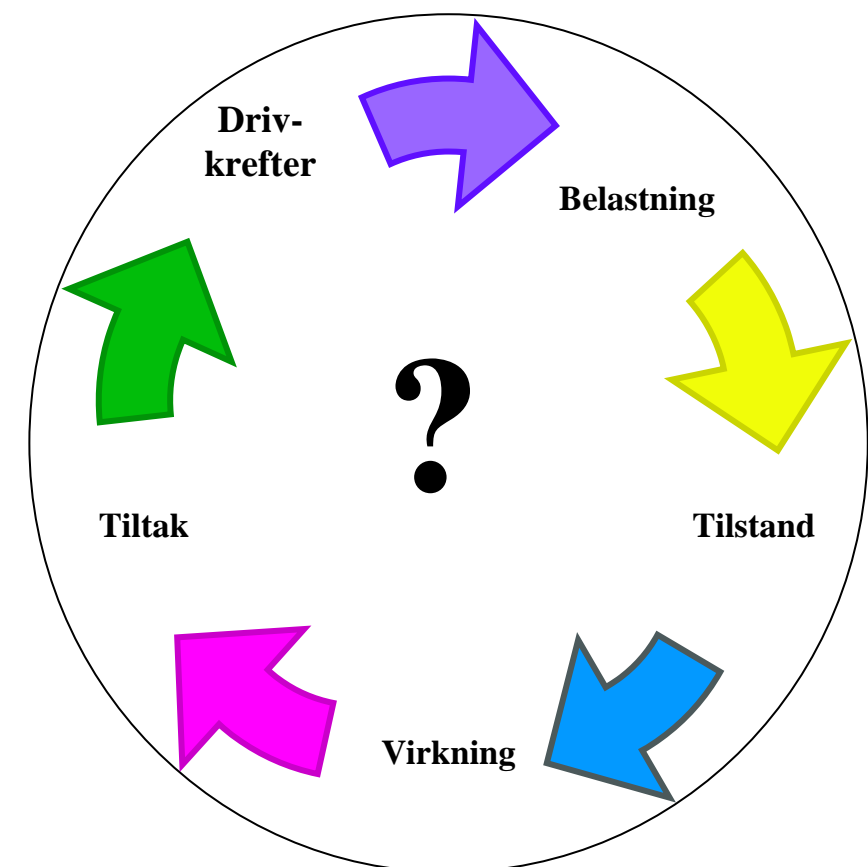




RAPPORT 4831-2004

**Miljødatabaser og IT-  
applikasjoner i  
tiltaksanalyse under  
EUs Rammedirektiv for  
Vann- metodiske  
utfordringer for NIVA**



**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 Miljødatabaser og IT-applikasjoner i tiltaksanalyse under EUs Rammedirektiv for Vann – metodiske utfordringer for NIVA	Løpenr. (for bestilling) 4831-2004	Dato april 2004
	Prosjektnr. Undernr. 23066	Sider Pris 59
Forfatter(e) David N. Barton, Tor Haakon Bakken, Anne Bjørkenes Christiansen	Fagområde Vanndirektivet	Distribusjon Intern
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NIVA grunnbevilgning	Oppdragsreferanse 23066
--	----------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten går gjennom kravene EUs Rammedirektiv for Vann (Vanndirektivet) stiller til tiltaksanalyser, og diskuterer hvilke krav dette igjen stiller til miljødatabaser og vannfaglige IT-applikasjoner som brukes ved NIVA. Kostnadseffektivitets- og nytte-kostnadsanalyser av tiltak under Vanndirektivet stiller krav til integrert modellering av tiltakseffekt gjennom vannstrengen. Ideelt sett bør tiltakseffekt kunne modelleres med minst like stor sted- og tidsmessig oppløsning som brukes i økonomiske verdsetningsundersøkelser. Grunnet manglende oversiktighet og tilgjengelighet av NIVAs mange miljødatabaser, lite 'standard' bruk av vannfaglig modellverktøy i konsulentoppdrag, og liten erfaring med integrering av disse verktøyene med økonomiske analyser av tiltak, er NIVA bare delvis klar til å ta på seg mange og simultane tiltaksanalyser som må gjennomføres under Vanndirektivet. En standardisering av "modell-familier" eller 'verktøyskasser' i tiltaksanalyser ville også bidra til en bedre markedsføring av NIVAs kompetanse i Norge og utlandet.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. EU Rammedirektiv for vann</li> <li>2. Økonomisk analyse</li> <li>3. Vannkvalitets modeller</li> <li>4. Miljødatabaser</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. EU Water Framework Directive</li> <li>2. Economic analysis</li> <li>3. Water quality models</li> <li>4. Environmental databases</li> </ol>
---	---

  
Prosjektleder

  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4513-8

  
Forskningsdirektør



Miljødatabaser og IT-applikasjoner i tiltaksanalyse  
under EUs Rammedirektiv for Vann  
– metodiske utfordringer for NIVA



## Forord

Rapporten er skrevet med støtte fra NIVAs grunnbevilgning ("e-midler") fra Norges Forskningsråd. Tor Haakon Bakken har skrevet om vannfaglige IT-applikasjoner, Anne Bjørkenes Christensen har laget oversikten over NIVAs miljødatabaser, og David N. Barton har skrevet om krav til økonomisk verdsetting i tiltaksanalyse under EUs rammedirektiv. Rapporten er et internt arbeidsdokument med som mål å belyse mangler og foreslå NIVA interne forbedringer med tanke på miljødatabaser og IT- applikasjoner i tiltaksanalyser.

Oslo, april 2004

*David N. Barton*



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
<b>2. Krav til data- og applikasjoner i tiltaksanalyse under Vanndirektivet</b>	<b>10</b>
2.1 Økonomiske vurderinger av tiltak under VRD og behov for kvantitative vannfaglig modellering	10
2.2 Kostnadseffektivitetsanalysens dilemma med sektorvise tiltak	14
2.3 Utfordringer i kvantifisering av tiltakseffekt i KEA og NKA – et eksempel	14
2.4 En ønskeliste for vannfaglige modeller som skal brukes i økonomisk tiltaksanalyse under VRD	16
<b>3. Miljødatabaser av relevans for tiltaksanalyser utført av NIVA</b>	<b>18</b>
3.1 Tilgjengelighet av data og databaser	18
3.2 Miljødatabaser ved NIVA	19
3.3 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (NIVA)	19
3.3.1 Tiltak Eutrofiering (hovedsaklig næringssalter)	19
3.3.2 Tiltak Fysiske inngrep	19
3.3.3 Tiltak Forsuring	19
3.4 Prosedyre for å fremskaffe data	19
3.5 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (NIVA)	21
3.6 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (noen eksterne)	27
<b>4. Modeller og relevans for tiltaksanalyser innenfor VRD</b>	<b>28</b>
4.1 Definisjoner og overordnet kategorisering	28
4.2 Definisjon av miljøproblemene og mulige tiltak	29
4.3 Oppgaver innenfor VRD som kan involvere modellering	30
4.4 Krav til modeller	31
4.5 Databehov ved modellering	33
4.5.1 Basisdata	33
4.5.2 Modellspesifikke data	34
4.6 Aktuelle modeller tilgjengelig ved NIVA	35
4.7 Begrensninger i anvendelse av modeller	36
4.8 Eksempel på nytte ved bruk av modeller - Vansjø-Hobøl	37
4.9 Foreløpige konklusjoner	39
<b>5. Tiltakskostnader og tiltaksnytte</b>	<b>40</b>
5.1 Krav til data om tiltakskostnader	40
5.2 GIS-basert beregning av tiltakskostnader	43
5.3 Data om tiltaksnytte	49
5.3.1 Tilgjengelige verdsettelsesstudier i Norge av relevanse for Vanndirektivet .	49



5.3.2 Databaser for overføring av verdsettingsestimater i tiltaksanalyse	51
<b>6. Styrking av NIVAs IT-baserte verktøykasse for tiltaksanalyse</b>	<b>55</b>
6.1 Faglige utfordringer	55
6.2 Forslag til styrking av NIVAs kompetanse innen integrert vurdering av forurensningstiltak i Norge	57
<b>7. Referanser</b>	<b>58</b>

## Sammendrag

Rapporten gir en oversikt over vannfaglige miljødatabaser og IT-applikasjoner ved NIVA av relevanse for tiltaksanalyser som vil måtte iverksettes under EUs Rammedirektiv for Vann (Vanndirektivet) som trådte ikraft i 2000. Vanndirektivet stiller nye krav til tiltaksanalyser i forhold til tidligere praksis i Norge, bl.a. gjennom mer utstrakt bruk av økonomiske vurderinger. Økonomisk nytte-kostnadsanalyse skal brukes til å vurdere om tiltakskostnader overstiger nytte-effekter for brukere av vannforekomster som er i ”risikozonen” for ikke å nå Vanndirektivets mål om ”god økologisk status”. Videre skal tiltaksanalyser av handlingsplaner for såkalte vannområder finne frem til et kostnadseffektivt sett med tiltak. Disse vurderingene skal etter Vanndirektivets fremdriftsplan gjennomføres frem mot 2009. Begge anvendelsene av tiltaksanalyse stiller krav til bedre fremtidig integrering av miljødatabaser, vannfaglige IT-applikasjoner, vurdering av tiltakskostnader og økonomisk verdsetting av effekter i vannforekomster. NIVA står derfor overfor både organisatoriske og faglige utfordringer i dette arbeidet.

Dagens begrensninger i anvendelse av vannfaglige modeller i tiltaksanalyser inkluderer manglende kunnskapsgrunnlag, manglende kompetanse, manglende faglig tiltro blandt oppdragsgivere, kostnader ved oppsett av prosessbaserte versus enklere empiriske modeller, manglende tetthet og frekvens av måledata og kostnader ved datainnsamling, samt lisenskostnader. Mange av de samme begrensningene finnes for modeller for økonomisk verdsetting av miljøeffekter. For å kunne gjennomføre kostnadseffektivitetsanalyse og nytte-kostnadsanalyse slik Vanndirektivet legger opp til vil man likevel måtte ta i bruk disse verktøyene i større grad enn tidligere. Det vil måtte gjøres en innsats i å demonstrere integrering av miljøfaglige og økonomiske verktøy. Fordi slike demonstrasjoner sannsynligvis vil bare kunne finansieres *ad hoc* gjennom forskningsprosjekter vil man samtidig måtte vurdere i hvilken grad resultater og modellstrukturer kan overføres fra utforskede vannforekomster til nye vannforekomster der forvalterne av vannområdene skal gjøre en tiltaksvurdering.

Grunnet manglende oversiktighet og tilgjengelighet av NIVAs mange miljødatabaser, lite ’standard’ bruk av vannfaglig modellverktøy i konsulent-opdrag, og liten erfaring med integrering av disse verktøyene med økonomiske analyser av tiltak, er NIVA bare delvis klare til å ta på seg mange og simultane tiltaksanalyser som må gjennomføres under Vanndirektivet. En standardisering av ”modell-familier” eller ’verktøyskasser’ i tiltaksanalyser ville også bidra til en bedre markedsføring av NIVAs kompetanse i Norge og utlandet.

## Summary

Title: Environmental databases and models for pollution abatement planning under EUs Framework Water Directive – challenges

Year: 2004

Author: David N. Barton, Tor Haakon Bakken, Anne Bjørkenes Christensen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

The report provides an overview of water-related environmental databases and modelling tools at NIVA of relevance for analysis of abatement measures as required by the EUs Water Framework Directive (WFD), which entered into force in 2000. The WFD places new demands on abatement measure analysis compared to previous practice in Norway, amongst others through more extensive use of economic analysis. Economic analysis is required to evaluate whether costs of measures are "disproportionate" to benefits for users of water bodies which are "at risk" of failing to meet the WFD objective of "good ecological status". Furthermore, abatement measures in water districts action plans are subject to a cost-effectiveness analysis. These economic analyses are to be conducted until the deadline for the draft action plan in 2009. Both types of analysis of measures will in future require a better integration of environmental databases, water-related modelling tools, evaluation of abatement costs and economic valuation of impacts in water bodies. In this respect, NIVA faces a number of challenges in the years ahead.

Current constraints on the application of water related modelling tools in abatement analysis include insufficient scientific state-of-the-art in a number of relevant fields; lacking qualifications; lacking technical credibility among clients; costs involved in setting up process-based models versus simpler empirical models; lacking distribution and frequency of monitoring data combined with data collection costs; software licencing costs. Many of the same constraints are valid in the application of economic valuation methods for environmental impacts. In order to conduct cost-effectiveness analysis and benefit-cost analysis as recommended in the WFD, these tools will be increasingly needed. Demonstration efforts are required for the integration of environmental and economic modelling tools. Because these demonstrations will continue to largely be financed *ad hoc* through research projects, further work is required in evaluating the transferability of results and model structures from demonstration sites to previously un-modelled water bodies where water district managers require abatement analysis.

Because of the current lack of accessibility to NIVA's environmental databases, limited standardised use of modelling tools in consultancies, and limited experience with the integration of these tools with economic analysis of measures, NIVA is only partly ready to undertake many and simultaneous evaluations of action plans under the WFD. A standardisation of "model families" or "toolkits" for abatement analysis would also contribute to better marketing of NIVA's combined competence in Norway and abroad.

# 1. Innledning

Bakgrunnen for rapporten var et ønske om å få oversikt over miljødatabaser og IT-applikasjoner som er spesielt relevante for økonomisk analyse av tiltak under EUs Vanddirektiv. I Vanddirektivets fremdriftsplan er dette et aktuelt spørsmål først etter at karakteriseringen av vannforekomstene er gjennomført dvs. mot slutten av 2005/2006 og frem mot frist for første utkast av handlingsplanene for hvert "vannområde" i Norge. Karakteriseringsarbeidet i 2003-2004 har avdekket og vil avdekke nye behov for IT-løsninger. I skrivende stund utvikles et rapporteringsverktøy for karakteriseringsoppgavene<sup>1</sup> som vil sammenfatte dagens miljøstatus i landets vannforekomster. Informasjonen i denne databasen vil i neste fase være utgangspunktet for basis-scenarier som eventuelle tiltak skal vurderes mot. Det er derfor på sin plass allerede nå å reflektere over informasjonsbehovene for tiltaksanalyser under Vanddirektivet, selv om selve arbeidet ligger et par år frem i tid. Rapporten stiller også spørsmålet om det er økonomiske data som egner seg for lagring i stedfestede databaser på linje med miljødata.

Oversikter over NIVAs miljødatabaser er tilgjengelige på institusjonens intranett - gjennom det såkalte "Meta-database prosjektet" vil NIVA lage et bruker-grensesnitt som gjør det lettere å få oversikt over og tilgang til miljødata ved instituttet. Igangsatte EU prosjekter som "BMW" har fremskaffet oversikter over tilgjengelige vannfaglige IT-applikasjoner ved NIVA, og har utarbeidet generiske kriterier for valg av modeller til ulike analyseformål. Det EU finansierte prosjektet "Rebecca" søker å operasjonalisere Vanddirektivets miljømål "god økologisk status", noe som også ventes å avdekke kunnskapshull i tilgjengelige verktøy for å modellere tiltakseffekt på biologiske og økologiske parametre. Disse prosjektene belyser bruken av miljødata fra en rekke vinkler.

Et mål med rapporten er å gå gjennom informasjonsbehovene (hovedsakelig) utifra kravene til økonomiske analyse av tiltak. Vanddirektivet tilfører tildels ny praksis i forhold til tidligere i Norge. Tilnærmingen til kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak vil være svært lik det som er beskrevet i SFTs veiledere "Miljømål for Vannforekomster", selv om det nok vil være mindre metodisk valgfrihet for vannområdene enn det tidligere har vært for kommunene p.g.a. standardkrav til rapportering til overvåkningsorganet ESA. Der direktivet skiller seg vesentlig fra vanlig praksis i Norge for vannressursforvaltning er i forhold til bruken av nytte-kostnadsanalyse. For at en vannforekomst skal kunne unntas fra Vanddirektivets miljømål må det først gjennom en nytte-kostnadsanalyse for å vise at tiltakskostnadene som kreves er "uforholdsmessig store". En nytte-kostnadsanalyse fordrer økonomisk verdsetting av tiltakseffekt, noe som i stiller spesielle krav til miljødata og IT-applikasjoner for modellering.

Ved en gjennomgang av miljødatabaser og IT-applikasjoner var det et ønske om å identifisere såkalte "modell-familier" som kunne gjøres til mer standardiserte pakker for å løse gjentatte analysebehov for ulike vannområder i landet. Dette ville kunne markedsføres til en bredere kundegruppe enn gjennom forskningssøknader. Virkeligheten ved NIVA er i dag at modell-kompetanse er svært knyttet til enkelte prosjekter og forskere. Applikasjonene er i stor grad utviklingsarbeider eller krever datainnsamling som fordrer større forskningsprosjekter. Det vil kreve satsing for at 'integreerte' tiltaksanalyser skal bli en 'standardisert' konsulent-tjeneste som kan repliseres samtidig for flere vannområder (slik det vil bli behov for dersom NIVA skal konkurrere i flere landsdeler samtidig). Vi har derfor bare i begrenset grad lyktes i å identifisere slike modell-familier.

Til slutt må vi nevne noen begrensninger ved dette prosjektet. Vi har ikke diskutert IT-applikasjoner innen forsuring – det feltet der NIVA muligens har kommet lengst i integrering

---

<sup>1</sup> Koordinert av Direktoratgruppen.

av modell-verktøy – fordi tiltak under Vanndirektivet i hovedsak vil rettes mot belastninger med opphav innen det aktuelle vannområde (det diskuteres fortsatt hvordan naturtilstand skal defineres i kalkede forsurede vann). Vi har ikke systematisk vurdert marine IT-applikasjoner, bortsett fra når det gjelder næringssalter. Vanndirektivet gjelder ut til en nautisk mil fra grunnlinjen og det vil være behov for en mer omfattende gjennomgang bl.a. når det gjelder miljøgifter.

## 2. Krav til data- og applikasjoner i tiltaksanalyse under Vanddirektivet

### 2.1 Økonomiske vurderinger av tiltak under VRD og behov for kvantitative vannfaglig modellering

I hvilke sammenhenger vil vannfaglig modellering og kvantifisering av miljø- og tiltakskostnader være nødvendig i forbindelse med oppgaver som er definert i EUs Rammedirektiv for Vann (VRD)? Kan vi påstå at økonomisk tiltaksanalyser under VRD vil kreve mer kvantitative og tildels data intensive tilnærminger enn dem som er brukt i tiltaksanalyser for forurensning i Norge?

Figur 2 gir en oversikt over økonomiske analyser som trengs for å kunne definere handlingsplaner for vannområdene i tråd med VRD. Det reiser en rekke generelle krav til modeller som skal brukes til å vurdere tiltakseffekt.

1. Et vesentlig skille går mellom ”basistiltak” og ”supplementære tiltak” som definert i art. 11.3 og 11.4. Basistiltak skal vurderes samlet og inkluderer tiltak (”measures”) som skal:

- (i) oppfylle målsettingen om full kostnadsdekking for vanntjenester (under art. 9). I praksis vil dette heller inkludere det man på norsk kaller virkemidler, hovedsakelig endringer i prising av vanntjenester.
- (ii) Tiltak som skal fremme bærekraftig og effektiv bruk av vann. Det er uklart hva som menes her, men når det gjelder effektiv bruk (”efficient use”) er mange av virkemidlene sammenfallende med art. 9.
- (iii) Tiltak under art. 5, vedlegg II. Her refereres det til en rekke underliggende direktiver; fortolkningen som gjøres bl.a. av WATECO guidance dokumentet er alle de tiltak som kreves av allerede vedtatte underliggende direktiver til WFD. Direktiver som Norge har gått med på gjennom EØS avtalen og som (sannsynligvis) utløser de mest omfattende tiltakene frem mot 2015 er (Berge et al. 2004):
  - avløps-direktivet (91/271/EEC) . Mulige tiltak å redusere BOF<sup>2</sup>.
  - nitrat-direktivet (91/676/EEC).
  - drikkevannsdirektivet (80/778/EEC 98/83/EEC). Krav omsatt i nasjonal forskrift for drikkevann (2001)<sup>3</sup>.
  - IPPC-direktivet

Først vurderes det om *basistiltak* vil kunne resultere i at målet om god økologisk vannstatus; i andre omgang skal så *supplementære tiltak* vurderes (Figur 2). Både tiltak og økonomiske virkemidler er inkludert i begrepet ”basic measures” og skal ideelt sett vurderes opp mot hverandre i kostnadseffektivitetsanalysen. Økonomiske virkemidler vil være aktuelle for bl.a. spredte kilder og der det er mange små forurenserne?. Tiltaksanalysen vil måtte kunne sammenligne effekt av spredte og punktkilder. Supplementære tiltak vil i hovedsak dreie seg

<sup>2</sup> 38% av norske avløpsverk tilfredsstilte ikke direktivets krav, men norske myndigheter vurderer det slik at det ikke er et problem i forhold til resipienter i Norge. Krav til fosfor-rensing, som er viktigere, er 90% i Norge, men bare 80% i EU. Det er usikkert om BOD krav utløser nye investeringer. Källqvist, T. (2001). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway - An evaluation of the Norwegian Approach regarding wastewater treatment. Oslo, NIVA.

