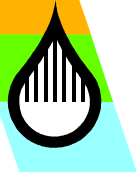


NIVA

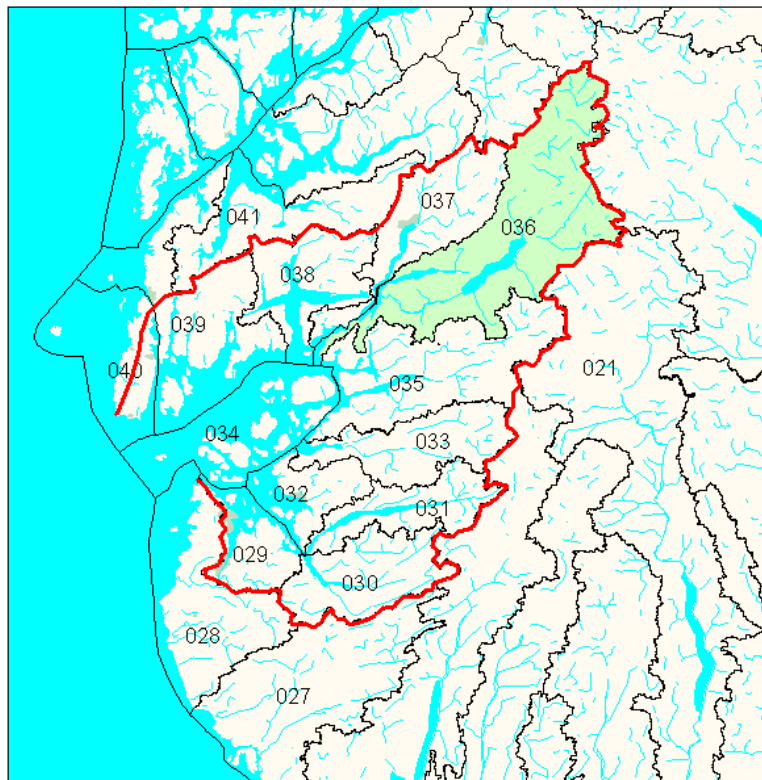


RAPPORT LNR 4753-2003

Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs vanndirektiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder

Fase 2: Skisse til veiledere for
karakteriseringsoppgavene i 2004

I samarbeid med



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 Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004	Løpenr. (for bestilling) 4753-2003	Dato 12/10 - 2003
	Prosjektnr. Undernr. O-21245	Sider Pris 196
Forfatter(e) Dag Berge <i>Norsk institutt for vannforskning(NIVA)</i> David Barton ” Frithjof Moy ” Lars Størset, <i>Statkraft Groner AS (SG)</i> Elise Førde ” Torbjørn Østdahl <i>Norsk institutt for naturforskning (NINA)</i>	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon FRI
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Vassdrag og Energidirektorat (NVE), Statens forurensningstilsyn (SFT), Direktoratet for naturforvaltning (DN), Kystdirektoratet, Fiskeridirektoratet.	Oppdragsreferanse Geir Taugbøl (NVE)
---	--

Sammenheng

Rapporten gir skisser til norske veiledere for karakteriseringsarbeidet som skal gjennomføres i 2004 i forbindelse med implementeringen av EUs vanndirektiv i Norge. Den baserer seg på å gjengi kortfattede skisser ut fra de omfattende CIS-veilederne utgitt av EU-kommisjonen. Rapporten tar for seg hvordan man skal identifisere vannområder, vannforekomster, typifisere og stedfeste vannforekomster, identifisere kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster, gjøre analyse av belastning og virkning for å finne hvilke vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille målene i vanndirektivet, hvordan man skal foreta de økonomiske analyser av vannbruk og inndekning for vanttjenester, samt at det til slutt gis et anslag over ressursbehov i forvaltningen for å kunne gjennomføre karakteriseringen i 2004 i hele nedbørfeltdistriktet (Suldal-Boknafjordssystemet). Første halvdel av rapporten er en tekstdel hvor metodikken for karakteriseringsoppgavene i 2004 gjennomgås. Den andre halvdel (Vedlegg) presenterer en rekke eksempler og GIS fremstillinger av relevant informasjon fra Demo-området, samt at det helt bakerst er presentert forslag til norske veiledere.