<sup>3</sup> 94% av alle prøvene tilfredsstiller krav. [http://www.ssb.no/emner/01/04/20/var\\_kostr/arkiv/art-2003-06-19-01.html](http://www.ssb.no/emner/01/04/20/var_kostr/arkiv/art-2003-06-19-01.html)

om å oppnå de ”nye” økologiske målene for god vannstatus, dersom disse ikke er oppnådd med basistiltak som retter seg hovedsakelig mot fysiske og kjemiske parametere. Arbeidet med å definere disse parameterne pågår<sup>4</sup>. Men det er klart at en vurdering av unntak fra god vannstatus krever en økonomisk vurdering av nytte-effekter av å oppnå ”god økologisk” status versus f.eks. ”godt potensiale”. Dette stiller krav til kunnskap om hvordan forurensning påvirker f.eks. fiskebestander av økonomisk interesse.

2. Tiltaksanalysen skal gjennomføres for effekt av tiltak i 2015. Modeller vil måtte brukes for å kunne beskrive vannkvalitet i 2015 uten ytterligere tiltak, og med gjennomførte tiltak før 2015. Vurdering av tiltakseffekt må derfor kunne ta hensyn til eventuelle flerårige prosesser (deposisjon, lagring, frigjøring) som resulterer i tidsforskyvning mellom tidspunktet når tiltaket er implementert og effekt er observert i resipienten.

3. Man skal vurdere om tiltakskostnadene er uforholdsmessig høye i forhold til verdien av tiltakseffekt for vannbrukere. Vurdering av ”uforholdsmessighet” krever en kvantitativ vurdering av tiltakseffekt og stiller også krav til vurdering av usikkerhet i estimatene - man må kunne si at kostnadene er uforholdsmessige med en viss konfidens<sup>5</sup>. Pga sessongmessige og stokastiske værforhold vil miljømål-oppnåelse også best uttrykkes som sannsynligheter<sup>6</sup>.

4. Handlingsplanen skal inneholde tiltak og virkemidler ved eventuelle lavere miljømål for vannkvalitet og sterkt modifiserte vannforekomster. Endringer i vassdragsregulering og hydromorfologiske inngrep vil i noen nedbørfelt innvirke på vannkvalitet (i nedbørrike områder vil det være unntaksvis). Det vil i vurdering av sterkt modifiserte vannforekomster unntaksvis kreves modellering av dette samspillet.

5. Tiltak vil være av forurensningsbegrensende (preventive, oppstrøms) og -beskyttende (nedstrøms) karakter. En nytte-kostnadsanalyse av unntak fra god vannstatus skal vurdere tiltakene oppstrøms og nedstrøms mot hverandre – dvs. kunne vurdere hvilke nedstrøms beskyttende tiltak blir unødvendige med ulike forurensningsbegrensende tiltak oppstrøms som oppnår ”god økologisk status” versus ”godt økologisk potensiale”, og hvor mye de respektive tiltakene vil koste. Et eksempel fra Morsa-vassdraget illustreres i avsnitt 5.

6. Verdsetting av eksterne miljøkostnader forbundet med ikke å oppnå god vannstatus vil kreves for å kunne vurdere slike unntak. Eksisterende verdsettings-estimer er basert på historisk miljøtilstand og historiske miljømål, som ikke nødvendigvis sammenfaller med miljøtilstand idag, i 2015 uten ytterligere tiltak, og miljømålet for 2015. Verdsettings-estimatene er ikke overførbare dersom det er vesentlige forskjeller i brukeregnetthet fra da studiene ble gjennomført og scenariene for 2015. Modellering av disse tiltaksscenarioene vil derfor kunne gi svar på i hvilken grad eksisterende verdsettingsestimer er gyldige. Dette diskuteres i avsnitt 5.

7. Verdsettingsstudier bruker en beskrivelse av egnethet av ulike vannforekomster med og uten de tiltak som foreslås. Dette vises ofte som kart over vannforekomster med

---

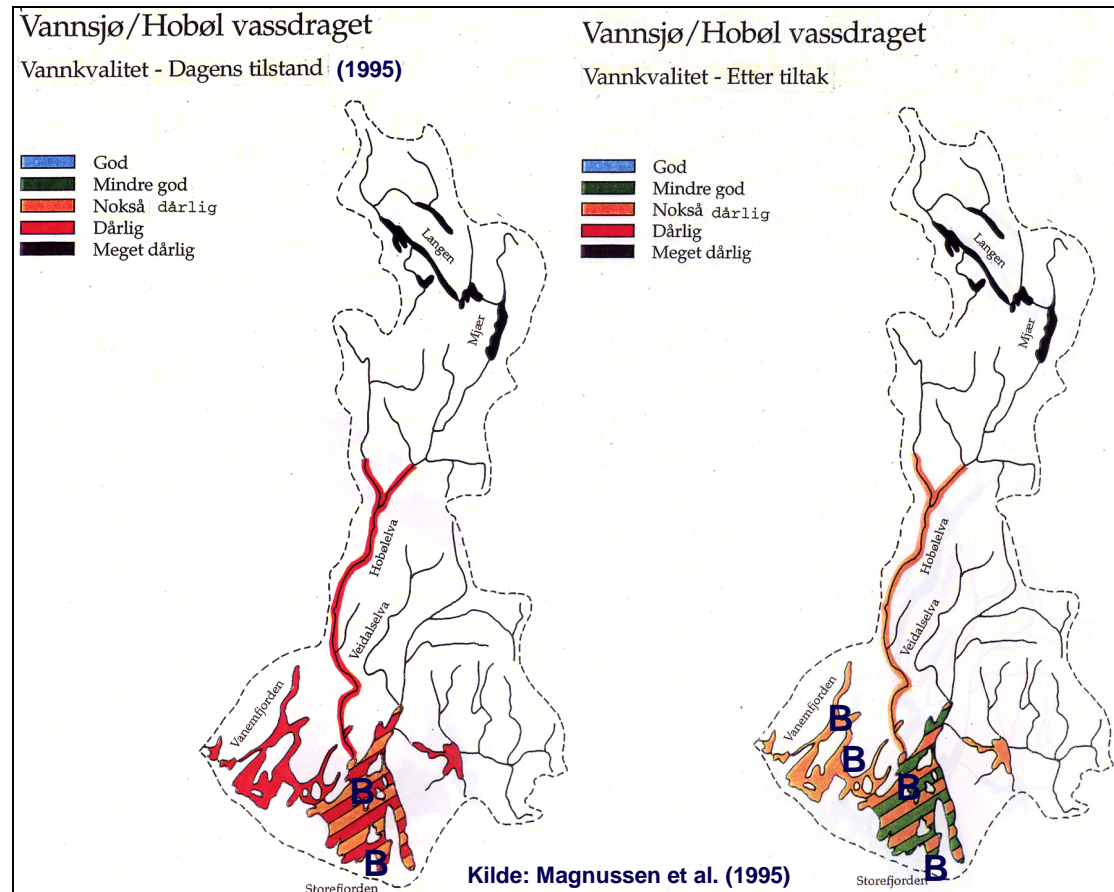
<sup>4</sup> jfr. REBECCA prosjektet, NIVA

<sup>5</sup> Ibrek, A. S. (2004 (i trykk)). Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og metodikken for tiltaksanalyser. Intern NIVA-guide i tiltaksplanlegging, NIVA.

<sup>6</sup> Saloranta, T. and A. Skiple-Ibrek (i trykk). Modelling long-term changes in the water quality of Lake Vannsjø, Norway, NIVA.

tilstandskoding. Miljødata og vannfaglige modeller må ha tilstrekkelig oppløsning for å kunne simulere geografisk endring i egnethetsklasser for de ulike (deler av) vannforekomstene der det er brukerinteresser. For eksempel vil det være viktig med tilstrekkelig oppløsning og nøyaktighet til å predikere endringer i egnethetsklasser ved populære friluftsområder eller boligområder.

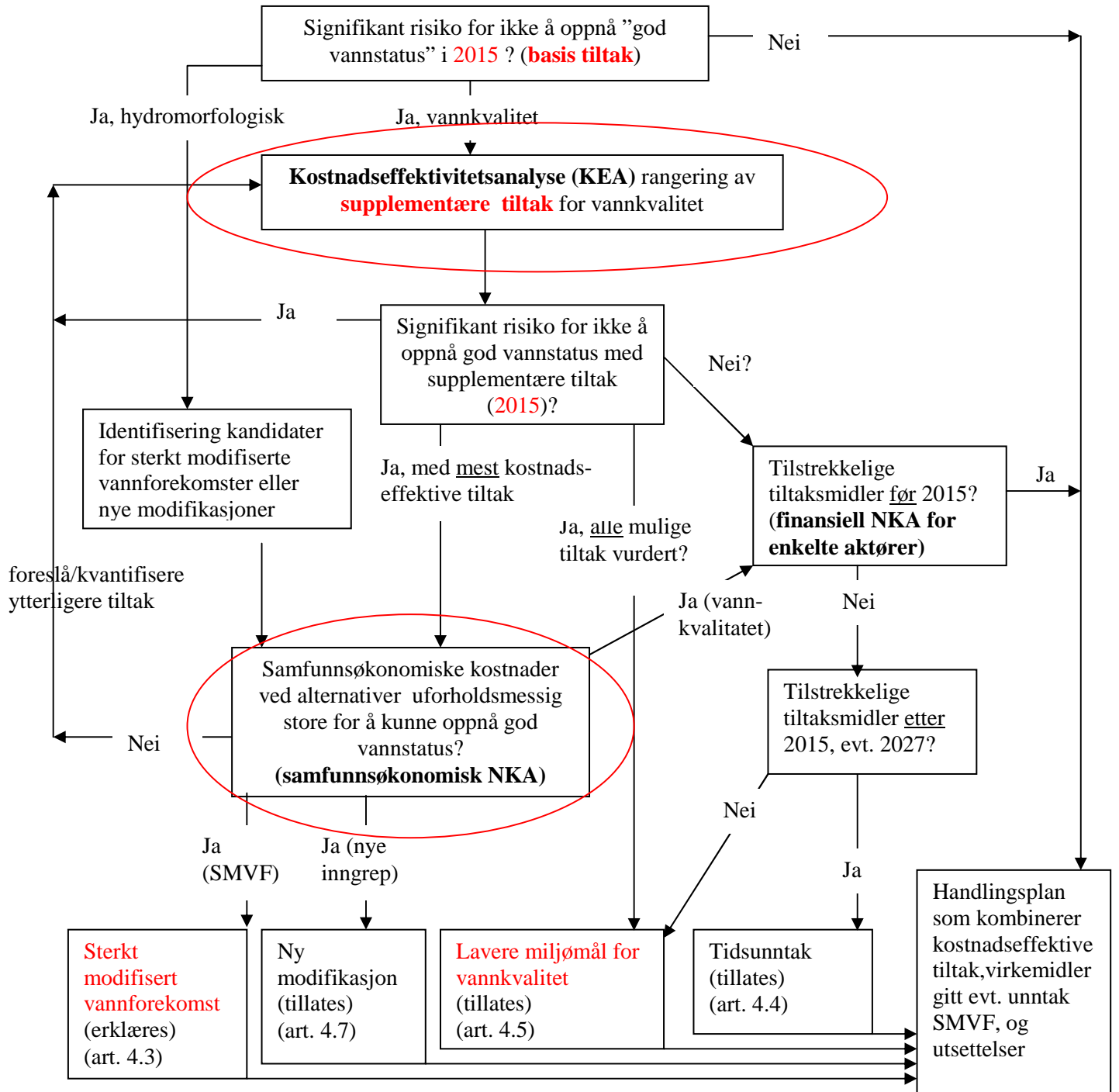
**Figur 1.** Eksempel på vannkvalitetskart med endringer i egnethet for brukerinteresser som brukes i verdsettingsundersøkelser



Merknad: Verdsettingsundersøkelser vurderer tap av egnethet for vannbrukere i ulike deler av vannforekomstene, her illustrert ved et hypotetisk tap av badeplasser ('B') i deler av Vannsjø. Ved hver lokalitet bør IT-applikasjoner og historiske miljødata ideelt kunne anvendes til å predikere sesongmessige endringer og tidsperioden for gitte egnethetsklasser. Dette er eksempler på ideelle informasjonskrav som økonomiske verdsettingsmetodene stiller til vannfaglige modeller dersom nytte-kostnadsanalyse av forurensingstiltak skal være fullstendig integrert.



Figur 2. Økonomiske vurderinger i handlingsplan for nedbørfeltdistrikter under VRD



Kilde: Basert på (Skiple Ibrekk et al. 2004, NIVA i trykk)

## 2.2 Kostnadseffektivitetsanalysens dilemma med sektorvise tiltak

Forvalterne av vannområdenes behov for modellering av tiltakseffektivitet i tiltaksanalyse under VRD, vil avhenge av om de vil disponere ressurser til tiltak og dermed kan prioritere tiltak både på tvers av sektorer og geografisk (på tvers av fylker og kommuner). Selv om kostnadseffektivitetsanalyse er et rapporteringskrav under VRD, gjør den sektorvise inndelingen av ansvar for tiltak i Norge (landbruksdepartementet, kommunal VA, SFT, NVE) at konklusjonene fra slike studier idag ikke er særlig anvendbare for budsjett-allokeringer. Dette er synlig i for eksempel Vansjø-Hobøl vassdraget der ett av de minst kostnadseffektive tiltakene er besluttet implementert av kommunalt nivå (overføring av restutslipp fra kloakk til et annet nedbørfelt).

Dersom ikke kostnadseffektivitet per sektorvise tiltak er brukt som beslutningsgrunnlag, kan man med rette stille seg tvilende til relevansen av ytterligere finjustering av KEA.

Behovet for slik modellering utover forskningsanvendelser henger derfor ganske nøye sammen med hvilken autoritet og ressurser vannområdene i Norge vil bli tillagt.

## 2.3 utfordringer i kvantifisering av tiltakseffekt i KEA og NKA – et eksempel

I de fleste nedbørfelt vil hverken verdsettingsstudier eller tiltaksanalyser være gjennomført. Vurdering av dagens miljøkostnader vil i en første vurderingsrunde måtte bygge på overførte verdier fra områder der både tiltaksanalyser og verdsettingsstudier av eksempelvis eutrofiering er gjennomført tidligere. På lengre sikt vil verdsettingsstudier og tiltaksanalyser måtte utføres i selve nedbørfeltet dersom det blir aktuelt å søke om unntak fra miljømålet om god vannstatus for noen av vannforekomstene.

Identifisering og beregning av miljø- og ressurskostnader vil avhenge av hvilke basis-scenario som legges til grunn for tiltak som gjennomføres frem mot 2015. Dersom preventive tiltak gjennomføres oppstrøms (for eksempel i jordbruket) vil det redusere tiltakskostnader nedstrøms og miljøkostnader for bading/drikkevannsbruk.

Vurdering av “netto-effekter” eller rest-konsekvenser etter tiltak oppstrøms versus nedstrøms illustrerer behovet for modelleringsverktøy i dette eksemplet.

Tabell 1 viser hvilke type økonomiske data som kan brukes til beregning av miljøkostnader.

Tabell 1. – Identifisering av miljø- og ressurskostnader fra Vansjø-Hobøl nedbørfelt avhengig av tiltaks-scenarier<sup>7</sup>

Type miljø eller ressurskostnad (referanse):	Dagens miljøkostnader uten ytterligere tiltak (basis-scenario 0)	Miljøkostnader ved fremtidige beskyttende tiltak nedstrøms (scenario 1)	Miljøkostnader ved fremtidige utslippsbegrensende tiltak oppstrøms (scenario 2)
i. Betalingsvillighet for egnethet for drikkevann og badevann (Magnussen, Bergland et al. 1995)	52-72 millioner kr. per år	Som i 0-alternativet	Lavere enn i 0-alternativet
ii. Dagens ekstraordinære vannrensekostnader, (MOVAR)	Vanskelig å vurdere separat (inkluderes i KOSTRA årskostander)	Som i 0-alternativet + tiltakskostnader iv-vii?	Lavere enn i 0-alternativet
iii. Tiltak i jordbruk, spredt avløp, kommunalt avløp oppstrøms Vannsjø (Lyche-Solheim, Vagstad et al. 2001)	0	0	Kr. 150-200 millioner (totalt)
iv. Vannrensekostnader (MOVAR) ekstra forbehandlingstrinn p.g.a. partikler (Interconsult 2002)	0	kr. 27-33 millioner (invest) kr. 0.8-1.1 millioner (drift)	Lavere enn I scenario 1?
v. Ekstra behandling (MOVAR) for forurenset spylevann p.g.a. turbiditet (Interconsult 2002)	0	kr. 13-17 millioner (invest) kr. 1.6 millioner (drift)	Lavere enn I scenario 1?
vi. Ekstra rensetrinn for ozon p.g.a. algetoksiner (Interconsult 2002)	0	Kr. 14 millioner (invest) Kr. 0.65 millioner (drift)	Lavere enn I scenario 1?
vii. Overføring av vann fra andre vassdrag som reservevannforsyning (MOVAR 2001)	0	Kr. 129 millioner (invest, inkl. rentekostander og prisstigning)	Lavere enn i scenario 1?

Nedenfor er det gitt litt mer utfyllede forklaringer fra de enkelte rapportene med tanke på miljø- og ressurskostnader og scenarier.

<sup>7</sup> Lyche\_Solheim, A., S. A. Borgvang, et al. (2003). Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i Vannsjø-Hobøl. Fase 2: Skisse til veildere for karakteriseringsoppgavene i 2004, samt forslag til overvåkningsprogram, NIVA- [rapport nr. ?](#).

- i. Verdsetningsundersøkelsen av Magnussen, Bergland og Navrud (1995) gjelder betalingsvillighet for å redusere eutrofiering og bedre vannkvalitet fra ikke egnet for bading i mesteparten av nedbørfeltet til godt egnet med tiltak under Nordsjøplanen. Vannfaglige modeller må være nøyaktige nok til å kunne angi i hvilke vannforekomster og for hvor stor del av tiden brukeregnethet endrer seg med tiltak oppstrøms.
- ii. Dagens ekstraordinære renskostnader skyldes rensprosesser som ikke hadde vært nødvendig dersom nedbørfeltet ikke hadde menneskelig påvirkning (naturtilstand). Det kan eventuelt defineres som rens tiltak utover minimumskrav som stilles av drikkevannsforskriftene.
- iii. Foreslåtte tiltak innen kommunalt avløp, spredt avløp og avrenning fra landbruket. En kostnadseffektivitetsanalyse er gjennomført for å vurdere en innbyrdes rangering av tiltakene (Lyche-Solheim, Borgvang et al. 2003). Tiltaksanalysen viser at alle kvantifiserte miljøtiltak må gjennomføres for å nå miljømålet for Vannsjø.
- iv-vi. Ulike tilleggsstrinn i vannrensing er utredet for det inter-kommunale vannverket MOVAR for å sikre vannleveranse i forhold til partikler under flomforhold og giftig algeoppblomstring.

Hvilken vannkvalitet som er utløsende for slike tiltak, og i hvilken grad oppstrøms tiltak under iii opphever behov for slike nedstrøms tiltak vil kunne være gjenstand for modellsimuleringer. Slike nytte-kostnadsvurderinger er spesielt relevante for vurdering av unntak fra god vannstatus.

- vii. Usikkerhet i vannleveranser fra MOVAR som følge av blandt annet vannkvalitet under flomforhold utløste planer om tilkobling til andre vannverk/nedbørfelt for å sikre en reservevannkilde. Med jordbearbeidingstiltak i landbruket er det mulig at dette ikke ville være nødvendig. Hvorvidt beslutningen kan modelleres avhenger av om det kan defineres kvantitative kriterier/tålegrenser for vannkvalitet som utløser tiltaket.