Fire norske emneord 1. EUs Vanndirektiv 2. Karakterisering 2004 3. Veiledere 4. Suldal-Boknafjord Demo-område	Fire engelske emneord 1. EU Water Framework Directive 2. Characterisation 3. Guidances 4. Suldal-Boknafjord Demo-area
--	--

Norsk Institutt for Vannforskning
Oslo

O-21245

Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i
Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder

Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004

Oslo 12/10 - 2003

Prosjektleder:	Dag Berge	<i>Norsk inst. vannforsk.</i>
Medarbeidere:	David Barton	”
	Frithjof Moy	”
	Lars Størset	<i>Statkraft Groner AS</i>
	Elise Førde	”
	Torbjørn Østdahl	<i>Norsk inst. naturforsk.</i>

Forord

Den foreliggende rapport representerer fase 2-rapporten i Demoprojektet "Suldalslågen med utenforliggende fjordområder" i forbindelse med implementeringen av EUs Vanddirektiv i Norge. Opprinnelig skulle fase 2 omfatte en vurdering av alle sider ved den praktiske implementeringen av vanddirektivet, men etter ønske fra oppdragsgiver ble opplegget konsentrert om å utarbeide skisse til norske veiledere for de karakteriseringsoppgavene som skal gjennomføres i 2004. Arbeidet har omfattet å lage kortfattede norske versjoner (veiledere) av CIS-guidancene fra EU om samme temaer, samt å prøve ut disse på noen utvalgte eksempler (CIS=Common Implementation strategy). Utprøvingen har bare til en viss grad vært mulig da flere verktøy mangler ennå, som f.eks. vurderingssystemene for å fastsette økologisk status.

Arbeidet med identifisering av vannforekomster er ledet av Torbjørn Østdahl (NINA), med assistanse fra Lars Størset (SG), Elise Førde (SG), og Frithjof Moy (NIVA). Sistnevnte har hatt ansvaret for utarbeidelse av de marine deler av rapporten. Arbeidet med identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster ledet Lars Størset (SG) med assistanse fra Sigurd Bjørtuft (SG) og Elise Førde (SG) samt Torbjørn Østdahl (NINA). Arbeidet med analyse av belastninger og virkninger er utført av Dag Berge med assistanse fra Torbjørn Østdahl, Lars Størset samt fra David Barton (NIVA). Arbeidet med de økonomiske analyser er utført av David Barton med input fra de naturvitenskapelige deltakerne. Dette gjelder også ressursanslaget over hva karakteriseringsarbeidet i 2004 kommer til å koste. GIS arbeidet er utført med assistanse fra Torulv Tjomsland, NIVA, og Ketil Sandsbråten, SG.

Vi takker for et interessant og meget omfattende prosjekt som i stor grad har vært et spennende, men vanskelig pilotarbeid. Som følge av at en god del av verktøyene ikke har vært ferdig utviklet fra EUs side, føler vi at vi ikke er ordentlig ferdig med prosjektet. Vi håper allikevel at rapporten kan gi verdifull informasjon og kunnskap for fremstillingen av de endelige nasjonale veilederne.

Rapporten har innarbeidet kommentarene gitt til utkast av 30/6-2002.

Oslo, 12/10 - 2003

Dag Berge

Innhold

1. Innledning	11
1.1 Kort om vanddirektivet	11
1.2 Vanddirektivets beskrivelse av karakteriseringen	11
1.3 Formålet med prosjektet	12
1.4 Beskrivelse av karakteriseringen	12
1.5 Noen presiseringer	14
2. Inndeling i Nedbørfeltdistrikt – Vannområder – Vannforekomster	15
2.1 Nedbørfeltdistrikt	15
2.2 Vannområder	15
2.2.1 Inndeling i vannområder	16
3. Identifisering av vannforekomster	18
3.1 Definisjoner og bakgrunnsmateriale	18
3.2 Trinnene i identifiseringsarbeidet	19
3.3 Trinn 1 i identifiseringen: Kategorisering av vannforekomster	19
3.3.1 Ferskvann	19
3.3.2 Sjøvann	21
3.4 Trinn 2 i identifiseringen: Typifisering	22
3.4.1 Typifiseringen av elver	22
3.4.2 Typifiseringen av innsjøer.	25
3.4.3 Typifisering av sjøvann	25
3.5 Trinn 3 i identifiseringen: Sammenlåing av like vannforekomster	29
3.6 Trinn 4 i identifiseringen: Identifisering av vannforekomster som kan tas ut av vanddirektivets virkeområde	30
3.6.1 Fullskala identifisering av vannforekomster i Suldalslågen med basis i elvenettverket og REGINE-systemet	30
3.6.2 Sjøvann	35
3.7 Involvering av bruks- og verneinteresser	38
4. Analyse av belastninger og virkninger (pressures and impacts)	39
4.1 Innledning	39
4.2 Hensikten med å gjøre BELASTVIRK-analysen	39
4.3 Hvilke av Vanddirektivets mål skal BELASTVIRK-analysen omfatte	40
4.3.1 De ulike måltyper	41
4.3.2 Mål definert ut fra underliggende direktiver	42
4.4 Tidsplan med spesiell fokus på den første BELASTVIRK-analysen (2004)	42
4.4.1 Forbedring og oppdatering av analysen	42
4.5 Forståelse av sammenhengene er en nødvendighet	43
4.6 Sammendrag av hovedoppgavene i BELASTVIRK-analysen for overflatevann	44
4.7 Nøkkelementer i BELASTVIRK-analysen i 2004	46
4.7.1 Identifisering av signifikante belastninger	46