## **2.4 En ønskeliste for vannfaglige modeller som skal brukes i økonomisk tiltaksanalyse under VRD**

Vannfaglige modeller tiltaksanalyser kunne anvendes til er:

1. Kvantitativ vurdering av usikkerhet i miljømål og effekt av enkelttiltak (ved følsomhetsanalyse og Monte Carlo simulering). Pga. sesongmessige og stokastiske prosesser og behovet for å vurdere risiko. Behov for å vurdere 'grad av' miljømål oppnåelse som f.eks. en sannsynlighet.
2. Sammenligning av tiltakseffekt for diffuse kilder versus punktkilder
3. Sammenligning av tiltakseffekt for oppstrøms versus nedstrøms tiltak
4. Simulering av naturtilstand og tiltakseffekt over tid. Vurdering av tiltakseffekt i 2015.
5. Vurdering av biologiske effekter av økonomisk interesse (fisk, truede arter)
6. Simulering av geografiske endringer i vannkvalitet og egnethet pr. vannforekomst (som er av brukerinteresse). Resultater kan lett eksporteres til GIS verktøy.

Uten modell-verktøy som kan håndtere punktene 2, 3 og 6 er kostnadseffektivitetsanalyse begrenset til å rangere mellom tiltakstyper og sektorer (Lyche-Solheim, Vagstad et al. 2001), og vil ikke kunne rangere tiltak etter hvor de settes inn i nedbørfeltet (f.eks. pr. delnedbørfelt).

### 3. Miljødatabaser av relevans for tiltaksanalyser utført av NIVA

Hensikten med denne delen av rapporten er å klargjøre hvilke miljødatabaser som inneholder måledata som kan være aktuelle for NIVA å anvende i forbindelse med implementeringen av EUs Vanndirektiv.

Det er samlet inn opplysninger fra medarbeidere på NIVA. Databasene er varierte med hensyn på innhold og størrelse.

#### 3.1 Tilgjengelighet av data og databaser

NIVA har ingen sentral Miljødatabase. Enorme mengder av data er lagret rundt omkring hos den enkelte forsker. Stasjonsregisteret er en sentral base der alle stasjoner skal være lagret. Denne er så langt vi vet ikke fullstendig. "Metadatabase prosjektet" ved NIVA er ikke slutført, men når denne er operativ vil basen kunne gi informasjon om stasjoner og linker til databasene som det finnes relevant data i.

I forbindelse med EUs Vanndirektiv er stedfesting av stasjoner og visualisering på kart viktige punkter. Dette gir noen føringer for hva det er viktig at databasene skal inneholde. Tabell 2 nedenfor gir en oversikt over hva slags informasjon som er nødvendig.

**Tabell 2.** Metadata for miljødatabase

<b>Stasjonsidentifikasjon</b>	Stasjonene må være geografisk refererte slik at de lett kan plasseres på kart. Dette kan gjøres ved en nøyaktig beskrivelse av hvor stasjonen er plassert ved hjelp av geografiske koordinater i et beskrevet koordinat system (X, Y, Z), eller ved en nøyaktig beskrivelse av hvor stedet er. I tillegg vil det være å foretrekke at stasjonen er blitt gitt et unikt navn eller ID.
<b>Medium eller Art og organ</b>	Medium må være angitt for måledata. En stasjon kan inneholde måledata for flere typer medium. Dersom det er snakk om biologiske data må art og organ være angitt. For at måleserien skal være egnet for tiltaksanalyse må dette være angitt for måledataene.
<b>Komponent</b>	Komponent kode eller navn må angis.
<b>Benevnelse</b>	Benevnelsen for komponentens måleverdier må angis.
<b>Dato/tid</b>	Dato og eventuelt tid for hver måling må angis for at serien kan benyttes i tiltaksanalyse
<b>Kvalitetskontroll</b>	Kvaliteten på dataene må om mulig angis slik at man kan etterprøve, kontrollere hva slags data som er benyttet i tiltaksanalysen.

### 3.2 Miljødatabaser ved NIVA

Tabell 3 nedenfor er det gitt en oversikt over hvilke databaser som finnes på NIVA. Den angir også hvilken informasjonen som er gitt for hver base:

**Tabell 3.** Generisk oversikt over informasjon i NIVAs miljødatabaser

Miljødatabase	Navn på basen
Beskrivelse, Type data	Hva inneholder basen. Datatype
Område med data	Geografisk område dekket av basen
Tiltaks relevant	Er basen relevant for tiltaksanalyser?
Referanse prosjekt	Dersom den er relevant for tiltaksanalyser er det om mulig gitt inn referanse prosjekt
Koord.	Koordinatsystem, eventuelt om det er gitt koordinater eller ikke
Stor/liten	Er basen stor eller liten
Ansv.	Ansvarlig person/Kontaktperson

Kapittel 3.4 gir en tabellarisk fremstilling av disse databasene.

Eksterne databaser er også nødvendige for tiltaksanalyser. Kapittel 3.5 gir en oversikt over noen av disse.

### 3.3 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (NIVA)

Ulike former for tiltaksanalyse vil utføres i forbindelse med EUs Vannirektiv.

#### 3.3.1 Tiltak Eutrofiering (hovedsaklig næringsalter)

I forbindelse med tiltaksanalyser for eutrofiering er det komponentene total fosfor, fosfat klorofyll a, siktedyp, nitrat og total nitrogen som er interessante. I tillegg vil andre biologiske komponenter som ulike arter plankton, begroing og bunndyr være viktige.

#### 3.3.2 Tiltak Fysiske inngrep

I forbindelse med tiltaksanalyser for regulerte elver og innsjøer er det spesielt komponentene vannføring, vannstand og temperatur som er relevante. Disse kan i hovedsak finnes hos NVE og MI.

#### 3.3.3 Tiltak Forsuring

I forbindelse med tiltaksanalyser for Forsuring er det spesielt komponentene alkalinitet, pH, nitrat, sulfat som er interessante.

### 3.4 Prosedyre for å fremskaffe data

I henhold til Miljøinformasjonsloven som trer i kraft 01.01.2004 er NIVA pliktige til å gi fra seg miljødata etter forespørsel. Dette bør også gjelde til interne kunder og kollegaer. I forbindelse med dette er det behov for en prosedyre eller fremgangsmåte for å fremskaffe de forespurte dataene.

En slik prosedyre for å fremskaffe data er så vidt vi vet ikke laget på NIVA. Dette må gjøres for at Miljøinformasjonsloven skal kunne overholdes.

Tabell 4 gir en oversikt over relevante databaser på NIVA som vil kunne brukes ved tiltaksanalyseprosjekter. Den gir informasjon om innhold og tiltaksrelevanse for databasene.



### 3.5 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (NIVA)

Tabell 4. Innhold og tiltaksrelevanse av miljødatabaser ved NIVA

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
<b>Bløtbunn</b>	Bløtbunns fauna Sediment beskrivelser Prøvetakingsdata Artsforekomst Individ antall og –tetthet Sedimentkorn størrelse og organisk innhold.	Hovedsaklig Sør Norge, men hele Norge er dekket	Ja		X, Y, Z	Stor	RYG
<b>Miljøgifter i sedimenter</b>	Prøvetakingsdata, Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentets overflatelag	Hovedsaklig Sør Norge, men hele Norge er dekket	Ja	23235 Tiltaksplan Sunndalsfjorden (FRU) 23218 Tiltaksplan Oslofjorden (AUD)	X, Y, Z	Stor	RYG
<b>Bunnfauna</b>	Art og høyere taksa med antall per prøve, Stasjonsdata (delvis utfylt) Omkringdata (delvis utfylt)  Fagområde: Ferskvann, Biologi  Bunnfauna, observasjoner, artsregister, taxa	Alle fylker. Ujevnt fordelt, mest på Østlandet. Stort sett elver. Noen få innsjøer.	Ja	Follum, Norske Skog  Begna, Storelva, Randselva, Hønefoss, (1993,1998, 2003)  Frognerelva (Oslo, 2002)	Ja, stort sett. Mangler noen.	24000 innlegg fordelt på ca. 750 NIVA stasjoner  ca. 130 stasjoner fra eksterne rapporter	Bækken
<b>RESA</b>	Vannkjemi for innsjøer og elver - hovedsaklig forsuringsrelatert Tungmetaller Kinginfo  Fagområde: Ferskvann, Kjemi	Norge, Europa, Nord Amerika	Ja	Kalkingsstrategier og kalkingtiltak, samt all dokumentasjon mot Langtransportkonvnensjonen, men også i forhold til klassifisering av vanntyper i Vanndirektivet  Mange referanse prosjekter, kontakt BLS	JA	NIVAs største database?	BLS
<b>Begroing</b>	Vesentlig fastsittende alger i rennende vann med semikvantitativ mengdeangivelse.	Norge	Ja?	Dataene som er levert oppdragsgiver blir brukt i tiltak (inklusive analyser) Tålegrenser	Både og	ca. 44.000 enkelt registreringer	HOP ORE EAL

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
	<p>Begroing, observasjoner og artsregister</p> <p>Knyttet opp mot stasjonsregister, artsregister og kjemidatabase</p> <p>Fagområde: Ferskvann, Biologi</p>					Alger og noe moser fra ca 850 lokaliteter,	
<b>Aanderaa-data</b>	<p>Oversikt over dataserier som er konvertert og rapportert (referanser m.m.).</p> <p>Dataene ligger på Excel-filer litt rundt omkring, også mye i Bergen (ca. 400-500 stasjoner).</p> <p>Fagområde: Marinen. Hydrografi</p> <p>Temperatur, salinitet, strøm, siktedyp</p>	Hele kysten	Nei?	<p>Snakk med GOL</p> <p>Data fra Aanderaa-seriene ble mye brukt til kartlegging av strømforhold, og i en del risikoanalyser.</p>			HOP
<b>MFS-overvåking</b>	<p>Overvåkningsdata av prosesser på Solbergstrand, gjelder 90-97, og ligger i basene nevnt nedenfor.</p> <p>Fagområde: marine fag, Hydrografi temperatur, salinitet, strøm, siktedyp</p>	Prosesser på Solbergstrand	Nei?				ARV
<b>MFS-overvåking 90-97</b>	<p>Base for hvert år 90-97, som Kvalitetssikrede loggerdata fra forsøk</p> <p>Det ble målt inntil 25 parametre hver time.</p>	Solbergstrand Drøbaksundet	Nei?				HOP

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
	Fagområde: Marinen, Hydrografi  Temperatur, salinitet, strøm, siktedyp						
<b>Oslofjord-data</b>	Ligger I Fagdata		Ja				HOP
<b>Fagdata (ligger også i ENSIS fagdata)</b>	Marint og Ferskvann  Fagområde: Generell vannkjemi Næringssalter Ikke alle stasjoner er importert. Ferskvann og marint  Fagområde: Generell vannkjemi, Biologi <b>Vannkjemi, hovedioner, Næringssalter, Organiske stoffer, planteplankton</b>  Oslofjord-data, marinen Temperatur, salinitet, strøm, siktedyp, Generell vannkjemi, Næringssalter  Kystovervåking, Marinen Generell vannkjemi, Næringssalter  Hele kysten	Hele Norge	Ja		X, Y, Z	2688 stasjoner  13302 dataserier marint 2909 dataserier elv/bekk 21003 dataserier innsjø	HOP
<b>Kyst-overvåking</b>	Ligger i Fagdata		Ja				HOP
<b>Arvesølv/ Arvegods/gamle data</b>	Kjemibase for gamle historiske data fra bl.a. hullkorttiden. Alt er ikke kommet inn der ennå, må importeres fra tekstfiler, og kvalitetssikres	Øst- og Sør landet	Ja			Hittil i oversikt, dreier det seg om ca 200 000 kjemiverdier	HOP

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
	Fagområde: Kjemi, Miljøgifter Vassdragsovervåking, organiske stoffer, næringsalter, biomarkører						
<b>KYST-HARD</b>	<p>Hardbunn, bunndyr og fastsittende alger, observasjoner av forekomst, artsregister og foto</p> <p>Makroalger og evertebrater på hardbunn (sted, tid, dyp, art, mengde)</p> <p>Fagområde: Marinen, Biologi</p> <p>Landsdekkende for det meste i sør, 1970 og fremover</p>	<p>Mest: Sør-Norge knyttet til Kyst – overvåkingsprogrammet</p> <p>Ellers er følgende fylker representert:</p> <p>Østfold Vestfold Telemark AustAgder VestAgder Rogaland Hordaland Møre og Romsdal Nordland</p>	Nei, i liten grad	<p>Fastsetting av biologisk/økologisk tilstand, som inkluderer vurdering av effekter av tiltak som er gjennomført eller effekter av menneskelige aktiviteter.</p> <p>Basen har vært brukt i utredning og fastsettelse av marin typologi under vanddirektivet.</p> <p>Basen skal brukes i arbeidet med å utvikle økologisk tilstandsindeks under vanddirektivet.</p> <p>Basen er først og fremst knyttet opp mot Kystovervåkingsprogrammet under Statlig program for overvåking. Prosjekt: O-23050 (i 2003, har løpt kontinuerlig siden 1990).</p>	lengdebreddegrad (WGS84 og ED50)	<p>Stor, til sammen 250.000 registreringer + artsdata på 1000 taxa + stasjonsdata + kringinfo</p> <p>Basen er under ombygging og ikke alle deler er i øyeblikket operativt</p>	MOY
<b>EUREGI</b>	<p>Kringinfo, feltmålinger, vannkjemi, fytoplankton, zooplankton, fiskepredasjonsklasser</p> <p>Fagområde: Ferskvann, Generell vannkjemi, Biologi</p>	Norge inkl. Svalbard	Ja	Dataene for Østsjøvatnet er brukt av VAV	Ja, både lat/lon og UTM	Stor 409 innsjøer	FAA
<b>WILAB</b>	Fagområde: Kjemi Laboratorie –database Rådata lagring av analyserte verdier		Nei, data må bearbeides				Kjemi
<b>PHYTOMAR</b>	Fagområde: Biologi Planteplankton		Ja				TMJ HOP

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
	Marine fag						
<b>KYST-BLØT</b>	Fagområde: Biologi Bløtbunn, bunndyr og fast-sittende alger, observasjoner av forekomst, arter og individtall, taxa  Landsdekkende for det meste i sør, 1970-Marinen		Ja?				RYG
<b>JAMP/BIODATASYS</b>	Fagområde: Miljøgifter Tungmetaller, PCB, PAH, Miljøgifter i sediment og biota Landsdekkende Marinen		Ja?				NOG
<b>PHYTOBASE</b>	Fagområde: Biologi Primærdata, Planteplankton Kvantitativt, beregnede data for biomasse, artsregister, taxonomi  Landsdekkende Ferskvann		Ja	Mjøsa prosjekter gjennom 30 år Tålegrenser	ja	ca 350 000 poster	BRE HEG HOP
<b>MAKROVEG</b>	Fagområde: Biologi Makrovegetasjon, observasjonsmengde og art, taxa register  Landsdekkende Ferskvann		Ja	Tålegrenser			MAM SWJ HOP
<b>GRUVE</b>	Fagområde: Generell vannkjemi, Miljøgifter <b>Tungmetaller, PCB, PAH, næringssalter, organiske stoffer</b> Avrenning fra gruver Ferskvann		Ja?				IVE
<b>AAC</b>	Fagområde: Hydrologi Temperatur, vannføring, siktedyp Ferskvann		Nei?				ARV

Miljø Database	Beskrivelse Type data	Område med data	Tiltaks relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
Algekultursamling	Fagområde: Biologi Plantep plankton Landsdekkende Ferskvann		Nei?				GSE
Overvåking EEA – Oslofjorddata ENSIS	Fagområde: Kjemi Generell vannkjemi, Næringssalter Hele kysten Marin		Ja		JA		KAR
GIFT20	Fagområde: Miljøgifter Miljøgifter i Biota, Noen fjorder 1995- Marinen		Ja?				NOG
Biomarkører	Fagområde: Miljøgifter Biomarkører for miljøgifter Noen fjorder, Marinen		Ja?				NOG
OSPAR/RID	Kjemi/Ferskvann	10 hovedelver 146 bielver 1990-2002	Ja	Paris Convention 90001 Tilførsler av næringssalter, metaller of Lindan til norske kysten		Ca. 82000 kjemiverdier	HOP

### 3.6 Relevante databaser ved tiltaksanalyser (noen eksterne)

Tabell 5. Utvalgte miljødatabaser utenfor NIVA

Miljø database	Beskrivelse Type data	Område med dat	Tiltaks Relevant	Referanse Prosjekt	Koord.	Stor/liten	Ansv
<b>SESAM</b>	SFT sitt database system for overvåkingsdata. Landsdekkende Vannkjemi data Ferskvann og Marint	Hele Norge	Ja	Karakteriseringsprosjekter Numedalslågen og Haldensvassdraget.	JA	Stor	SFT (På NIVA: JSE)
<b>NVE</b>	NVE lagrer data for vannføring, vannstander, minstevannføring, temperatur, reguleringer og sedimenttransport	Hele Norge	Ja	Karakteriseringsprosjekter Numedalslågen og Haldensvassdraget.	JA	Stor	NVE (På NIVA, LBA)
<b>MI</b>	Metrologisk institutt lagrer alle klimadata som nedbør, temperatur, fordampning.	Hele Norge	Ja	Generelt	JA	Stor	MI

## 4. Modeller og relevans for tiltaksanalyser innenfor VRD

Hensikten med denne delen av rapporten er å klargjøre hvilke modellverktøy som vil kunne være aktuelle for NIVA å anvende i forbindelse med implementeringen av EUs Vanndirektiv. Det poengteres at det i denne delen av rapporten snakkes kun om modeller som håndterer naturfaglige og/eller tekniske innretninger i vassdrag. Kostnadseffektivitet og nytte-/kostnadsanalyser, og prioritering av tiltak og vurdering av unntak fra vanndirektivet, ble diskutert innledningsvis.

### 4.1 Definisjoner og overordnet kategorisering

Begrepene modell, datamodell, beregningsmodell, modellverktøy og lignende beslektede begreper later ikke til å være unikt definert i faglitteraturen. Dette skaper problemer når man skal konkretisere hvilken rolle modeller kan spille i forbindelse med implementeringen av Vanndirektivet. Mangel av allment akseptert terminologi er også identifisert av Refsgaard et al 2002, noe som innebærer at det for tiden pågår et større arbeid med å rydde opp i et svært inkonsistent begrepsapparat. Dette arbeidet utføres gjennom gruppen bestående av flere store EU-finansierte prosjekter, kalt Catchmod, hvor blant annet Towards European HARmonised Procedures for Quantification of nutrient Losses from Diffuse Sources (EUROHARP) – koordinert av - NIVA ([www.euroharp.org](http://www.euroharp.org)) og Benchmark models for the Water Framework Directive (BMW)- hvor NIVA har en sentral rolle- ([www.vyh.fi/eng/research/euproj/bmw/homepage.htm](http://www.vyh.fi/eng/research/euproj/bmw/homepage.htm)) inngår.

I BMW-prosjektet legges det vekt på å skille mellom selve modellkoden ("model code") og anvendelsen av modellen ("model application"). Termen "modell" benyttes således ikke alene, men enten som kode/logikk eller knyttet til en bestemt anvendelse. Når senere en "modells godhet/egnethet" vurderes, er dette relatert til anvendelse av modellkode på et bestemt vannfaglig problem i en bestemt lokalitet. Egnetheten eller godheten til en datamodell kan ikke vurderes uten å ha knyttet dette til en bestemt type anvendelse

Det er relativt vanlig (se Rinde 1998) å inndele modeller i kategoriene empiriske, konseptuelle og prosessbaserte.

- **Empiriske modeller**, noen ganger kalt "black-box"-modeller, omformer de gitte inngangsdata til beregningsresultater ved hjelp av relativt enkle ligninger som ikke er fundert i en beskrivelse av det gitte naturfenomen. Regresjonsligninger befinner seg innenfor denne kategorien sammen med mer moderne teknikker som nevralt nett og evolusjonære algoritmer.
- **Konseptuelle modeller** er noe mer sofistikerte og inkluderer til en viss grad en beskrivelse av det analyserte fenomenet. Den mye brukte nedbør-avrenningsmodellen HBV er et eksempel på en modell som inngår i denne kategorien.
- **Prosessbaserte modeller** nærmer seg en fullstendig beskrivelse av den virkelige verden ved å representere prosessene som styrer den gitte fenomen mer "korrekt" enn de foregående typene. En prosessbasert modell krever som regel mer data enn de 2 foregående kategoriene, men øker innsikten i og mulighetene til å analysere det modellerte fenomenet. Selv prosessbaserte modeller representerer en forenkling av den virkelige verden.

Det er forsøkt å spesifisere hvilken kategori av modell det snakkes om når begrepet benyttes i denne rapporten.



Begrepet 'modellverktøy' brukes nærmest om hverandre med begrepet 'modell', men med modellverktøy antydes det at det sammen med rutinene/ligningene som beskriver de gitte naturfaglige prosesser også finnes rutiner eller verktøy for tilrettelegging, analyse og/eller presentasjon av dataene. Det refereres også til Alfredsen (1999) hvor begrepet "modell" er relativt utførlig beskrevet og definert, med forankring er i fagmiljøene hydrologi og elvehydraulikk.

Det poengteres at de naturfaglige modellene som omtales som regel er virkeliggjort gjennom en implementasjon i et dataprogram, bortsett fra muligens de aller enkleste sammenhengene (for eksempel regresjonsmodeller), som faktisk enkelte kan anvendes ved bruk lommekalkulator. Hvis vi ser bort fra disse sistnevnte modellene så er beregningsmodellene som regel implementert som et selvstendig og kompilert program, eller gjennom andre dataverktøy som er utviklet med tanke på effektiv løsning av ligninger, som for eksempel MS Excel og MathLab.

## **4.2 Definisjon av miljøproblemene og mulige tiltak**

Miljøproblemene som er omtalt i det følgende antas å være de problemene som vil ha fokus i forbindelse med utvikling av tiltaksplaner. De vil følgelig også være de problemene hvor modellering av sammenhenger mellom dose og respons vil ha størst relevans og omfang. Samtidig er det også innenfor de gitte problemområder hvor kunnskapen om, og mulighetene til å sette inn kostnadseffektive tiltak, er størst.

### *Eutrofi*

I følge Økland 1995 defineres overgjødning eller eutrofiering som økt tilførsel av plantenæringsstoffer til et vassdrag og virkningen av dette. Det poengteres at vannforekomster kan være naturlig eutrofe. Kildene til den menneskeskapt eutrofieringen er ofte utslipp/avløp fra befolkningen, ulike kilder i landbruket eller industriell virksomhet. Det henvises til Størset et al. 2003 for en mer systematisk og utdypende gjennomgang av kategorier av forurensningskilder.

Tiltakene mot uønsket eutrofiering vil variere fra en kategori kilde til en annen og noen ganger også fra ett område av landet til et annet. Punktkildene, herunder industri og befolkning knyttet sammen i et oppsamlingssystem, har tradisjonelt vært enklest å håndtere og da i form av ulike tekniske renseanordninger som tradisjonelle renseanlegg, utbedring av ledningsnett, fordrøyningsmagasin, lokal løsninger i spredt bebyggelse og tetting av gjødselkjeller. Renseeffekten av disse tiltakene er som regel godt kjent og forutsigbar. Tiltakene mot diffus avrenning, som for eksempel endret jordbearbeiding og fangdammer, er langt mer sammensatte og effektene er vanskeligere å kvantifisere selv om det foregår mye arbeid på området, deriblant EU-prosjektet EUROHARP ([www.euroharp.org](http://www.euroharp.org)) som NIVA er tungt involvert i. For en mer systematisk og dyptgående gjennomgang av tiltak og effekten av disse henvises det til Skiple et al. (i trykk). Metodegrunnlaget for å kvantifisere utslipp er gitt av for eksempel SFTs Miljømål for vannforekomster (1995:02).

### *Forsuring*

Forsuring av vassdrag er en konsekvens av nedfall av langtransporterte svovel- og nitrogenforbindelser. Økte tilførsler av disse forsurende stoffene er redusert pH og fiskedød. Prosessene som styrer forsuringen av vassdraget anses som kjent. Tiltakene mot forsuring er reduksjon av utslipp, som reguleres gjennom overnasjonale avtaler, og kalking. Kunnskapsgrunnlaget omkring effekten av reduserte tilførsler, tilsetning av kalk og naturens tålegrenser anses for å være meget godt. For mer dyptgående dokumentasjon om temaet henvises det til NIVAs hjemmesider ([www.niva.no](http://www.niva.no)), et stort antall rapporter i NIVAs rapportarkiv, samt internasjonale publikasjoner. Grunnet behovet for å avgrense dette prosjektet, samt det allerede høye kunnskaps- og bevissthetsnivået omkring forsuring, modeller og tiltak, vil vi i det følgende ikke omtale dette nærmere.

### *Fysiske inngrep*

Vannets naturlige kretsløp kan endres gjennom ulike fysiske og tekniske inngrep i vassdraget. I Norge er endringer av det hydrologiske regimet, fysiske endringer i forbindelse med vassdragsreguleringer og såkalte avbøtende tiltak, blant de største endringene fra naturtilstanden. I mange vassdrag er disse endringene så omfattende at vassdragene vil kategoriseres som "sterkt modifiserte vannforekomster" i henhold til VRD terminologi ("Heavily Modified Water Bodies). En annen kategori vassdrag hvor de fysiske endringene er store, er de bynære vassdragene hvor kanaliseringen kan være omfattende. Det henvises til Størset et al 2003 for en mer systematisk og dyptgående gjennomgang av fysiske inngrep (morfologiske, hydrologiske, endret arealbruk og uttak av naturressurser). Det poengteres at noen av det fysiske endringene, særlig i elver, er utført med den hensikt å forbedre også den økologiske tilstanden i vassdraget. Det tenkes her på for eksempel laksetrappet og terskler.

Tiltakene mot negative økologiske effekter av inngrep i vassdrag vil variere med hva slags inngrep som betraktes. Tiltakene for å tilstrebe "god økologisk tilstand", eventuelt "godt økologisk potensiale" kan deles inn i 3 kategorier.

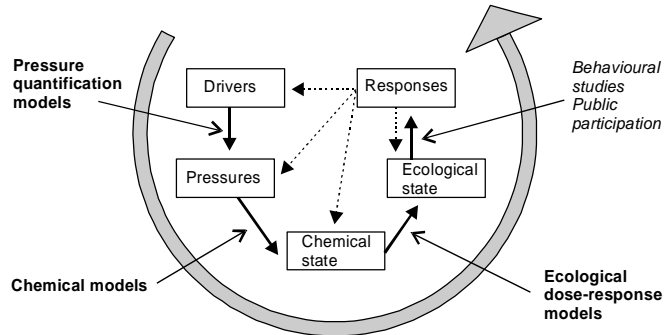
- Den første kategorien innebærer å tilpasse det manipulerede hydrologiske regimet til det naturlige regimet, som for eksempel økt og dynamisk minstevannføring, og roligere opp- og nedkjøring av kraftverk hvor effektproduksjon foregår. Det er også verdt å merke seg at manipulasjon med vannmengde vil påvirke vannkjemien gjennom for eksempel fortykning/oppkonsentrasjon av forurensende stoffer, og for eksempel ved overføring av vann fra andre vassdrag. Overføring av vann i forbindelse med irrigasjon er i europeisk sammenheng blant de vanskeligste spørsmålene ved implementering av EUs Vanddirektiv, men har naturlig nok ikke samme fokus i Norge.
- Den andre kategorien tiltak medfører nye fysiske inngrep, for eksempel gjennom endring av elveløp, erosjonssikring og bygging av terskler.
- Den tredje kategorien som anses som et relevant tiltak er mer direkte manipulasjon av flora og fauna, som for eksempel fjerning av vegetasjon og utsetting av fiskeyngel.

## **4.3 Oppgaver innenfor VRD som kan involvere modellering**

I tilknytning til implementeringen av Vanddirektivet peker det seg ut noen oppgaver hvor anvendelse av modeller synes å være mer aktuell enn andre. Ulike kilder, se for eksempel Rekolainen et al 2004, Bakken et al 2002, BMW-prosjektet, EUROHARP prosjektet ("The link between EUROHARP, the Water Framework Directive and the Nitrates Directive") og Wasson et al 2003 har vurdert hvilke forvaltningsoppgaver modeller kan synes å støtte. Tradisjonell hydrodynamisk og vannkjemisk modellering, samt eventuelt økologisk modellering, later til å ha størst potensiale i forbindelse med utarbeidelse av tiltaksplaner, herunder vurdering av effekt (fysisk, kjemisk og økologisk respons i vannforekomstene) av tiltak og ulike scenarier for fremtiden. GIS-basert modellering, som ikke er særlig omtalt i denne rapporten, synes å være en nyttig metode i forbindelse med karakteriseringen av vannforekomstene.

Rekolainen et al 2004, filosoferer omkring hvordan DPSIR-konseptet (drivers, pressures, state, impacts, response), anvendt til rapportering av miljøtilstand og de faktorer som påvirker miljøtilstanden, kan tilpasses tankegangen i Vanddirektivet. Rekolainen et al. reformulerer DPSIR-konseptet til DPCER-konseptet, hvor D representerer "driving forces", det vil si de ytre faktorene som påvirker utslipp av forurensende stoffer, for eksempel landbruksproduksjon, angitt gjennom forbruk av gjødsel og tetthet av buskap. P representerer "Pressures", altså utslippene fra de aktuelle kilder, og C står for "Chemical state", det vil si vannkjemisk respons i resipienten. "Ecological state" (E) er økosystemresponsen, gitt gjennom for eksempel biomasse av fyttoplankton, mens R representerer

samfunnets reaksjon/respons på uønsket kjemisk og økologisk tilstand, for eksempel gjennom utslippsbegrensende tiltak.



**Figur 3.** Elementene i det nye DPCER-konseptet og hvor modeller kan tenkes anvendt, fra Rekolainen et al, 2004.

Figur 3 viser skjematisk hvordan de omtalte elementene henger sammen og hvor modeller kan finne sin rolle inn i dette konseptet. Den brede, ytre pilen viser retningen på tilnærming hvor man ønsker å studere hvordan endringer i "driving forces" påvirker utslipp av forurensende stoffer, den kjemiske responsen i vannforekomstene og deretter hvilken økologiske tilstand dette vil gi. Man kan også tenke seg at den brede, ytre pila vil kunne reverseres, det vil si at økosystemets tilstand ligger fast, for eksempel gjennom målet om god økologisk status. Man kan da modellere hvilken maksimal kjemisk konsentrasjon dette innebærer og videre hvilket maksimalt utslipp dette gir (kritisk belastning).

Hvilken retning man betrakter DPCER-konseptet vil avhenge av i hvilken fase av implementering av Vanddirektiv man er i, men uansett vil utslipps- og avrenningsmodeller (i betydning avrenning av stoffer fra flater) og kjemisk og økologiske responsmodeller kunne være nyttige verktøy. Modeller kan altså anvendes både til å fastsette miljømålet for vannforekomsten og analysere sannsynligheten for måloppnåelse ved de forskjellige påførte belastninger, og til å rangere de ulike tiltakene mot hverandre for å finne det optimale, eller den optimale kombinasjonen av tiltak.

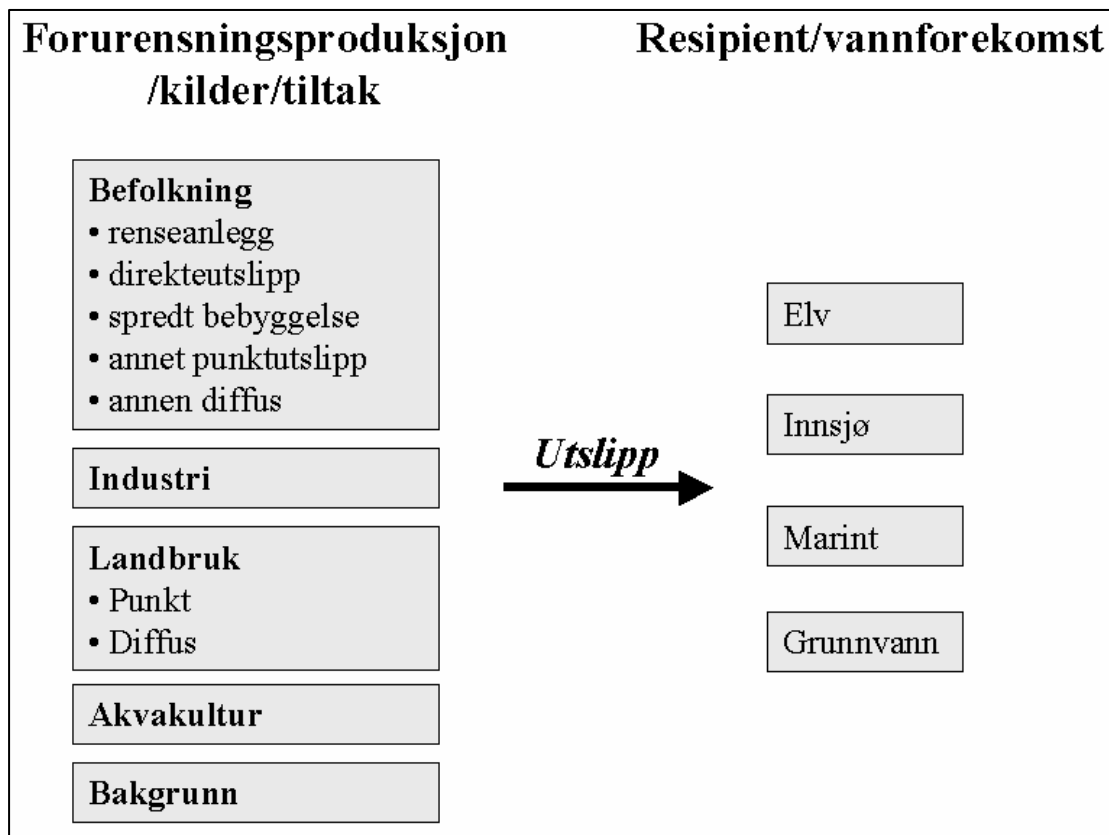
En kritikk mot Rekolainen et al sitt DPCER-konsept er at ved å fjerne den opprinnelige "Impacts" og bytte dette ut med "Chemical state"/"Ecological state" fjernes fokuset vekk fra det økonomiske aspektet. Nettopp dette er sentralt i Vanddirektivet, og da særlig i forbindelse med unntak.

#### 4.4 Krav til modeller

Gjennom BMW-prosjektet utvikles det et sett av kriterier for å velge riktig modellkode for å analysere en bestemt problemstilling ved implementeringen av vanddirektivet i et bestemt nedbørfelt. BMW-kriteriene er fortsatt under utvikling, men en første versjon av dem er gitt i Saloranta et al, 2003. Kriteriene er formulert som spørsmål som skal besvares av vannforvalter og/eller modellør, og et sett med alternative svar er presentert for brukeren av systemet. Samtlige spørsmål må besvares med "score" 2 eller 1, ettersom "score" 0 innebærer at den gitte modellkoden ikke oppfyller de krav som er satt til modellverktøy for å kunne støtte analyser gitt gjennom de forvaltningsoppgaver vanddirektivet krever. Eksempler på krav til modellverktøy er at beregningsresultatene må kunne relateres til de miljømål som er satt av forvalteren, verktøyet må støtte modellering av relevante tiltak, modellkoden må være tilstrekkelig testet og basert på vitenskapelig akseptert teori, modellens krav til inngangsdata må være balansert mot tilgjengelige data og den må kunne opereres på relevant skala og oppløsning

både i tid og rom. Videre er det eksempelvis krav til at modellverktøyet må støtte sensitivitets- og usikkerhetsanalyser, være tilstrekkelig dokumentert og egnet til kommunikasjon mellom modellør, forvalter og interessegrupper påvirket av modelleringsresultatene.

Det er pr utløpet av 2003 ikke definert klare krav til hvordan en bestemt modell skal kunne opereres sammen med andre og tilgrensende modeller. Det vil være et relevant krav at modellen må kunne lese resultater generert av en modell innen et annet modelldomene (elv, innsjø, estuarie, grunnvann, diffuse kilder, osv) og anvende dette som inngangdata. Det finnes enkelte modellsystemer ("modellpakker") hvor grensene mellom tradisjonelle domener er brutt gjennom integrasjon i en felles plattform (for eksempel SOBEK fra WL/Delft Hydraulics), men de aller fleste modeller som er tilgjengelige kan ikke umiddelbart opereres sammen (integreert eller linket) med andre modeller. Ved en integrering må i de aller fleste tilfeller en programmering gjøres, og ved linking må som regel resultater fra en modell i ett domene formatteres/konverteres før de kan benyttes som inngangsverdier til en modell i neste domene.



**Figur 4.** Skjematisk framstilling av de 2 hoveddomenene forurensningsproduksjon/kilder og resipient/vannforekomst. Disse hoveddomenene er videre delt inn i underdomener. Modeller opererer ofte innenfor ett underdomene, noen ganger innen flere underdomener innenfor samme hoveddomene. Enkelte modeller eller modellpakker kan opereres på tvers av de 2 hoveddomenene, noe også Vanndirektivet etterspør. Tiltak blir oftest satt inn i det forurensningsproduserende domenet.

I BMW-prosjektet arbeides det med modeller innen følgende domener: avløp fra befolkning, diffuse kilder, grunnvann, elver, innsjøer, estuarier og sosio-økonomiske modeller. Disse domene kan grupperes etter hvorvidt de er forurensningsproduserende eller mottagere/omsettere (resipient) av stoffer, hvor de 2 førstnevnte domener (avløp fra befolkning, diffuse kilder) er forurensningsproduserende og de resterende er resipienter. Det er viktig også å merke seg at tiltakene også i det vesentligste settes inn der hvor forurensningen produseres, selv om vi vet at det også settes

inn avbøtende og beskyttende tiltak nedstrøms for eksempel i forbindelse med rensing av drikkevann i stedet for oppstrøms tiltak.

Hvis vi knytter de nevnte kategoriene/domenene opp mot det nye DPCER-konseptet omtalt i foregående avsnitt, ser vi at de forurensningsproduserende modellene hører hjemme mellom "Driving forces" og "Pressures" og resipientmodellene kan høre hjemme både blant "Pressures" og "Chemical state" og mellom "Chemical state" og "Ecological state", avhengig av hvilke prosesser som er inkludert i den enkelte resipientmodell. Det bør også nevnes at enkelte modeller innenfor det forurensningsproduserende domene også kan beregne respons i resipienter, slik at bildet ikke er fullt så enkelt og oversiktlig som det umiddelbart kan synes.

## 4.5 Databehov ved modellering

I det følgende redegjøres det på et meget generelt grunnlag hva slags typer data som er nødvendig for å kunne utføre en anstendig modellering av eutrofi og tiltak mot dette og fysiske inngrep og forbedring av økologisk tilstand. Det tas utgangspunkt i at de aktuelle modellene er mer avanserte enn de aller enkleste empiriske modellene (regresjonsmodeller).

### 4.5.1 Basisdata

Ved modellering av eutrofiering vil det på generell basis være behov for følgende hovedtyper av data:

- **Fysiske beskrivelse (topografi) av nedbørfeltet og/eller vassdraget.** Det tenkes her på typiske kartbaserte data som areal, volum, lengde, bredde, dyp, helning av vannforekomster. Dataene kan være tilgjengelige i basisutvalget av karttemaene man får gjennom Statens Kartverk og gjennom NVEs karttjenester (REGINE, Innsjødatabase). Behovet for oppløsning vil avhenge av den romlige oppløsning og utstrekning den aktuelle modellen skal og kan opereres i.
- **Hydrologiske og meteorologiske data.** De hydrologiske dataene er tilgjengelige gjennom NVEs stasjonsnett, og det er særlig vannføring som er viktig. NVE har også data på vannstand og vanntemperatur på et relativt stort antall lokaliteter som vil være viktige i modelleringssammenheng. De meteorologiske dataene håndteres primært av DNMI, hvor lufttemperatur og nedbør er de viktigste måledata med tanke på modellering.
- **Vannkjemi og data på biomasse** (kl-a, eller i form av C) er essensielt for å tilpasse modeller til den bestemte anvendelsen. Data på vannkjemi finnes hos et større antall kilder, hvor SFTs SESAM-database er den viktigste. NIVA har flere separate databaser (se seksjon 3.4) som inneholder vannkjemidata. Med tanke på eutrofi later er EUREGI den viktigste, samt Fagdata, PARCOM, WILAB, Overvåking EEA og dels RESA, i tillegg til den eksterne databasen SESAM. Data om mengde kl-a/biomasse er tilgjengelig gjennom noen av de ovenfornevnte datakildene (Fagdata, EUREGI og SESAM), samt Begroing, PHYTOMAR og PHYTOBASE. De tre sistnevnte finnes på NIVA.
- **Utslipp av forurensende stoffer** er viktige inngangsdata for å vurdere tiltak. Bortsett fra avrenning fra gruveområder (metaller) finnes det lite eller ingenting av disse dataene på NIVA. SFT, SSB og Jordforsk (avrenningskoeffisienter) er de viktigste kildene til data om utslipp fra befolkning, landbruk og industri. Det henvises til Størset et al. 2003 for en mer systematisk og utdypende gjennomgang av dette. Gjennom TEOTIL prosjektet (NIVA prosjekt for SFT siden 1990) har NIVA data for utslipp/tap av nitrogen og fosfor for hele Norge fra rensaneanlegg, industri, akvakultur (fra 1998) og jordbruk.