4.7.2 Identifisering av vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille målene	46
4.7.3 Identifisere kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)	47
4.8 Silingsprosess	48
4.9 De ulike kvalitetselementer som skal legges til grunn for fastsettelse av status	49
4.9.1 Biologiske kvalitetselementer (parametergrupper)	49
4.9.2 Kjemisk og fysisk/kjemisk kvalitetselementer (parametergrupper)	50
4.9.3 Hydromorfologiske komponenter	50
4.9.4 Oppsummering av kvalitetselementene for bedømming av status	50
4.10 Gruppering av vannforekomster for fastsettelse av status	52
4.11 Informasjonsbehov og datakilder	52
4.12 Usikkerhet	52
4.13 Rapportering	53
4.13.1 Rapporter hvor resultater fra BELASTVIRK-analysen skal inngå	53
4.13.2 Forslag til innhold i 1. BELASTVIRK-rapport	53
5. Karakterisering/identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)	55
5.1 Bakgrunn	55
5.1.1 Hvorfor opprette kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster	55
5.1.2 Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster innen 2004	55
5.1.3 Endelig utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster innen 2008	56
5.1.4 Godt økologisk potensiale skal nås innen 2015	57
5.2 Hva kjennetegner en sterkt modifisert vannforekomst	57
5.3 Påvirkninger/tiltak som kan medføre kategorisering som ”sterkt modifisert”	57
5.4 Trinnvis fremgangsmåte for identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster	58
5.4.1 Identifisering av forandringer i hydromorfologi (screening)	58
5.4.2 Beskrivelse og vurdering av vesentlige endringer i hydromorfologi	59
5.4.3 Vurdering av sannsynligheten for ikke å nå god økologisk status innen 2015	61
5.4.4 Er vannforekomsten vesentlig endret på grunn av fysiske forandringer forårsaket av menneskelig aktivitet?	61
5.4.5 Foreløpig identifisering som sterkt modifisert vannforekomst	61
Sterkt modifiserte vannforekomster i Demo-områdets sjøområder	62
5.5.1 Stavanger havn som SMVF	62
5.5.2 Hylsfjorden som SMHF?	62
6. Økonomisk analyse av vannbruk	63
6.1 Kostnadsdekking av vanntjenester	66
6.2 Systematisering av data	70
6.3 Oppskalering av økonomiske data fra demonstrasjonsområder til nedbørfeltsdistrikter	71

7. Ressursbehov i forvaltningen for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann - karakterisering (2004) - Suldal demonstrasjons-område	73
7.1 Oppsummering	73
7.2 Innledning	73
7.3 Kompetansebehov	73
7.4 Belastning-virkningsanalyse	74
7.5 Økonomisk analyse	74
7.6 Ressursbehov	75
7.6.1 Identifisering av vannforekomster (ferskvann)	75
7.6.2 Identifisering av HMWB(i ferskvann)	76
7.6.3 Beskrivelse og vurdering av betydelige forandringer i hydromorfologi	76
7.7 Belastning-virkningsanalyse	77
7.7.1 Kort arbeidsbeskrivelse av den forenklede BELASTVIRK-analysen:	77
7.7.2 Identifisere vannforekomster med risiko, inkl. identifisering av kandidater til SMVF	78
7.7.3 Forenklet analyse av Belastning- Virkning i vannforekomstene med risiko for ikke å tilfredsstille målene og identifisering av de signifikante belastninger	78
7.7.4 Rapportering til ESA	79
7.7.5 Samlet arbeidsmengde for den forenklede BELASTVIRK i Nedbørfeltdistrikt Boknafjordssystemet	79
7.8 Økonomisk analyse	79
7.8.1 Kort arbeidsbeskrivelse:	79
7.8.2 Registrering av økonomiske nøkkeldata kommune til nedbørfelt-vis registrering	80
7.8.3 Økonomisk karakterisering av vannbruk	80
7.8.4 Vurdering av dagens kostnadsinndekking for vanntjenester	80
7.8.5 Opplisting av potensielle tiltak og virkemidler	81
7.9 Sammenstilling av ressursbehov	81
8. Verifisering av tilfellestudiet i Suldalsvassdraget	83
8.1 Bakgrunn og formål	83
8.2 Beskrivelse av tilfellestudiet	83
8.3 Gjennomgang av ”toolbox”	84
8.4 Hvordan har tilfellestudiet bidratt til innholdet i endelig veiledning fra EU?	84
9. Litteratur	85
10. VEDLEGG – utfyllende kommentarer og eksempler til de ulike temaene behandlet foran	87
10.1 Vedlegg til Identifisering av ferskvannsforkomster	88
10.1.1 Vedlegg 1. Elvenettet rundt Litlavatnet i Suldalslågens nedbørfelt.	88
10.1.2 Vedlegg 2. Elvenettet for hele Suldalslågens nedbørfelt.	89
10.1.3 Vedlegg 3 Elvenettet for typeområdet Brattlandsåna	89
10.1.4 Vedlegg 4 Elvenettet for typeområdet Hamrabøåna	89
10.2 Vedlegg til Typifisering og karakterisering av marine vannforekomster med eksempler	91