I vurderingen av datakilder med tanke på bruk i modellering er det ikke tatt særlig hensyn til databaser med biologiske data. Unntakene er imidlertid der man kan bruke dataene til å frambringe tall på konsentrasjon av kl-a og evt biomasse som kan regnes om til kl-a. Grunnen til dette er at det fortsatt er store mangler i kunnskapen om koblingen mellom fysiske/kjemiske forhold i resipienter og økologisk tilstand. Denne kunnskapen finnes naturlig nok heller ikke i form av modellverktøy. I praksis ender man derfor som regel opp med å modellere vannkjemi og evt et samletall for alge-/fytoplanktonproduksjon som mål på økologisk tilstand. Den nye EU-finansierte prosjektet REBECCA (Lyche-Solheim, personlig meddelelse) vil fokusere nettopp på sammenhengen mellom vannkjemi og økologisk respons. Når denne sammenhengen er etablert vil mulighetene for å modellere økologisk tilstand og respons være vesentlig bedret. Det er også viktig å huske at nettopp denne sammenhengen er et viktig element i Vanndirektivet.

Når det gjelder modellering av fysiske inngrep og tiltak for å bedre den økologiske tilstand, så er følgende data er de mest relevante:

- **Inngrepsdata.** NVE har en egen inngrepsdatabase som omtaler inngrepene. Se Størset et al 2003 for nærmere omtale.
- **Fysiske beskrivelse (topografi) av nedbørfeltet og/eller vassdraget.** Det henvises til beskrivelse over for en mer detaljert omtale av dette. Det bør nevnes at detaljmodellering av inngrepet (for eksempel terskler, erosjonssikring) vil kunne kreve en detaljert hydraulisk modell over området, og hydraulikken må kunne relateres til en eller annen biologisk respons. Detaljerte topografiske data (for eksempel på skala 1:5000) vil derfor i noen tilfeller være nødvendige.
- **Hydrologiske og meteorologiske data.** Disse dataene vil være nødvendige og essensielle med tanke på endring av det hydrologiske regimet. NVE, DNMI og evt. regulanter vil ha disse dataene tilgjengelig. Se også beskrivelse over.

#### 4.5.2 Modellspesifikke data

Både i de prosessbaserte og i mange empiriske modeller må et sett med modellparametre fastsettes før modellen kan opereres. For en prosessbasert vannkjemimodell med en hydrodynamisk modell i bunnen må friksjonskoeffisienter mellom vannmassene og bunnen fastsettes, i form av for eksempel Mannings "n". Videre må sedimentasjonsrater, koeffisient for oksygenering, faktorer for mineralisering, resuspensjon fastsettes. Denne informasjonen kan i noen modellverktøy, som for eksempel SOBEK, være tilgjengelig gjennom et bibliotek/dokumentasjon som beskriver prosessene. Andre kilder til disse dataene kan være ymse faglitteratur. Bare sjeldent finnes det gitt steds spesifikk informasjon om disse koeffisientene.

## 4.6 Aktuelle modeller tilgjengelig ved NIVA

De modellene NIVA har kompetanse på og/eller tilgang til er gitt gjennom Saloranta 2003, samt forfatterenes kjennskap til modellbruk på NIVA. Tabell 6 angir hvilke modeller som synes å være aktuelle innenfor de 2 problemområdene eutrofi og fysiske inngrep.

**Tabell 6.** Følgende modeller brukt på NIVA synes å kunne anvendes i forbindelse med tiltaksanalyser mot eutrofi<sup>8</sup>. Begrepet "modell" er her veldig liberalt anvendt.

Modellnavn	Domene	Nøkkelperson NIVA
MESAW - Matrix equations for source apportionment of water pollutants	Diffus avrenning	Per Stålnacke
ENSIS Pollution budget	Industriutslipp	Tor Haakon Bakken
SOBEK	Elv	Tor Haakon Bakken
QUAL-familien	Elv	Torulv Tjomsland
MyLake	Innsjø	Tuomo Saloranta, Tom Andersen
FINNECO	Innsjø	Torulv Tjomsland
FOSRESGRU	Innsjø	Dag Berge
Surface modelling system (SMS)	Estuarie (og innsjø?)	Jarle Molvær
Fjorden v/Fjordmiljø	Estuarie	Lars Golmen, Jan Magnusson, Jarle Molvær, Birger Bjerkeng
TEOTIL	Nedbørfelt (statistikkområder)	Torulv Tjomsland
Mike Basin (vannkjemimodulen er hverken kjøpt eller anvendt av NIVA)	Nedbørfelt	Anne Bjørkenes Christiansen, Nils Roar Sælthun

Med tanke på modellering av fysiske inngrep og miljøforbedrende tiltak er situasjonen mer usikker. Basert på de samme kildene som over framkommer tabell 7.

**Tabell 7.** Følgende modeller synes å kunne anvendes i forbindelse med analyser av fysiske inngrep og mulige miljøforbedrende tiltak.

Modellnavn	Domene	Nøkkelperson NIVA
SOBEK	Elv (vannkjemi)	Tor Haakon Bakken
HABITAT	Elv (hydraulikk + enkel biologi)	Tor Haakon Bakken
HBV	Nedbørfelt (tilførsler av "rent" vann)	Nils Roar Sælthun, Torulv Tjomsland, Tor Haakon Bakken, Anne Bjørkenes Christiansen, Line J. Barkved

<sup>8</sup> NIVA er nå inne i en strategisk 'tenkeprosess' hvor alternative avrennings- og 'in-stream' modeller blir vurdert (bl.a. ved hjelp av EUROHARP prosjektet) med tanke på potensialet for prosjekter i implementeringen av Vanddirektivet rettet mot handlingsplaner (River Basin Management Plans). Målet er å kunne 'tilby' en samlepakke i samarbeid med JORDFORSK. I den sammenheng blir også INCA-N og P vurdert.

ENMAG	Nedbørfelt (vannallokering)	Nils Roar Sælthun, Tor Haakon Bakken, Anne Bjørkenes Christiansen
Mike Basin (vannkjemimodulen er hverken kjøpt eller anvendt av NIVA)	Nedbørfelt (vannallokering distribusjon??)	Anne Bjørkenes Christiansen, Nils Roar Sælthun

Grunner til at tabellen (tabell 7) over modeller relevante i forbindelse med fysiske inngrep og effekten av tiltak er svært kort er at:

- Kunnskap om effekten av det miljøforbedrende tiltaket er begrenset
- Modellering av fysisk endring krever en prosessbasert modell som er mer krevende å utvikle og anvende enn enklere empiriske modeller
- Tiltakene er veldig forskjellige slik at en modell som skal dekke flere typer tiltakskategorier krever stor fleksibilitet
- NIVA har tradisjonelt arbeidet mer med forurensning og effektene av forurensning på vannkjemi og økologi enn fysisk inngrep

#### 4.7 Begrensninger i anvendelse av modeller

Av tabellene gitt i forrige avsnitt kan man lese hvilke modeller NIVA pr. nå har tilgang til og kompetanse på å bruke. I det følgende er det listet mulige eller virkelige begrensninger vedrørende NIVAs anvendelse av modeller ved implementeringen av Vanddirektivet.

- **Manglende tiltro til metodikken.** Det later til å være varierende grad av tiltro til hvorvidt modeller som verktøy er i stand til å analysere de problemene som skal besvares. Dette later til å være tilfelle både blant oppdragsgivere og blant eksperter og kollegaer ved NIVA. Det poengteres at en sunn form for skepsis kan være fornuftig.
- **Kostnader ved oppsett av modell.** Det kan være relativt kostbart, i form av tidsforbruk, å sette opp en avansert (prosessbasert) modell for et nytt nedbørfelt/vannforekomst. Mindre prosjekter har derfor ofte ikke økonomiske rammer som tillater og rettferdiggjør anvendelse av en avansert beregningsmodell. Det poengteres at bruk av en enklere, empirisk modeller kan reduseres disse kostnadene betraktelig, men taper samtidig fordelene en prosessbasert modell gir. Dette er også viktig med tanke på 'aksepterbar usikkerhet' i modellresultatene sett i sammenheng med valg av tiltak- feil eller riktige tiltak. Se diskusjon i avsnitt 4.8 omkring dette temaet.
- **Manglende data.** Datagrunnlaget som er tilgjengelig kan være mangelfullt i forhold til de kravene en beregningsmodell har til inngangsdata. Særlig de mer avanserte prosessbaserte modeller kan være krevende i så måte. Det tenkes både på hvilke variable som observeres, tettheten av målelokaliteter og frekvens på måledata/observasjoner. Modeller som kjører en full hydrodynamisk modell i forkant av beregning av vannkjemi, ønsker en topografisk beskrivelse av vannforekomstene som er mer detaljert enn det man finner i hva som normalt er tilgjengelig i kartgrunnlaget. Det er selvfølgelig mulig å sette opp en hydrodynamisk modell basert på en grovskala terrengmodell, men dette øker usikkerheten i resultatene. Hvorvidt dette er signifikant for usikkerheten i resultatene vil avhenge av den enkelte anvendelse. Generelt kan det vel sies at det later til at problemene med manglende data er større når det gjelder data på vannkjemi, utslipp og biologisk enn topografi, meteorologi og hydrologi med tanke på modellering av eutrofi. Når det gjelder fysiske inngrep og deres tiltak så er topografiske og hydrologiske data essensielle.



- **Lisensproblematikk.** Innkjøp av de mer kjente modellpakkene fra for eksempel DHI, WL / Delft Hydraulics og Wallingford Software er dyrt, og vil neppe svare seg økonomisk i enkeltstående prosjekter. Det er verdt å merke seg at det finnes mye gratis programvare som kan lastes ned fra Internett, særlig gjennom sidene til US EPA.
- **Kompetanse.** Det later til at NIVA generelt sett dekker modellering av fysisk, kjemisk og så langt det er mulig økologisk tilstand i elver, innsjøer og estuarier med tanke på eutrofi. Det er imidlertid uklart hvorvidt NIVA har tilstrekkelig kompetanse til å modellere utslipp fra alle relevant kilder og deres mulige tiltak, og alle mulige kombinasjoner av kilder og tiltak (se fotnote 9). Det understrekes at det også finnes mangler i kunnskapsgrunnlaget som i det hele tatt diskvalifiserer modellering som verktøy. NIVA kunne ha vært sterkere på modellering av fysiske inngrep, men her later mulighetene til modellering å ha kommet kortere enn innen eutrofi.

Dale 2003 har på generell basis behandlet temaet omkring hvorfor datamodeller ikke benyttes i større grad til "decision-making" i vannressursforvaltning, hvor hun påpeker følgende fire årsaker som viktige:

- dårlig kommunikasjon mellom de som sitter på prosessforståelsen, modellutvikler, modellør og sluttbruker.
- manglende forståelse omkring modelleringsprosessen (muligheter, begrensninger, antagelser, etc).
- manglende tilgjengelighet/kompetanse omkring egnede modeller.
- knapphet på ressurser (tid/penger).

Disse punktene later også til å være relevante problemer vedrørende bruk av modeller i Norge.

#### 4.8 Eksempel på nytte ved bruk av modeller - Vansjø-Hobøl

Vansjø-Hobølvassdraget er lokalisert sørøst for Oslo, har et areal 690 km<sup>2</sup>. Nedbørfeltet er dominert av skog (80 %). Størstedelen av nedbørfeltet ligger under den marine grense og er følgelig dekket av marine sedimenter. Vansjø-Hobølvassdraget består av mange små bekker, elver og innsjøer, samt én stor innsjø. Innsjøen, Vansjø, består av to store basseng (Vanemsfjorden and Storefjorden) og det totale overflatearealet er 35 km<sup>2</sup>. På tross av allerede implementerte tiltak for å redusere mengden fosfor til vassdraget er elver og innsjøer fortsatt sterkt eutrofe, først og fremst på grunn av for store belastninger særlig fra landbruket og spredt bebyggelse. Flere av vannforekomstene i nedbørfeltet opplever årlige store oppblomstringer av blågrønnalger.

Lyche et al. 2001 beskriver prosessen med fastsetting av miljømål, analyse av tilførsler og ender opp med anbefalt mengde avlastning (tiltak) som fordeles på de ulike kategorier kilder. Fastsetting av miljømål er basert på en enkel empirisk sammenheng mellom total fosfor og middeldyp som gir maksimal (akseptabel) konsentrasjonen av total fosfor (TotP) som funksjon av middeldyp. Denne konsentrasjonen antas å være den maksimale for å unngå større omfang av blågrønnalger. Ved hjelp av maksimal konsentrasjon av TotP finner man gjennom en enkel beregning maksimal belastning.

I forbindelse med BMW-prosjektet, som ble startet opp etter at Lyche et al sin tiltaksrapport ble gjort ferdig, testes og anvendes beregningsmodeller i Vansjø-Hobølvassdraget. For å beregne transport og omsetning av næringsstoffer fra de enkelte delnedbørfeltene, gjennom elvesystemet og ut i Vansjø er SOBEK modellen satt opp. For å beregne framveksten av algebiomasse er MyLake (Saloranta og Skiple Ibrenk) anvendt på Vansjø. MyLake er en 1-dimensjonal innsjømodell som beregner vanntemperatur og isproduksjon, konsentrasjonen av fosfor og resulterende mengde fytoplankton, gitt som konsentrasjon av kl-a. I tillegg til meteorologiske og hydrologiske data krever modellen konsentrasjon av partikulært og biotilgjengelig fosfor som inngangsdata. MyLake kan kjøres med

døgnoppløsning og kan beregne utviklingen av de nevnte variable fra år til år. Det er en ambisjon i BMW-prosjektet at SOBEK og MyLake skal kobles sammen og dermed danne en kjede av modellberegninger fra oppstrøms utslipp til respons i den viktigste resipienten Vansjø. Tilpasningen av SOBEK er pr. mai 2004 ferdig og det jobbes med å koble modellen sammen med MyLake. Det er ikke satt opp noen modell som beregner utslipp eller avrenning av fosfor fra forurensningskildene, Det er benyttet teoretiske data framkommet gjennom et mer eller mindre manuelt forurensningsregnskap som er gitt som inngangsdata til resipientmodellene.

I det følgende er det forsøkt skissert hvilke gevinster man vil oppnå ved å benytte en mer avansert modell enn den enkle empiriske sammenhengen man har brukt ved fastsettelse av miljømålene for Vansjø-Hobølvassdraget. Med en mer avansert modell, tenkes det her konkret på anvendelse av en modell, eller en kjede av naturfaglige, prosessbaserte modeller som SOBEK, MyLake og eventuelt en eller flere modeller som beregner utslipp (før og etter tiltak) av stoffer til resipientene.

#### *Prosessforståelse*

En prosessbasert modell vil øke forståelsen av de prosessene som er av betydning for det analyserte fenomen, i motsetning til en "black-box" modell som transformerer inngangsdata til resultater uten å forsøke å beskrive fenomenet ved hjelp av virkelige prosessligninger. En prosessbasert modell gjør det derfor mulig å analysere betydningen av de enkelte delprosessers/påkjenningers betydning i en større helhet og dermed skape en større totalinnsikt i den analysen av den gitte vannforekomst eller nedbørfelt. Det er også verdt å nevne at "black-box"-modeller i utgangspunktet ikke kan anvendes på andre vannforekomster/nedbørfelt enn dem de er tilpasset for, mens prosessbaserte modeller enklere kan overføres til nye vannforekomster eller nedbørfelt, selv om disse også som oftest må kalibreres mot stedspesifikke data.

#### *Dynamikk*

De nevnte modellene støtter alle en dynamisk betraktning av vannforekomstene, noe de enkle regresjonsmodellene ikke gjør. Dette muliggjør analyser over flere år, samt variasjoner over ett og samme år. Simulering av sesongvariasjon vil være nyttig ettersom krav til vannkvalitet og -kvantitet vil kunne variere over året, både utfra et økologisk perspektiv og mhp egnethet til forskjellig type bruk. Eksempelvis vil bading bare være interesse i sommerhalvåret og en organismes krav/preferanser til vannmengde kan også variere over året. En dynamisk analyse of sesong og flere år krever naturlig nok at inngangsdataene, eller ihvertfall noen av inngangsdataene, må variere over det analyserte tidsrommet.

#### *Usikkerhet*

De enkle, empiriske sammenhengene som er benyttet som grunnlag i Lyche et al. 2001 støtter ikke analyse av usikkerhet i fastsettelse av miljømål. I mer avanserte modeller kan betydningen av de ulike inngangsdataene, involverte og beskrevne delprosesser, interne prosessparametre, osv analyseres med hensyn på sensitivitet og usikkerhet. Det er ellers verdt å merke seg at sensitivitets-/usikkerhetsanalyser krever et relativt stort antall kjøringar av en modell, noe som er vanskelig å gjennomføre i praksis hvis modellens beregningstid er lang. Det er også en stor fordel hvis de gjentatte kjøringene kan settes i gang i en stor jobb ettersom manuell endring av en og en parameter kan være svært tidkrevende.

## 4.9 Foreløpige konklusjoner

Det synes som om ønsket om å modellere prosesser og tiltak er større enn hva som er praktisk mulig pr. nå. Innen eutrofiering er det mulig å modellere den fysiske og kjemiske responsen i resipientene hvis data av tilstrekkelig volum og kvalitet er tilgjengelig. De mer avanserte fysiske baserte modellene er imidlertid krevende i så måte og det vil kunne være vanskelig å sette de opp i områder hvor tilgjengelige data er av beskjeden mengde og kvalitet. Det later til å være vanskeligere å modellere selve tiltaket mot eutrofi på et så detaljert nivå som økonomiske analyser etterspør enn respons i resipientene. Det skyldes nok både at tiltak settes inn på et lite detaljområde og usikkerhet omkring hvilken effekt tiltakene har over tid og for de forskjellige forurensningskomponenter. Det er også kunnskapshull mellom fysisk/kjemisk påkjenning og økologisk respons.

Når det gjelder de fysiske inngrepene er det også her utfordringer vedrørende modellering. Den rent hydrologiske biten skulle være godt dekket av modellverktøy NIVA behersker, mens det er mangler både på kunnskap og modellverktøy omkring fysisk påkjenning og økologisk respons. Habitatmodellering er imidlertid et unntak hvor metodikken har kommet et godt stykke på vei.

## 5. Tiltakskostnader og tiltaksnytte

### 5.1 Krav til data om tiltakskostnader

I dette avsnittet vurderer vi om tiltakskostnader hensiktsmessig kan organiseres i databaser og overføres mellom nedbørfelt – fordi de lett kan kategoriseres og varierer med noen klart definerte parametre mellom nedbørfelt – eller om de krever særskilt beregning for hver ny tiltaksplan.

Tiltak skal vurderes og prioriteres etter kostnadseffektivitet i å nå miljømålene under VRD. Beregning av tiltakskostnader for ulike typer tiltak på ulike steder i nedbørfeltet er derfor nødvendig. I tillegg krever Vanddirektivet en vurdering av miljøkostnader for i tur å vurdere kostnadsdekning av vanntjenester fordelt på ulike vannbrukere og prinsippet om at forurenseren betaler. Tiltakskostnader kan brukes som et konservativt mål på samfunnsøkonomiske miljøkostnader der tiltak allerede er gjennomført eller der verdsettingsstudier ikke er tilgjengelige.

*Hva bør dokumenteres ved tiltakskostnader?*

Tiltakskostnader må dokumenteres for å kunne etterprøves. Hvilke krav som (bør) stilles til dokumentasjon kan også være til hjelp i å vurdere hvorvidt informasjonen lar seg organisere i databaser og om den enkelt kan relateres til modell-beregninger av tiltakseffekt. Veiledningskriterier fra EU (Marlowe, King et al. 1999) er oppsummert i

**Tabell 8.** Spesifikke tiltaksdata som kreves for sektorvise tiltak er også vurdert i (Skipple-Ibrekk, Lindholm et al. 2004).