10.2.1 Generelt om marine vannforekomster og vanndirektivet	91
10.2.2 Identifisering, karakterisering og klassifisering av vannforekomster	91
10.2.3 Definisjon av overgangsvann og kystvann	91
10.2.4 Marine vannforekomster i Suldal-området	91
10.2.5 Grenseoppgang mellom REGINE og Fjordkatalogen	92
10.2.6 Karakterisering og typifisering av eksempelfjord	93
10.2.7 Aggregering av fjorder og nedbørfelt helt ut til 1 nautisk mil	97
10.2.8 Gir vannkraftutbygging 'sterkt modifiserte' fjorder?	97
10.2.9 Marine vannforekomster i Finnøy kommune	98
10.2.10 Deling av vannområder	99
10.2.11 Vannområder med små nedbørfelt	99
10.2.12 'Transittområde' for vann fra innenforliggende fjorder til 1 n.m. grensen	101
10.2.13 AKVAKULTUR	102
10.2.14 Klassifisering av vannforekomstene ved Finnøy	103
10.2.15 Marine vannforekomster i Stavanger havneområde	107
10.2.16 Generelt om havner i Norge	107
10.2.17 Terminologi	108
10.2.18 Havner som kandidat til SMVF	108
10.2.19 Farleder	112
10.2.20 Klassifisering av vannforekomstene	113
10.3 Vedlegg BELASTVIRK	116
10.3.1 Sjekkliste for Drivkrefter, som medfører belastning på ulike vannforekomster.	116
10.3.2 Sjekkliste belastninger	117
10.3.3 Vanndirektivets "Hovedforurensninger"	119
10.3.4 Vurdering av risiko for ikke å tilfredsstille målene i Vanndirektivet	120
10.4 SMVF-Vedlegg I. Eksempler fra Suldalsvassdraget av vannforekomster som kan identifiseres som sterkt modifiserte	121
10.4.1 Blåsjø – kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst?	121
10.4.2 Vannforekomster som er sterkt modifiserte	121
10.4.3 Eksempler på vannforekomster som kan være sterkt modifiserte, tvilstilfeller	122
10.4.4 Eksempler på påvirkede vannforekomster som er "naturlige" etter vanndirektivet	122
10.4.5 SMVF-VEDLEGG II : Trinnvis fremgangsmåte for endelig utpeking som sterkt modifisert vannforekomst etter 2004.	124
10.4.6 SMVF-VEDLEGG III: Bestemmelse om lavvannføring i vannressurslovens § 10, og vurdering av relevans for identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster.	125
10.4.7 SMVF-VEDLEGG IV: Miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster	126
10.5 Eksempler på sektorvis økonomisk karakterisering av vannbruk og analyser av kostnadsdekking	127
10.5.1 TEOTIL – nitrogen- og fosfor-bidrag per sektor og statistikk-område	127
10.5.2 KOSTRA – vannforsyning og avløp per kommune	128
10.5.3 Arealis	128
10.5.4 Eksempel på kostnadsdekking av vanntjenester	132
Vurdering av kostnadsdekking av oppdemming, magasinering og uttak til vannkraft (eksempel Suldal nedbørfelt no. 036)	132

10.5.5 Finansiell kostnadsdekking	133
10.5.6 Netto overføringer (skatter, avgifter og subsidier)	134
10.5.7 Miljø- og ressurskostnader	136
10.5.8 Samfunnsøkonomisk kostnadsdekking for vannkraft – noen konklusjoner	137
10.5.9 Eksempel på karakterisering av vannkraft som vannbruker	137
10.5.10 Eksempel på karakterisering av fiskeoppdrett som vannbruker	141
11. Uklarheter og forhold i Direktivet og CIS-veilederne som ikke passer godt i Norge	144
11.1 Horizontal- Guidance: Uklar (uegnet?) definisjon av vanddirektivets virkeområde i sjø	144
11.2 Refcond-Guidance: Typespesifikk referansetilstand kontra forventet naturtilstand	145
11.2.1 Forskjellig status som kriterium for å dele en vannforekomst.	145
11.3 Impress /Refcond Guidance: Biologiske belastninger (særlig introduserte arter) og referansetilstand	146
11.4 Vurdering av egnethet av WATECO-veilederen for norske forhold	147
12. Forslag til kortfattede norske vegledere for den foreløpige karakteriseringen i 2004	151
12.1 Belastning og virkning	172

Sammendrag

Rapporten gir skisser til, og grunnlag for, norske veiledere i karakteriseringsarbeidet som skal gjennomføres i 2004 i forbindelse med implementeringen av EUs vanndirektiv i Norge. Den baserer seg på å gjengi kortfattede skisser ut fra de omfattende CIS-veilederne utgitt av EU-kommisjonen, samt å utprøve disse på utvalgte vannforekomster. Følgende CIS-guidancer er lagt til grunn: Horizontal guidance, Guidance 2.1: Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive, Guidance 2.2: Guidance document on the identification and designation of heavily modified and artificial water bodies, 2.3 Referansetilstand og klassifisering av ferskvann (foreligger ikke ennå), 2.4: Typologi og klassifisering av kystvann (Guidance on typology, reference conditions and the classification systems for transitional and coastal waters., 2,6 Økonomisk analyse: Economics and the environment, the implementation challenge of the water framework directive – a guidance document. (CIS står for common implementation strategy).

I tillegg til CIS-veilederne er det tatt utgangspunkt i det selve vanndirektivet skriver om de ulike arbeidsoppgavene i karakteriseringen.

CIS veilederne er kortet ned til mellom 1/5-del og 1/10 del av opprinnelig lengde. Det sier seg selv at skissene til veiledere som presenteres her da ikke kan inneholde alt som står i CIS-veilederne, men alle hovedgjøremål er beskrevet i tilstrekkelig grad til å kunne benyttes til å gjennomføre karakteriseringsoppgavene i 2004.

I tillegg er CIS-veilederne forsøkt tilpasset norske forhold og eksisterende nasjonale verktøy er foreslått benyttet i så stor grad som mulig.

Rapporten tar for seg hvordan man skal identifisere vannområder, vannforekomster, typifisere og stedfeste vannforekomster, identifisere kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster, gjøre analyse av belastning og virkning for å finne hvilke vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille målene i vanndirektivet, hvordan man skal foreta de økonomiske analyser av vannbruk og inndekning for vanntjenester, samt at det til slutt gis et anslag over ressursbehov i forvaltningen for å kunne gjennomføre karakteriseringen i 2004 i hele nedbørfeltdistriktet (Suldal-Boknafjordsystemet).

Første halvdel av rapporten er en tekstdel hvor de ulike veilederne presenteres. Den andre halvdel (Vedlegg) presenterer en rekke eksempler og GIS fremstillinger av relevant informasjon. I de økonomiske analysene er det hentet data fra begge Demo-områdene, dvs både fra Morsa og Suldal da datatilfanget fra de 2 steder var noe ulikt.

Det er forsøkt å fremstille en del oversikter på GIS, men det er ikke nedlagt noe stort arbeid i denne forbindelse da vi regner med at den nedsatte IKT-gruppa vurderer dette mer i detalj.

Uklarheter og mangler i CIS-veilederne, samt forhold som ikke passer så godt for Norge, er påpekt der hvor vi har kommet over slike, og det er gjort en sammenstilling av de viktigste av disse forhold i kapittel 11.

Bakerst er det gitt forslag til norske vegledere for Marin karakterisering, og for Økonomisk karakterisering. Forslaget til karakteriseringsveileder for ferskvann er sammenstilt av Morsa-teamet (det andre Demo-prosjektet), og fremstilles i deres rapport. Basert på disse forslagene skal myndighetene lage en "helhetlig vegleder" den såkalte forvaltningsveilederen.

Arbeidet har vært stort og omfattende og vi føler vel på mange måter at vi ikke er ordentlig ferdig med jobben. Men som sagt, i og med at vesentlige deler av verktøyet ikke er på plass ennå, har dette heller ikke vært mulig. Materialet som fremlegges vil imidlertid gi et godt grunnlag til å ferdigstille de endelige norske veiledere, og vil langt på veg kunne benyttes til karakteriseringsarbeidet i 2004.