**Tabell 8.** Ideelle krav til dokumentasjon av tiltakskostnader

1. <b>Forurensningstypen og –kilde</b> (prosessstype, lokalitet/kart , eksisterende tiltakstyper -alder og -effekt, stoff typer i input, tidsforløp i utslipp (dag, sesong),
2. <b>Miljøtiltak og –effekt</b> (utslippsfaktor uten/med tiltak multiplisert med aktivitetsnivå, teknisk og økonomisk levetid for investeringer, sekundæreffekter, tilgjengelighet i markedet (priser?), anvendbarhet i forhold til forurensningsomfanget)
3. <b>Tiltakskostnader</b> (fysiske enheter, investeringskostnader/enhet, driftskostnader/enhet, oppgradering eller nyinvestering , identifisere kostnader utover 'business-as-usual', fordeling av kostnader mellom ulike forurensningskomponenter, ekskludere indirekte kostnader, identifisere avgifter og subsidier, identifisere kostnadsbesparelser ved tiltak)
4. <b>Dokumentasjon av usikkerhet</b> (min-maks verdier, data kvalitetsvurdering)
5. <b>Årstall for tiltaksdata</b>
6. <b>Referanser</b>
7. <b>Dokumentasjon av beregningsmetoder</b> (inflasjon, årskostnader, diskonteringsrater, tidshorisontering, aggregering)
8. <b>Dokumentasjon av andre antagelser</b> (scenarier for tiltakseffekt og aktivitetsnivå, samspill mellom tiltak)

Kilde: basert på (Marlowe, King et al. 1999)

Informasjonsbehovet, spesielt under punktene 1 og 2, tilsier at tiltak mot punktutslipp er stedsspesifikke og ikke lett lar seg systematisere på tvers av nedbørfelt. Tiltak mot spredte eller arealkilder egner seg imidlertid bedre for vurdering av tiltaksomfanget, lokalisering, og -kostnader.

Videre vil det være lite behov for databaser med tiltakskostnader der det finnes få observasjoner – mao. for tiltak som ikke er vanlige på tvers av nedbørfelt, der det ikke er gjort mange tidlige kostnadseffektivitetsstudier, eller der vurderinger er gjort av private aktører og ikke er publiserte.

Det er tidligere konkludert med at en systematisering og sammenligning av tiltakskostnader – og effekter er sannsynligvis bare praktisk mulig idag for tiltak mot overgjødsling og kalkingstiltak (Mangussen, Romstad et al. 2003). For tiltak som bøter på inngrep og fremmer fysisk tilrettelegging i vassdrag er det gjennomført mange eksempler finansiert av vannkraft-utbygger selv. Investeringer i tiltak er tildels dokumentert av utbygger, men i svært liten grad er effekten av slike tiltak vurdert/publisert. Slike inngrep og tilrettelegginger vil vanligvis vurderes i forbindelse med nytte-kostnadsvurdering av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF), og derfor være knyttet til spesifikke lokaliteter i større grad en vurdering av utslipp i et nedbørfelt. En database for vassdragsinngrep vil ikke være ressursbesparende i tiltaksanalyser for nedbørfelt med dagens tilgjengelige informasjon.

Ettersom det finnes mye informasjon om tiltakskostnader på utbyggers hender kan det være hensiktsmessig å sette igang en utredning for å systematisere dette.

I forhold til en ideell rapportering skissert i **Tabell 8** bør forenklete krav til dokumentasjon av tiltakskostnader legge mest vekt på bedre dokumentasjon av usikkerhet i forhold til det som har vært praksis tidligere i norske tiltaksanalyser (Skipple-Ibrekk, Lindholm et al. 2004). Modell-beregninger av avlastningsbehov for næringssalter i Vannsjø med MyLake (Saloranta and Skiple-Ibrekk in press) illustrerer hvordan miljømål er uttrykket mer nøyaktig som en prosentvis oppnåelse over året, pga. naturlige variasjoner i klima. For en mest mulig konsistent tiltaksanalyse bør formatet for dokumentasjon av usikkerhet være likt for modell-beregninger av miljømål/avlastningsbehov, av tiltakseffekt og regneark- beregninger av tiltakskostnader, se **Tabell 9**.

**Tabell 9.** Forslag til dokumentasjon av usikkerhet i tiltaksanalyser

Avhengig variabel $E=f[x_i(y_i)]$	Forklarings- variable ( $x_i$ )	Målenehet	Beskrivelse av usikkerhet						Kilde	Identifiserte men uforklarte variable ( $y_i$ )
			Sannsynlighets- fordeling	Forventet verdi	St.avvik	+/- avvik (%) CV	Min	Mak s.		
Miljømål/ Avlastningsbehov				X			X			skjønn
Tiltakseffekt			normal	X	X					statistikk
Tiltakskostnader								X	X	følsomhets- analyse

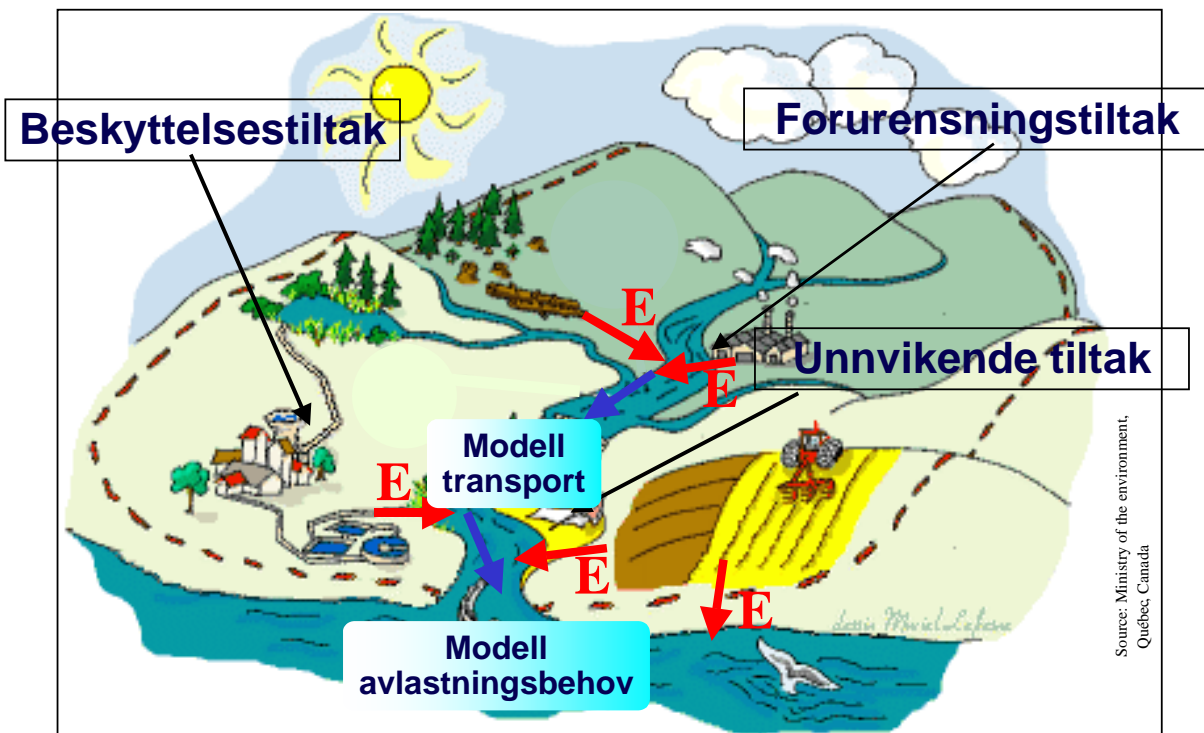
Kilde: (Skipple\_Ibrekk, Lindholm et al. 2004). Merknad: CV=coefficient of variation (st.avvik/forventet verdi)

*Hvor skal tiltakseffekt måles og sammenlignes?* I tillegg til dokumentasjon av usikkerhet krever en konsistent kostnadseffektivitetsanalyse at effekt sammenlignes på en konsistent måte. Vanlig praksis er at effekt beskrives som utslippsreduksjoner ved kilden (Lyche-Solheim, Vagstad et al. 2001; Mangussen, Romstad et al. 2003), vanligvis jordekant og prosessutløp. Utslippene fra ulike kilder gjøres sammenlignbare ved hjelp av empiriske koeffisienter og gjennomsnittsbetraktninger, f.eks. biotilgjengelighetsfaktor for næringssalter (SFT 1995). Disse tar ikke hensyn til den romlige fordelingen av utslippene i nedbørfeltet.

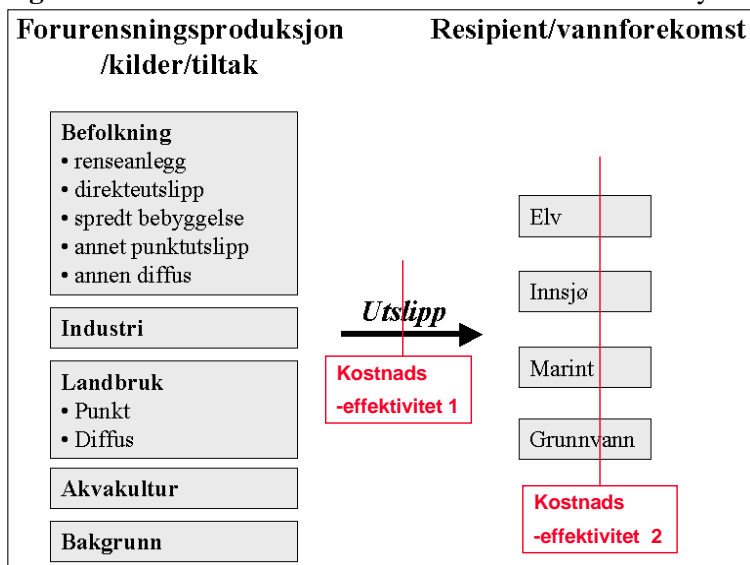
Dersom miljømålet defineres som ”avlastningsbehov i resipient” bør tiltakseffekt også beregnes i vannforekomsten der miljømålet gjelder. Der prosesser (som nedbrytning, deponisjon) spiller inn mellom utslippspunkt og resipient kreves det derfor bruk av prosess-baserte modeller for forurensningstransport for at kostnadseffektivitet skal sammenlignes på en konsistent måte. Eksempelvis gjelder dette avrenning av partikulært fosfor fra landbruket. Unntaket er der

forurensningsregnskap per nedbørfelt og aggregering til resipienten med miljømålet gir et tilstrekkelig bilde av miljømål-oppnåelse. Manglende overvåkingsdata til å kalibrere prosess-baserte modeller gjør likevel bruken av empiriske modeller utbredt (SFT 1995). Det er et behov for å mer eksplisitt vurdering av usikkerhet i disse modellene når kostnadseffektivitet beregnes. Figur 5 viser de viktigste aspektene ved en resipient-orientert kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak i et nedbørfelt, mens Figur 6 viser den kosneptuelle forskjellen mellom kostnadseffektivitetsvurdering i vannforekomst versus ved utslippsstedet.

**Figur 5.** En konsistent kostnadseffektivitetsanalyse krever en forurensningstransport-modell for å sammenligne tiltakseffekt (E) fra ulike deler av nedbørfeltet med avlastningsbehov i resipienten med miljømålet



**Figur 6.** Alternative ”nivåer” for kostnadseffektivitetsanalyse



*Over hvilken periode skal tiltakseffekt og miljømål vurderes?*

Dette avhenger av hensikten med kostnadseffektivitetsanalysen (KEA). I forhold til oppnåelse av god økologisk status er det mulig at det ikke er nødvendig å vurdere sesongmessig variasjon i avlastningsbehov eller miljømål. Dersom det kan tenkes at KEA senere skal brukes i en nytte-kostnadsvurdering av unntak fra god økologisk status er det derimot viktig å ta hensyn til brukeregnethet og sesongforhold. Effektene på vannbrukere av forurensning som næringsalter og tildels termotolerante bakterier avhenger spesielt av konsentrasjon/vannføring og temperatur. I Norge er vannbruk også svært sesongpreget - det meste av vannbaserte fritidsaktiviteter finner sted om sommeren. For noen sektorer er også belastning sesongpreget - spesielt avløp fra hytter og turistnæring, og avrenning fra jordbruk. Det er derfor nærliggende at miljømål beregnes særskilt, eller med større tidsoppløsning, for sommeren eller den perioden som er egnet til bruk. Alle tiltak bør vurderes i forhold til dette brukeregnete og sesong-spesifikke miljømålet.

Til dette kreves også forurensningstransport- og resipientmodeller som inkluderer variable med sesongvariasjon (SOBEK og MyLake er eksempler).

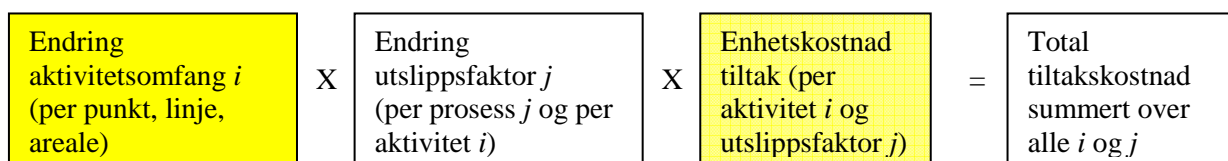
## 5.2 GIS-basert beregning av tiltakskostnader

Karakterisering av vannbrukere under Vanddirektivet er i stor grad kart-basert. Tiltaksvurderinger bør derfor i størst mulig grad nyttiggjøre seg den informasjonen som er systematisert i karakteriseringsfasen. GIS som database verktøy i tiltaksanalyse er hovedsakelig nyttig til aggregering av tiltakskostnader over tiltakstyper og bestemte vannforekomster /delnedbørfelt. Sammen med modellering av tiltakseffekt i vannforekomstene vil man da kunne beregne kostnadseffekt av tiltak i ulike deler av nedbørfeltet.

*Er det hensiktsmessig at enhetskostnadsdata for tiltak systematiseres og knyttes til en GIS database? Hvilke type kostnadsdata egner seg for representasjon i GIS?*

Generelt for beregning av tiltakskostnader i tilknytning til forurensningsbudsjetter trenger man informasjon som vist i Figur 7:.

**Figur 7.** Generelt databehov ved beregning av tiltakskostnader



Tiltak kan rettes mot omfanget av en forurensende aktivitet enten ved å redusere antall utslippspunkt (f.eks. antall spredt avløp, antall pe til kommunalt avløp), lengden på linjeutslipp (f.eks. avrenning fra vei) eller utslippsareale (f.eks. arealavrenning næringsalter). Tiltakskostnadene ved begrensninger i aktivitetsomfang kommer i form av tapt inntekt, tapt nytte, eller merkostnader ved nedleggelse eller flytting av aktivitetene som berøres av tiltaket. Avkastning eller nytte per aktivitetseenhet vil ofte kunne beskrives geografisk (punkt, linje, polygon) - et eksempel er avkastning per arealenhet fra skog eller landbruk.

Tiltak som reduserer utslippskoeffisienter per geografisk enhet er mindre egnet til georeferensiering fordi tiltakskostnadene som brukes i praksis er i stor grad generiske og ikke steds-spesifikke (se for eksempel Lyche Solheim et al. 2001). Det gjelder for eksempel tiltak i jordbruket for å redusere arealavrenning, oppgradering av spredt og kommunalt avløp.

For næringssalter er databaser over aktivitetsnivå og avrenningsfaktorer allerede tilknyttet GIS:

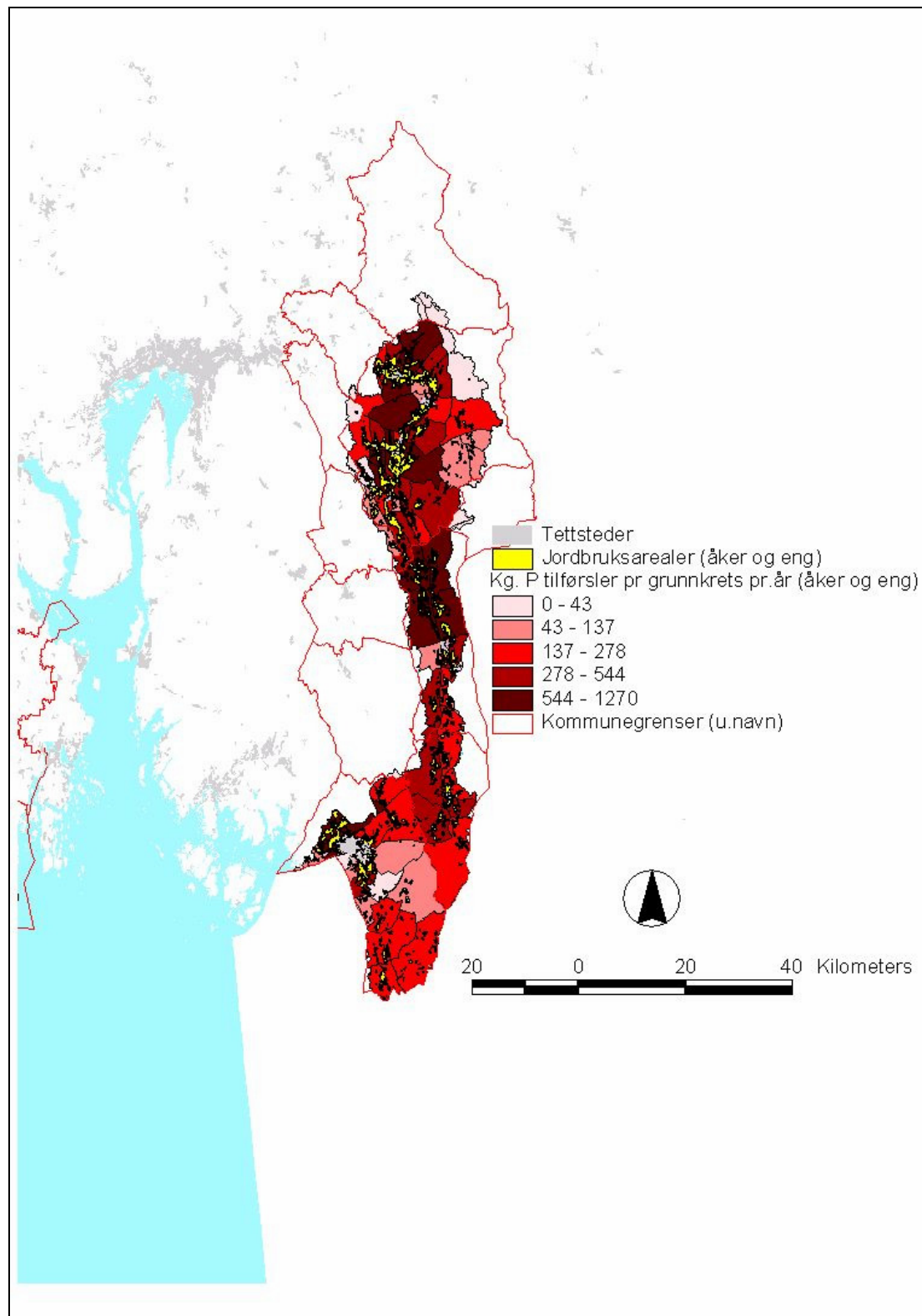
- Avrenningskoeffisienter *per arealenhet, helning, jordtype og driftstype* i jorbruket (GIS i avrenning) **Figur 8**.
- Utslippskoeffisienter *per p.e. tilknyttet spredt avløpsanlegg* (GIS i avløp)
- Utslippskoeffisienter *per person-ekvivalent og type kommunalt renseanlegg* (TEOTIL) **Figur 9**
- Utslippskoeffisienter *per anlegg og produksjonsnivå for oppdrettsanlegg* (TEOTIL)

Kostnadstall for kalkingstiltak er relativt godt egnet for en GIS-tilknytning ettersom lokalisering og dosering kan beregnes i forhold til forsøringsgrad, tålegrenser og vannvolum **Figur 10**. Imidlertid vurderes sjelden tiltak på tvers av et nedbørfelt, men heller per vannforekomst, samtidig som det er få alternativer til kalking, slik at behovet for kostnadseffektivitetsvurderinger på tvers av vannforekomster kan være begrenset.