1. Innledning

1.1 Kort om vanddirektivet

EUs Rammedirektiv for vann danner en overbygning over det øvrige regelverk og gir føringer om en helhetlig vannforvaltning for det europeiske fellesskap og i det enkelte land. Direktivets bestemmelser er å betrakte som minimumskrav og det enkelte land står fritt til å innføre strengere bestemmelser eller et høyere ambisjonsnivå enn direktivets krav. Virkeområdet er vassdrag, grunnvann og sjøområder ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen. Helt sentralt i direktivet står miljømålene (artikkel 4). Kravet er at alle vannforekomster skal beskyttes mot forringelse av statusen og om nødvendig restaureres for å tilfredsstille kravene om «god status» innen 2015.

For forekomster av overflatevann (vassdrag og sjøområder) innebærer dette at både den økologiske- og kjemiske status skal være god («god overflatevannstatus»). EU-kommisjonen og medlemslandene er i ferd med å utarbeide en felles strategi for implementering av direktivet.

Første steg i direktivet er en karakterisering av nedbørfeltdistriktene. I dette ligger en kartlegging av fysiske data, kjemisk- og økologisk status, påvirkninger og pressfaktorer fra menneskelig aktivitet og økonomiske forhold knyttet til bruken av vannet. I karakteriseringen vil det skaffes til veie kunnskap om eksisterende tilstand i alle vassdrag og kystområder. På bakgrunn eksisterende tilstand og avviket fra forventet naturtilstand vil man identifisere behov og omfang av tiltak for å nå miljømålene.

1.2 Vanddirektivets beskrivelse av karakteriseringen

Denne rapporten omhandler kravene til karakterisering som er gitt i direktivets artikkel 5 og vedlegg II og III.

Artikkel 5

Nedbørfeltets egenskaper, vurdering av miljøvirkningene av menneskelig virksomhet og økonomisk analyse av vannbruken

1. *Hver medlemsstat skal sørge for at det for hvert nedbørfelt eller del av et internasjonalt nedbørfelt på statens territorium foretas en analyse av egenskapene, en vurdering av virkningene av menneskelig virksomhet på overflatevannets og grunnvannets tilstand, og en økonomisk analyse av vannbruken i samsvar med de tekniske spesifikasjonene i vedlegg II og III, og at dette er gjennomført minst fire år etter at dette direktiv trår i kraft.*

2. *Analysene og vurderingen nevnt i pkt. 1 skal vurderes på nytt og om nødvendig ajourføres minst tretten år etter at dette direktiv trer i kraft, og deretter hvert sjette år.*

I vedlegg II og III er det beskrevet hvordan karakteriseringen skal gjennomføres. Vedlegg II, punkt 1.1 beskriver metodikk for hvordan medlemsstatene skal identifisere beliggenheten og grensene til forekomster av overflatevann og grunnvann. Alle vannforekomster skal identifiseres som tilhørende en av vannkategoriene elver, innsjøer, overgangsvann eller kystvann, eller som kunstige eller sterkt modifiserte. De relevante

vannforekomstene skal inndeles etter type, definert etter system A eller B (spesifisert i vedlegg II, punkt 1.2).

Det skal fastsettes typespesifikke referansetilstand for alle typer overflatevannforekomster (punkt 1.3).

Vedlegg II, punkt 1.4, skisserer krav til medlemslandene når de skal identifisere belastninger i vannforekomstene.

I vedlegg II, punkt 1.5, kreves det at medlemsstatene skal vurdere hvor mottakelig overflatevannforekomstenes tilstand er for belastningene nevnt i punkt 1.4. Det skal vurderes hvor sannsynlig det er at overflatevannforekomstene innen vannregionen ikke vil oppfylle miljømålene som er fastsatt i artikkel 4, dvs. målet om god økologisk status innen år 2015. For å finne ut av dette, skal tilgjengelige miljøovervåkningsdata og andre relevante opplysninger benyttes.

Vedlegg III omhandler den økonomiske analysen av vannbruken.

1.3 Formålet med prosjektet

Demonstrasjonsprosjektet i Suldalsvassdraget med kystområder, fase II, har vært å prøve ut foreliggende veiledningsmaterieell fra EU under typiske norske forhold.

Det er videre laget en skisse til norsk veileder for karakterisering av nedbørfeltdistrikter i Norge.

En tilleggsoppgave har vært å verifisere et tilfellestudie som ble gjennomført i Suldalslågen i 2001.

1.4 Beskrivelse av karakteriseringene

Identifisering av vannforekomster

Hele fastlandet og kystområdene skal deles inn i såkalte vannforekomster. Dette er grunnenheten i vanddirektivsammenheng, og formålet med inndelingen er å identifisere separate enheter som har ulike kategori (innsjø, elv, overgangsvann eller kyst), ulike type og ulike tilstand.

Hver vannforekomst skal være et avgrenset og signifikant element av overflatevann og kan være en innsjø, en del av en innsjø, et magasin, en bekk, elv eller kanal, en elvestrekning, overgangsvann eller et avsnitt av kystvann.