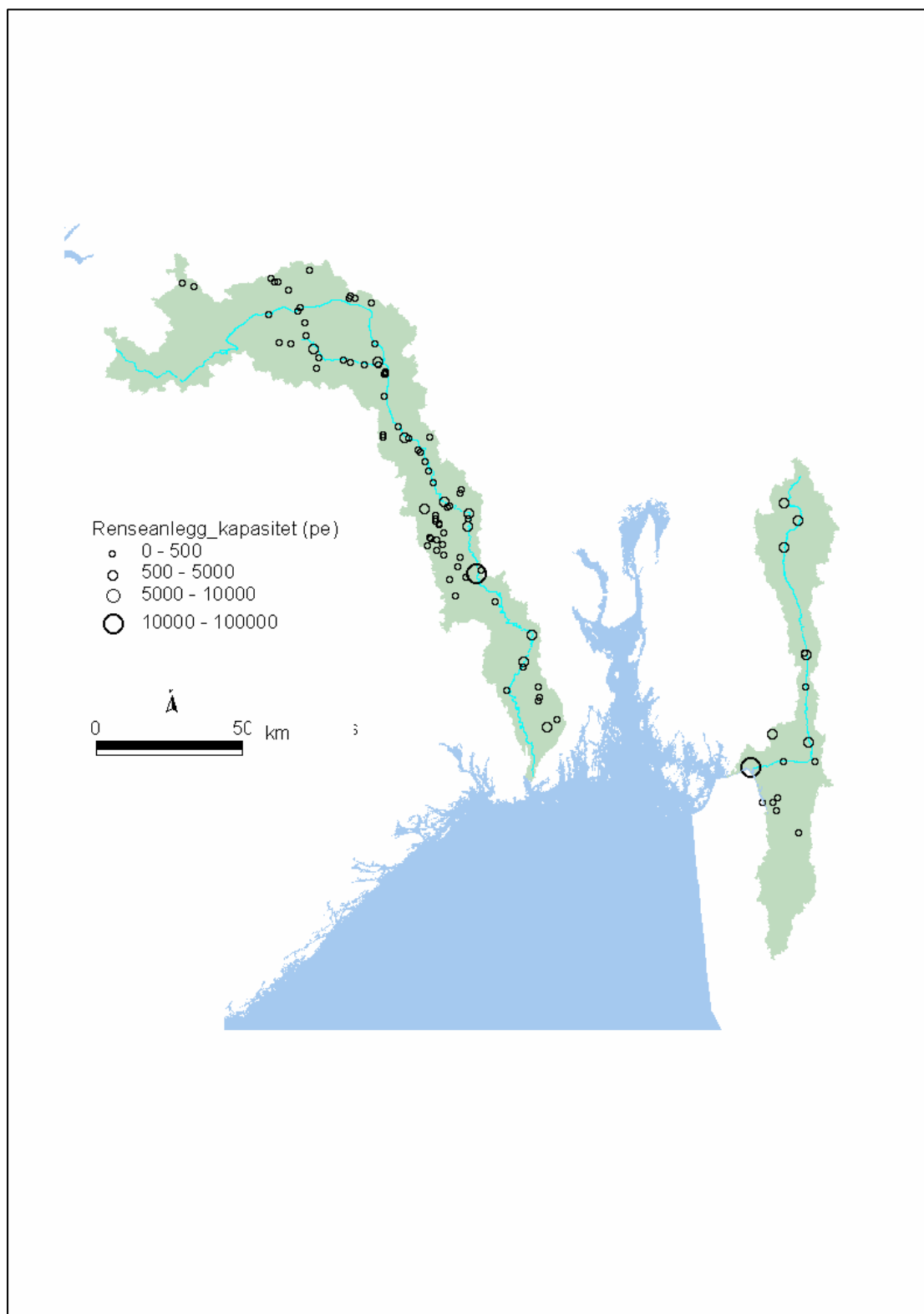
Rene avbøtende tiltak som ikke kan knyttes til aktivitetsnivå hos vannbrukere/forurensere er mindre egnet for GIS-basert beregning av tiltakskostnader; for eksempel er vassdragsinngrep og tilretteleggingstiltak ikke nødvendigvis proporsjonale med vannbruk/el-produksjon innen vannkraft ei heller utstrekning av sterkt modifiserte vannforekomster **Figur 11**.

Vi konkluderer derfor med at enhetskostander for tiltak bare delvis er egnet for georeferensiering, i den grad de kan knyttes til endring i geografisk aktivitetsomfang hos vannbrukeren som skaper forurensningsproblemet. Aktivitetsnivået må da kunne relateres til antall enheter, lokalitet, eller utstrekning (lengde, areal) som GIS-tema.

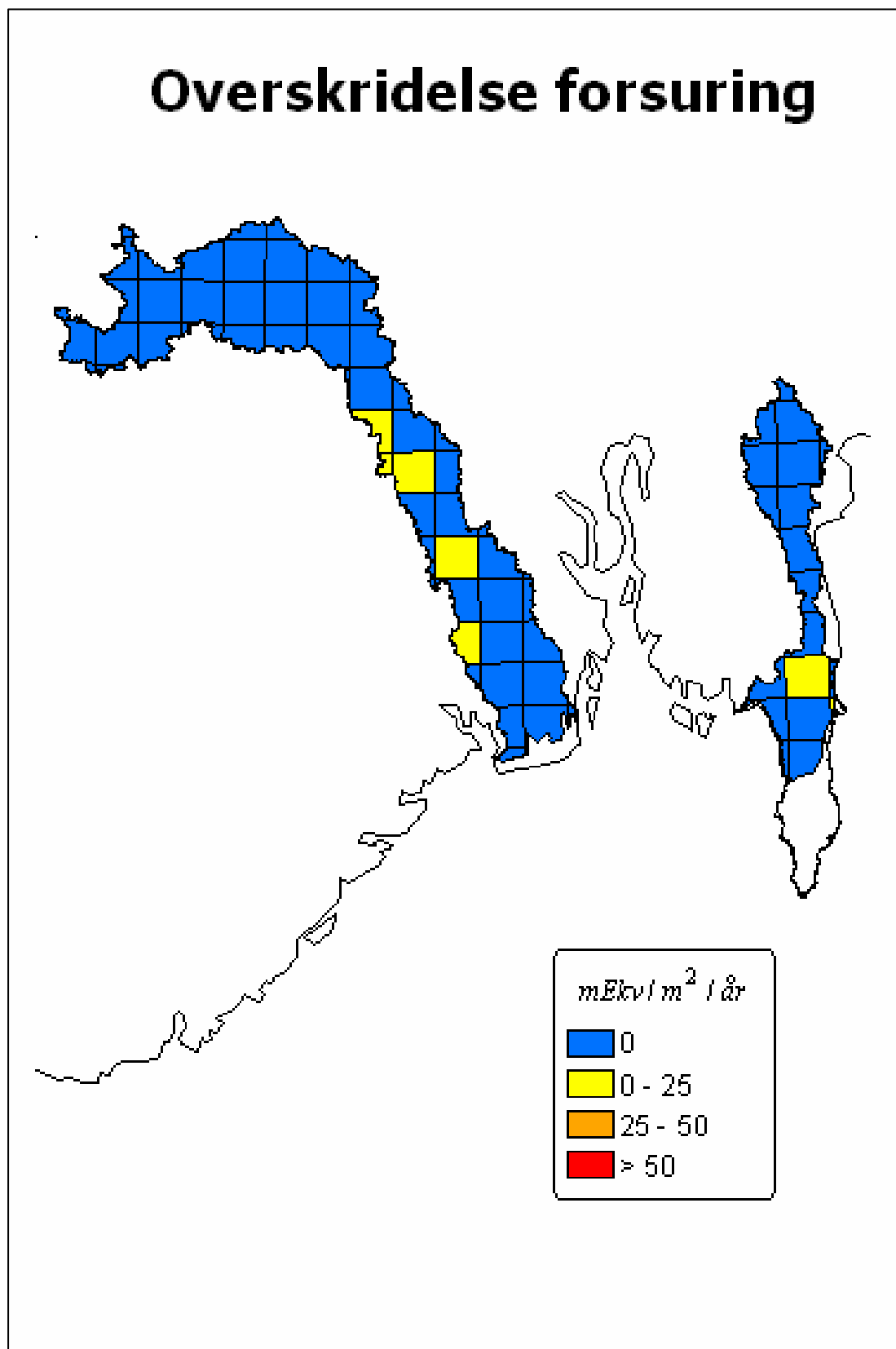


**Figur 8.** Næringssaltavrenning fra landbruket som arealtema

Kilde: Jordforsk. Karakteriseringsprosjektet for Numedalslågen-Halden

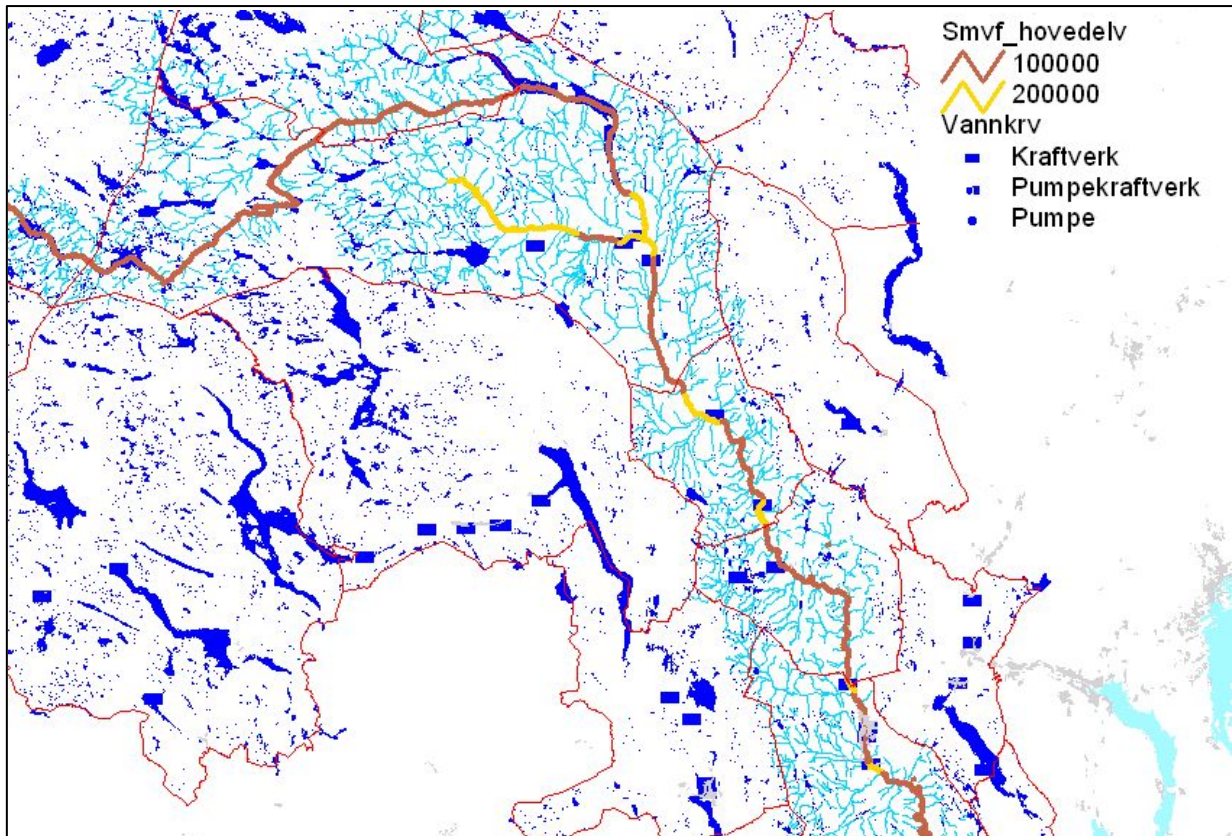
**Figur 9.** Kommunale kloakkrensaneanlegg som punkt-tema

Kilde: TEOTIL. Karakteriseringsprosjektet for Numedalslågen-Halden

**Figur 10.** Overskridelse av tålegrenser for forsuring som arealtema

Kilde: Karakteriseringsprosjektet for Numedalslågen-Halden

**Figur 11.** Vassdragsinngrep - Sterkt modifiserte elvestrekninger som linje-tema



Kilde: Karakteriseringsprosjektet for Numedalslågen-Halden

## 5.3 Data om tiltaksnytte

### 5.3.1 Tilgjengelige verdsettingsstudier i Norge av relevanse for Vanndirektivet .

Data om samfunnsøkonomisk nytte av tiltak er nødvendig idet det er krav for nytte-kostnadsvurderinger av unntak fra Vanndirektivet. Med verdsettingsstudier forstår vi økonomisk kvantifisering av miljøeffekter på – i dette tilfellet – vannbrukere ved hjelp av såkalte ”ikke-markedsbaserte” metoder (contingent valuation, hedonic pricing, travel costs etc.).

Flere oversiktsstudier er gjennomført for verdsettingsstudier relatert til vannbruk i Norge; rekreasjonsfiske (Navrud 2001), vannkvalitet, fiske, rekreasjon i skog og biodiversitet, støy, luftkvalitet (Magnussen, Bergland et al. 1995); miljøkostnader forbundet med vannkraftutbygging (Navrud 2001). Den foreløpig siste oversikten (Navrud and Vågenes 2000) angir 44 verdsettingsstudier som er gjennomført i Norge. Nærmere gjennomsyn viser at det er gjennomført originale verdsettingsstudier i varierende grad for ulike typer vannbrukere:

- 15 studier for verdien av fiskedager (laks og ørret)
- 7 studier for vannkvalitet (næringssalter)
- 2 studier for oljesøl-bekjempelse
- 1 studie for miljøgifter i fisk/kostholdsråd
- 2 studier for miljøkostnader ved vannkraftutbygging (inkluderer fiske, naturvern, kulturminner mm)

**Figur 12** viser brukerkonflikt-typer - eller kilder til miljøkostnader i vann – som er dekket av verdsettings-studier i Norge så langt, med noen eksempler.

**Figur 12.** Tilgjengelige verdsetnings-studier for kvantifisering av miljøkostnader ved ulike typer brukerkonflikter i Norge

<i>Belastning (årsak)</i>	Husholdninger: Drikkevann	Husholdninger: Kloakkutslipp	Jordbruk: Jordvanning	Jordbruk: Utslipp	Jordbruk: Fysiske inngrep	Bading	Fiske	Regulering/ Kraftforsyning	Industri: Vannforsyning	Industri: Utslipp	Turområde / rekreasjon	Båttrafikk	Naturreservat
<i>Virkning</i>													
Husholdninger: Drikkevann		CV (Magnussen et al.1995)			±/0	±/0	±/0	±/0	0	±	0	±/0	0
Husholdninger: Kloakkutslipp	±/0		0	0	0	±/0	0	0	0	0	0	0	±/0
Jordbruk: Jordvanning	±/0	±		±/0	0	0	0	±/0	±/0	±	0	±/0	±/0
Jordbruk: Utslipp	±/0	±/0	±/0		0	±/0	±/0	±/0	0	±/0	0	±/0	±/0
Jordbruk: Fysiske inngrep	±/0	±/0	0	±/0		±/0	±/0	0	0	0	±/0	0	±
Bading		CV (Magnussen et al.1995)			±/0		±/0	±/0	0	±	0	0	0
Fiske	±/0	CV Norden (Toivonen et al.1995)				0		CV Norden (Toivonen et al.1995)				0	0
Regulering/ Kraftforsyning	±/0	±/0	±/0	±/0	0	0	0		±/0	0	0	0	±
Industri: Vannforsyning	0	±	±/0	±/0	0	0	0	0		±/0	0	0	0
Industri: utslipp til vann	±/0	±/0	±/0	±/0	0	±/0	±/0	0	±/0		0	0	±
Turområde/rekreasjon	0	±	±/0	±	±	0	0	CV ifbm Samlet plan (1986)		±/0		±/0	±/0
Båttrafikk	0	±/0	±/0	±/0	±/0	0	0		0	0	0		±/0
Naturreservat	0	±	±/0	±	±	±/0	±/0	±	±/0	±	±/0	±/0	

Kilde: Lyche Solheim et al. 2003 med modifikasjoner.

Brugerkonflikt matrisen er hentet fra Vansjø-Hobøl-vassdraget og er typisk for vannbrukskonflikter som finnes i områder under marin-grense i Sør-Øst Norge. Bare to av de ialt omlag 27 studiene som er gjort for vannbruk har testet om studiene er overførbare mellom nedbørfelt, bare et av dem er landsdekkende (Magnussen og Bergland, 1995; Toivonen et al. 2001). Disse studiene gjelder eutrofieringseffekter på bading og drikkevann, og tap av vannforekomster til fritidsfiske. Dette representerer to av de viktigste rekreasjonsinteressene i de fleste nedbørfeltene i Norge. Likevel ser vi at brukerinteresser som båtliv, landskapsvern i forbindelse med turgåing og vern av akvatisk biologisk mangfold er miljøgoder som ikke er godt representert.

*Finnes det grunnlag for å knytte verdsetningsestimater for vannbruk i Norge til interaktive databaser og/eller GIS?*

Kriteriene for dette må være at tilgjengelige verdsetningsstudier har:

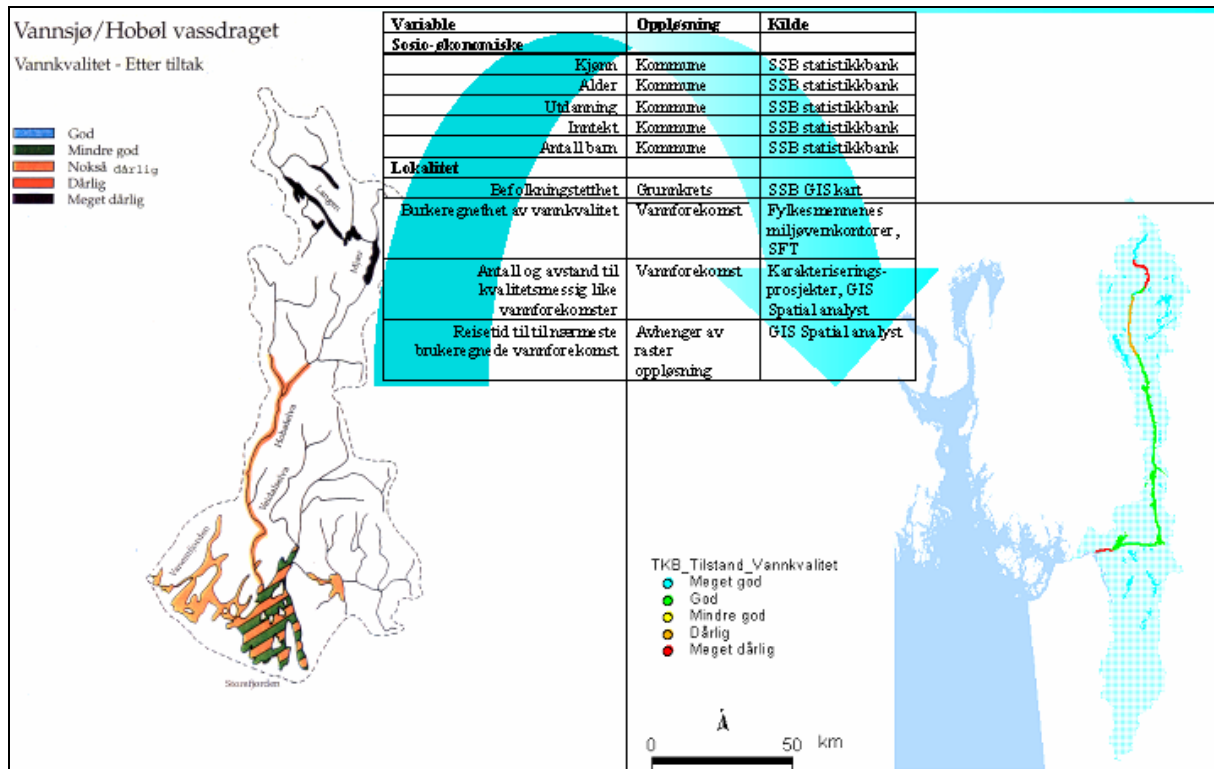
- utvalg med tilstrekkelig geografisk dekning til å kunne representere verdier av vannbruk i de fleste vannområder i landet.
- befolkningen/brukerne som studien gjelder for må kunne identifiseres geografisk, f.eks etter kommune, fylke eller by.

Av verdsetningsstudier som er gjennomført i Norge for vannbrukere oppfyller bare Toivonen et al. (2001) begge disse kriteriene.