EU-kommisjonen har utarbeidet en veileder for dette arbeidet - "horizontal guidance on identification of water bodies", som skal testes ut i denne fasen.

Veiledning for identifisering av vannforekomster finnes i rapportens kapittel 3.

Fastsettelse av status (vurdering av påvirkninger og konsekvenser)

Det vil være en uoverkommelig oppgave å beskrive detaljert status for hver enkelt vannforekomst. Dette er heller ikke i tråd med direktivets mål.

Målet er å identifisere de vannforekomstene som er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet. I disse vannforekomstene må det gjennomføres tiltak for å nå vanddirektivets generelle mål om god økologisk status innen 2015.

I vannforekomster som har liten påvirkning skal statusen opprettholdes.

Fokus skal med andre ord konsentreres om de vannforekomster som står i fare for ikke å nå målet om god økologisk status innen 2015, og om beskyttelse av de vannforekomster som allerede har høy eller god økologisk status.

En arbeidsgruppe under den felles-Europeiske implementeringsstrategien for vanndirektivet under EU-kommisjonen har utarbeidet en veiledning for hvordan en vurdering av tilstand kan gjennomføres: "Guidance on the analysis of pressures and impacts".

Kapittel 4 beskriver hvordan statusen i vannforekomstene skal kartlegges.

Identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster

Vannforekomster som er betydelig fysisk påvirket på grunn av for eksempel vannkraftutbygging, flom- og erosjonssikringstiltak skal vurderes særskilt. Dersom målet om god økologisk status ikke kan nås uten å foreta endringer som kan gi vesentlige innvirkninger på miljøet som helhet eller på viktige bruksområder/funksjoner som vannforekomsten har, skal slike vannforekomster identifiseres som "sterkt modifiserte". For denne typen vannforekomster opererer man med miljømålet «godt økologisk potensiale».

En arbeidsgruppe under den felles-Europeiske implementeringsstrategien for vanndirektivet under EU-kommisjonen har laget en veiledning for identifisering av slike vannforekomster: "Guidance document on identification of heavily modified and artificial water bodies".

Kapittel 5 beskriver hvordan sterkt modifiserte vannforekomster skal identifiseres.

Økonomisk analyse av vannbruken

Det skal gjennomføres en økonomisk analyse av eksisterende vannbruk i alle nedbørfelt. Vedlegg III spesifiserer oppgaven slik:

"Den økonomiske analysen skal inneholde tilstrekkelig detaljerte opplysninger (idet det tas hensyn til kostnadene forbundet med innsamling av relevante data) til at det kan foretas;

- a) relevante beregninger som er nødvendige for i samsvar med artikkel 9 å ta hensyn til prinsippet om kostnadsdekning for vannytelser, idet det tas hensyn til langsiktige prognoser for tilbud og etterspørsel etter vann i nedbørfeltdistriktet og, om nødvendig
 - overslag over mengde, pris og kostnader forbundet med vannytelser, og
 - overslag over relevante investeringer, herunder prognoser over slike investeringer,
- b) vurdering av den mest kostnadseffektive kombinasjonen av tiltak med hensyn til vannbruk som skal inngå i handlingsprogrammet i henhold til artikkel 11, på grunnlag av overslag over potensielle kostnader ved slike tiltak."

En arbeidsgruppe under den felles-Europeiske implementeringsstrategien for vanndirektivet har utarbeidet en veiledning for økonomisk analyse: "Economics and the environment, the implementation challenge of the water framework directive"

Kapittel 6 gir en beskrivelse av hvordan den økonomiske analysen kan gjennomføres i Norge.

Referansetilstand i ferskvann og kystområder

Prosjektet har også omfattet utprøving av de to typologi-veilederne for ferskvann og kystområder: "Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters" og "Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters". Veilederne er utarbeidet av to arbeidsgrupper under den felles-Europeiske implementeringsstrategien for vanndirektivet

Disse er først og fremst benyttet i forbindelse med inndeling av landet i typer i kapittel 3. To egne prosjekter pågår for å definere typologi for norske vassdrag og kystområder, og å foreslå et nettverk av referansestasjoner.

Kostnader ved implementeringen av karakteriseringen i Norge

Rapporten gir et anslag på hva det vil koste å foreta en fullskala karakterisering av hele Demo-området Suldalsvassdragets - Boknafjordsystemet. Dette anslaget kan oppagregeres til hele landet, og en vil få en total kostnad for arbeidet.

Kostnader ved karakteriseringen er vurdert i kapittel 7.

Verifisering av tilfellestudiet i Suldalslågen.