### 5.3.2 Databaser for overføring av verdsettingsestimater i tiltaksanalyse

Nytte-overføring – eller ”benefits transfer” – kan tas i bruk i nytte-kostnadsanalyser når det ikke finnes ressurser til å gjennomføre originale verdsettingsstudier for tiltaksområdet det gjelder, og når verdsettingsstudier av lignende tiltakseffekter er tilgjengelige fra andre nedbørfelt.

**Figur 13** Overføring av nytte-estimer mellom nedbørfelt



Dersom verdsettingsestimater på denne måten skal brukes i (flere) andre nedbørfelt enn dem de er observert i og beregnet for vil GIS databaser kunne gjøre oppgaven lettere dersom:

- sosio-økonomiske folketellingsdata er tilgjengelig over for vannbrukerne / studieområdet og kan brukes til å sannsynliggjøre at vannbrukerne i de nedbørfeltene og i utvalget som verdsettingsstudien er basert på er ”like”. Ofte legges sammenlignbar inntekt til grunn som en kvalitativ begrunnelse for overføring av verdsettingsestimater uten justering. (såkalt ”unit value transfer”).
- signifikante forklaringsvariable for verdsettingsestimatet er tilgjengelige i nedbørfeltene estimatet overføres til. Signifikante forklaringsvariable er som oftest ikke begrenset til variable tilgjengelige i folketellingsdata, og inkludere ofte brukerintensitet og/eller – tilgjengelighet, holdningsvariable, kunnskapsnivå. Dersom disse variablene er tilgjengelige kan de brukes til å justere overførte verdier for forskjeller mellom bruker karakteristika mellom nedbørfelt (såkalt ”benefit function transfer”). Barton(1999) diskuterer hvorfor de fleste av signifikante variable i verdsettingsundersøkelser bare er unntaksvis er tilgjengelige, og viser hvordan enkle ”unit value transfer” ofte har like stor pålitelighet som den mer datakrevende ”benefit function transfer”.



Hvis vi godtar at "unit value transfer" vil være den metoden som oftest benyttes i praksis i tiltaksanalyse under Vanddirektivet (bl.a. pga. ressursbegrensninger) vil GIS kunne spille en viktig rolle i å *illustrere* likeheter i sosio-økonomiske egenskaper mellom vannbrukere, og i miljømessige egenskaper ved nedbørfeltene som sammenlignes. Eksempler på variable som ofte brukes for å beskrive utvalg i verdsetningsundersøkelser og som vil være tilgjengelige gjennom offentlig statistikk (SSB) gis i Tabell 10. I tillegg vil GIS teknikker kan kunne brukes til å beskrive lokaliteter etter avstands-relaterte variable som også er forklaringsvariable for verdsetningsestimater: tilgjengelighet, substitutter og reisekostnader.

Tabell 10. Tilgjengelige variable for å sammenligne "likhet" mellom lokaliteter i forbindelse med overføring av verdsetningsestimater

Variable	Oppløsning	Kilde
<b>Sosio-økonomiske</b>		
Kjønn	Kommune	SSB statistikkbank
Alder	Kommune	SSB statistikkbank
Utdanning	Kommune	SSB statistikkbank
Inntekt	Kommune	SSB statistikkbank
Antall barn	Kommune	SSB statistikkbank
<b>Lokalitet</b>		
Befolkningstetthet	Grunnkrets	SSB GIS kart
Burkeregnetthet av vannkvalitet	Vannforekomst	Fylkesmennenes miljøvernkontorer, SFT
Antall og avstand til kvalitetsmessig like vannforekomster	Vannforekomst	Karakteriseringsprosjekter, GIS Spatial analyst
Reisetid til til nærmeste brukeregnete vannforekomst	Avhenger av raster oppløsning	GIS Spatial analyst

Eksisterende databaser over verdsetningsstudier har bare delvis informasjon av typen som illustreres i Tabell 10. Environmental Value Reference Inventory (EVRI) (<http://www.evri.ca>) er en database for økonomiske verdsetningsstudier av miljøgoder. Databasen inneholder informasjon som illustrert i Tabell 11. Bare deler av denne informasjonen er georeferensierbar. EVRI er delvis en meta-database som er velegnet til å identifisere relevante studier, men som ikke inneholder f.eks. beskrivende statistikk for utvalget som gjør det mulig å vurdere "likheten" mellom vannbrukere i studien og tiltaksstedet. En opplagt begrensning ved databasen for bruk i tiltaksanalyse under Vanddirektivet er også at svært få vannrelaterte studier fra Norge/Norden er inkludert.



Tabell 11. Informasjon i EVRI databasen

<b>Box 5. A protocol for study characteristics - EVRI valuation reference categories</b>	
<b>Study reference information:</b>	
1.	Title
2.	Author of study
3.	Where and when published
<b>Study area and human population characteristics:</b>	
4.	Country in which study was conducted
5.	Location of study site within country
6.	Average national income level
7.	Availability of substitutes and substitute sites
8.	Study population characteristics
<b>Environmental focus of study:</b>	
9.	Type of environmental asset
10.	Type of good or service derived from the asset
11.	Extent of environmental change due to the project
12.	Characteristics of environmental stressor
13.	Source of stressor
<b>Study methods:</b>	
14.	Type of study (primary, meta-analysis, benefit transfer)
15.	Type of survey information
16.	Availability of survey information
17.	Year of data
18.	Type of economic measure (welfare estimate)
19.	Valuation technique employed
20.	Information on valuation equations/functions
<b>Estimated values:</b>	
21.	Discount rate used
22.	Type of benefit estimate
<b>Alternative Language Summary</b>	
23.	Abstract

Kilde: <http://www.evri.ca>

Norge skal rapportere om vannforekomster ”at risk” og som er ”sterkt modifiserte” – unntak fra kravet til ”god økologisk status” i Vanddirektivet. Selv med relativt få relevante verdsettingsstudier relatert til vannbruk står man i fare for at ulike estimater, overføringsmetoder og antagelser anvendes i nytte-kostnadsanalyser av unntak i de forskjellige vannområdene i Norge. Konsekvensene kan være at noen vannforekomster (ikke) gis unntak fra ”god økologisk status” fordi tiltakskostnadene overstiger nytten av å nå dette miljømålet, men basert på en (overvurdering) undervurdering av verdsettingsestimater overført fra et annet nedbørfelt.

For å unngå dette standardiseringsproblemet har UK Environment Agency foreslått protokoller for overføring av verdsettingsestimater i forbindelse med vurdering av forurensningsforebyggende tiltak<sup>9</sup>. Man har brukt EVRI og literatursøk til å identifisere et knippe med relevante verdsettingsstudier for ulike vannbrukere. Studiene går gjennom en metodisk kvalitetssikring og de som klarer seg brukes til å finne referanseverdier for ulike vannbruk (bading, vannsport, fiske, sanking etc.). Protokollen angir også en standard metode for å vurdere omfanget av vannbruk (f.eks. i antall brukerdager) dersom slike data ikke finnes lokalt, samt standard rapportering av følsomhetsanalyse/usikkerhet i beregningene.

Utarbeidelse av en protokoll er et alternativ til å bruke databaser som EVRI og mer eller mindre subjektive vurderinger av hvilke verdsettingsestimater/studier som egner seg i nytte-kostnadsanalysen av unntak.

---

<sup>9</sup> UK\_Environment\_Agency (2003). Guidance. Assessment of Benefits for Water Quality and Water Resources Schemes in the PR04 Environment Programme. Part Four Coastal Waters and Estuaries, UK Environment Agency: 92.

## 6. Styrking av NIVAs IT-baserte verktøykasse for tiltaksanalyse

Formålet med denne studien har vært å besvare følgende spørsmål:

1. *Hvilke "familier" med modeller er aktuelle og anvendbare ved NIVA i økonomiske tiltaksanalyser som kan bli aktuelle under EUs Rammedirektiv for Vann?*

2. *Hvor er kunnskapshullene størst i forhold til kvantitative vurderinger av tiltak etter kostnadseffektivitet? (miljødatabaser, modellverktøy, tiltakskostnader og nytte).*

Ved å besvare disse spørsmålene var målsettingen å kunne sette sammen en oversikt over integrerte "modell-familier" relatert til tiltakstyper som NIVA har erfaring med og som anvender data fra miljødatabaser ved NIVA. Å vise til slike modell-familier ville være et konkurransefortrinn for NIVA ved konkurranse om tiltaksanalyser. Vi har bare i begrenset grad kunne identifisere slike modellfamilier. Vi tror dette skyldes en kombinasjon av organisatoriske og faglige utfordringer som NIVA står overfor.

Disse organisatoriske og administrative utfordringer er:

- få formelle krav fra oppdragsgivere (SFT, Fylkesmenn) til vurdering av usikkerhet i tiltaksanalyser. Modell-anvendelser er stort sett ikke finansierbare i utredningssammenheng.
- budsjettallokering og økonomiske støtteordninger til forurensningstiltak er sektor- og geografisk inndelte (kommuner). Det vil si at det er tilnærmet ingen etterspørsel etter kostnadseffektivitetsvurderinger på tvers av vannbrukere på nedbørfeltsnivå, noe som også tilsier at oppdragsbehovet for å sammenligne tiltakseffekt gjennom modell-simuleringer er minimalt.
- meta-database prosjektet ved NIVA er ikke fullført og det har vært for ressurskrevende for dette prosjektet å få et fullstendig bilde av innholdet og anvendelsene av miljødatabasene.
- konsekvensene av Miljøinformasjonsloven for videreformidling av miljødata fra NIVA er ikke avklart. Særlig gjelder dette for bearbejdede "rådata", som f.eks. GIS fremstillinger av overvåkningsdata og modell-simuleringer som er kalibrert på rådata.

### 6.1 Faglige utfordringer

- vår kartlegging av tiltaksrelevansen av miljødatabaser ved NIVA (kap.4.5) viser at de fleste ansvarlige for databasene mener at de er generelt tiltaksrelevante. Vi har imidlertid i mindre grad kunne dokumentere hvordan de ulike overvåkningsdata er brukt til å identifisere historiske effekter av tiltak. Et aktuelt spørsmål blir hvorvidt den romlige oppløsningen av overvåkningsstasjonene er tilstrekkelig til at alle vannområdene i Norge på sikt kan vurdere effektiviteten av handlingsplanene som blir utarbeidet frem mot 2015. Vi har heller ikke hatt ressurser til å vurdere hvorvidt tidsoppløsningen i overvåkningsdataene er tilstrekkelig til å kunne skille tiltakseffekter fra bl.a. kortsiktige og langsiktige klima-endringer.
- vedlegg V i Vanndirektivet og Guidance Document viser til de biologiske parameterne som inngår i definisjonen av god økologisk status (fytoplankton, makrofytter, fytobentos, bentisk invertebrat

fauna, fiske fauna). Vi har ikke hatt ressurser til å vurdere hvorvidt NIVAs overvåkningsdata tilfredstiller kravene til vurdering av god økologisk status, og om de derfor også er relevante for vurdering av tiltakseffekt under Vanddirektivet. Dette er arbeid som bl.a. utføres i det EU finansierte prosjektet REBECCA.

- Begrensninger i NIVAs anvendelse av vannfaglige modeller kan oppsummeres:
  - *Manglende kunnskapsgrunnlag*: Manglende forståelse av sammenhengene mellom vannkjemi og økologisk respons; modell-verktøy mangler som vurderingsmetode
  - *Manglende kompetanse*: relativt begrenset "in-house" erfaring med vurdering av kilder og tiltakseffektivitet i bl.a. jordbruk, spredt og kommunalt avløp.
  - *Manglende faglig tiltro til metodikken blandt oppdragsgivere*
  - *Kostnader ved oppsett av prosess-baserte modeller versus enklere empiriske modeller*
  - *Manglende tetthet og frekvens av måledata og kostnader ved datainnsamling*
  - *Lisenskostnader i forhold prosjekt-økonomi*
  
- Målsettingene i Vanddirektivet og prinsippene i kostnadseffektivitetsanalyse krever bruk av vannfaglige applikasjoner utover det som er vanlig praksis i tiltaksanalyser i Norge idag på flere punkter:
  - kvantifisering av risiko for ikke å nå god vannstatus med dagens tiltak
  - rangering av tiltak etter kostnadseffektivitet på tvers av nedbørfeltet (oppstrøms vs. nedstrøms) og sektorer.
  - vurdering av tiltakseffekt i forhold til miljømåloppnåelse i vannforekomst
  - kvantitative vurderinger/modellering av effekten av forurensning og vassdragsinngrep på økonomisk viktige arter som fisk og på giftig alge-oppblomstring
  - modellering av vannkvalitet i et basis-scenario frem til 2015
  
- Ettersom verdsettingsstudier sjelden gjennomføres som del av integrerte tiltaksanalyser (de er ofte akademiske arbeider) er det ofte ikke etablert et klart grensesnitt mellom modellparametre for vannkvalitet og brukeregnetthet:
  - brukeregnetthets-kartene som ofte brukes i verdsettingsundersøkelser kan kreve en geografisk oppløsning som ikke er mulig med resipient-modeller (jfr. Mylake og brukeregnetthetskart i Magnussen et al. (1995)). Der dette er tilfellet er det strengt tatt ikke mulig å gjennomføre nytte-kostnadsanalyser av alternative tiltakspakker med ulik geografisk fordeling av tiltakseffekt.
  - parametre for vannkvalitet i resipient-modeller er ikke nødvendigvis relevante som mål på brukeregnetthet (f.eks. konsekvensene av konsentrasjon av giftalger på bading, der næringssaltkonsentrasjon ikke nødvendigvis er en god 'proxy' indikator).

## **6.2 Forslag til styrking av NIVAs kompetanse innen integrert vurdering av forurensningstiltak i Norge**

1. Gjennomføre pilotstudier av risiko for ikke å oppnå ”god økologisk status” der man demonstrerer:
  - forskjellen mellom vedtatte basistiltak og supplementære tiltak i simulering av et basis-scenario 2015;
  - forskjellen mellom avlastningsbehov i miljømåloppnåelse for sommersessong versus årssnitt;
  - betydningen av forurensningstransport-modell for beregning av tiltakseffektivitet og rangering av tiltak (for eksempel SOBEK).
  - relativ usikkerhet i beregning av tiltakseffekt, tiltakskostnader i forhold til avlastningsbehov.
  - demonstrere geografisk oppløsning av transport og resipient-modeller i elvestrengen og vannforekomster (for eksempel SOBEK og Mylake)
  
2. Utvilke modeller for å beskrive sammenheng mellom næringssalt-konsentrasjoner og giftighet i alge-oppblomstringer og dermed gjøre modell-prediksjoner av alge-oppblomstringer basert på modeller som Mylake mer økonomisk relevante (for rekreasjon).
  
3. Gjennomføre verdsettingsstudier som tester hvilken forbedring av vannkvalitet som er nødvendig for å utløse betalingsvillighet for tiltak. Reformulere den såkalte ”scope testen” i verdsettingsstudier.

## 7. Referanser

- Alfredsen A. (1999). An object-oriented framework for application development and integration in hydroinformatics. Dr-avhandling ved Institutt for vassbygging, NTNU, Trondheim. ISBN 82-471-0386-9.
- Bakken, T. H., Dagestad, K., Thaulow, H., Mollerup, L., Nygaard, K., Lyche Solheim, A. (2002). EUs rammedirektiv for vann og hydroinformatikkssystemer. En behovsanalyse samt vurdering av ENSIS og VannInfo sin egnethet som IKT-løsning. NIVA-rapport LNR 4517-2002. ISBN 82-577-4169-8.
- Bakken, T.H., Dagestad, K. og Wathne, B. (2003). ENSIS - An environmental surveillance and information system. A review of applications. Sendt til Environmental Science & Policy.
- Berge, D. J.A. Berge, D.N. Barton, T. Tjomsland, B.Rygg, A. Gaut, L. Øygarden, S. Turtumøygard, P. Kraft, E. Dahl. Karakterisering. Numedalslågen med utenforliggende fjordområder. NIVA Rapport Lnr 4784-2004.
- BMW-prosjektet. EU-prosjektet Benchmark models for the Water Framework Directive (BMW): <http://www.vyh.fi/eng/research/euproj/bmw/homepage.htm>
- Dale, V. (ed). (2003). Ecological modeling for resource management. ISBN 0-387-95493-7. Springer-Verlag.
- EuroHARP-prosjektet. Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources: <http://www.euroharp.org>
- Ibrekk, A. S. (2004 (i trykk)). Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og metodikken for tiltaksanalyser. Intern NIVA-guide i tiltaksplanlegging, NIVA.
- Interconsult (2002). Utviklingen i Vannsjø. Konsekvenser for vannforsyningen, MOVAR.
- Källqvist, T. (2001). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway - An evaluation of the Norwegian Approach regarding wastewater treatment. Oslo, NIVA.
- Lyche, A., N. Vagstad, et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.
- Lyche\_Solheim, A., S.-A. Borgvang, et al. (2003). Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i Vannsjø-Hobøl. Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004, samt forslag til overvåkningsprogram, NIVA.
- Lyche\_Solheim, A., N. Vagstad, et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa. Vansjø-Hobøl vassdraget. Sluttrapport, NIVA.
- Magnussen, K., O. Bergland, et al. (1995). Overføring av nytte-estimer: Status for Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del I: Status i Norge, NIVA.
- Magnussen, K., O. Bergland, et al. (1995). Overføring av nytte-estimer: status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet, NIVA.
- Mangussen, Romstad, et al. (2003). Eksempler på tiltaksanalyser og tiltakskostnader knyttet til vannforekomster- Forberedende arbeid i forbindelse med EUs rammedirektiv for vann, SFT.
- Marlowe, I., K. King, et al. (1999). Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures, European Environment Agency.
- MOVAR (2001). Overordnet plan for transport av vann. Forslag fra nedsatt arbeidsgruppe., MOVAR (Interkommunalt Selskap for Mosseregionen).
- Navrud, S. (2001). "Economic valuation of inland recreational fisheries: empirical studies and their policy use in Norway." *Fisheries Management and Ecology*(8): 369-382.
- Navrud, S. (2001). En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 1 - Miljøkostnader av norsk vannkraft, EBL Kompetanse.
- Navrud, S. and M. Vågenes (2000). Assessment of Environmental Reference Inventory (EVRI) and the Expansion of its Coverage to the EU. Report to the European Commission, DG XI, ENCO Environmental Consultants AS.

- Norsk institutt for vannforskning (NIVA) sine hjemmesider. <http://www.niva.no>
- Refsgaard, J.C. (ed.). (2002). State-of-the-Art Report on Quality Assurance in modelling related to river basin management, HarmoniQuA-report, D-WP1-1. [http://harmoniqua.wau.nl/State\\_of\\_the\\_art\\_report.htm](http://harmoniqua.wau.nl/State_of_the_art_report.htm)
- Rekolainen, S., Kämäri, J., Hiltunen, M., Saloranta, T. (2004). A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the Water Framework Directive. Sendt til Journal of River Basin Management.
- Rinde, T. (1998). A flexible hydrological modelling system developed using an object-oriented methodology. Dr-avhandling ved Institutt for vassbygging, NTNU, Trondheim. ISBN 82-471-0257-9.
- Saloranta, T. (2003). Modelloversikt, upublisert og internt NIVA-dokument. 2003.
- Saloranta, T. and A.Skiple-Ibrekk (in press). Modelling long-term changes in the water quality of Lake Vannsjø, Norway, NIVA.
- SFT (1995). Miljøsmål for Vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning, Statens Forurensningstilsyn.
- SFT (1995) a. Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegning. Veiledning 95:02, ISBN: 82-7655-258-7.
- SFT (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04, ISBN: 82-7655-368-0.
- SOBEK, water modelling software package, shipped by WL | Delft Hydraulics. <http://www.wldelft.nl/soft/sobek/index.html>
- Størset, L., Skiple Ibrekk, A., Selvik, J. R. (2003). EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet). Påvirkninger i norske vassdrag og kystområder. Tilgjengelighet til eksisterende data. Statkraft Grøner-rapport.
- Skipple\_Ibrekk, A., O. Lindholm, et al. (2004). Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og metodikken for tiltaksanalyser. Intern NIVA-guide i tiltaksplanlegging (O-40225), NIVA.
- UK\_Environment\_Agency (2003). Guidance. Assessment of Benefits for Water Quality and Water Resources Schemes in the PR04 Environment Programme. Part Four Coastal Waters and Estuaries, UK Environment Agency: 92.
- Økland, J. og Økland, K. A. (1995). Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer. Vett & Vitten AS. ISBN 82-412-0151-6.