I 2001 ble det gjennomført 2 tilfellestudier i Norge for å bidra til utviklingen av et felles europeisk veiledningsmateriale. Vannkraftutbygging og sterkt modifiserte vannforekomster var tema og Suldalslågen og Beiarn var undersøkelsesområder. NVE ønsker en verifisering av tilfellestudiet i Suldalslågen dvs. en vurdering av om tilfellestudiet i Suldalslågen bidro til en mer anvendelig veiledning for identifisering og utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster.

Lars Størset fra Statkraft Grøner har gjennomført denne delen av prosjektet, som er gjengitt i kapittel 8.

Eksempel-utprøving (Forsøk på praktisk gjennomføring) av ulike arbeidsoppgaver i karakteriseringen er gjort både for marine vannforekomster og for ferskvannforekomster i det aktuelle området. Dette er presentert i kapittel 10.

Mangler og forhold ved direktivet og CIS-veglederne som ikke passer så godt for Norge er diskutert der man har truffet på slike. I kapittel 11 er de viktigste av disse forhold sammenstilt.

Sammenstilte "Forslag til norske vegledere" er gitt helt bakerst i vedlegget. I denne rapporten presenteres bare Forslag til Marin vegleder og Forslag til økonomisk vegleder. Dette finnes i kapittel 12. Ferskvannsveglederen er sammenstilt av Morsa-teamet og presenteres samlet i deres rapport.

1.5 Noen presiseringer

Status kontra tilstand

Miljømålet for vanlige vannforekomster er etter vanddirektivet kalt god økologisk status. I begrepet status er **den observerte tilstanden korrigert for naturtilstanden** (eller referansetilstanden) som det kalles i vanddirektivet.

SMVF = forkortelse for sterkt modifiserte vannforekomster = HMWB

VF = forkortelse for vannforekomst

Vannområde = nedbørfelt inkludert det marine influensområdet

Nedbørfeltdistrikt = samling av vannområder (kalles også Vannregion)

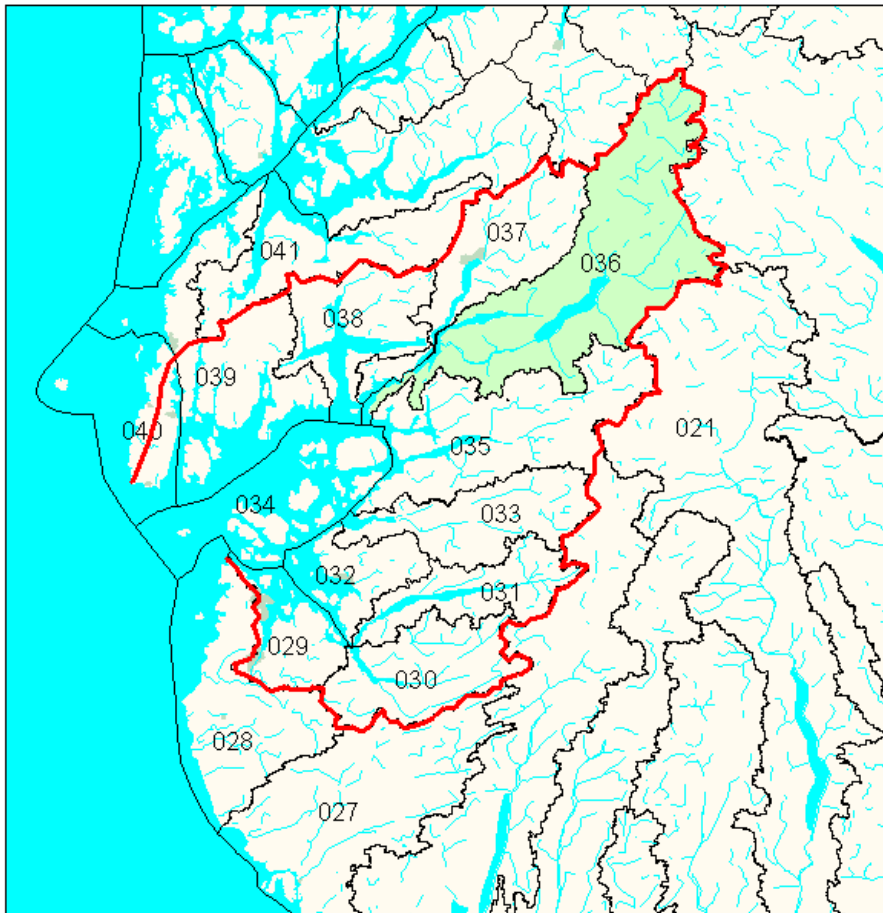
Veilederen for de økonomiske analysene er gjort med eksempler fra begge Demo-områdene (Suldal og Morsa). Eksempler på vannforsyning og avløp er tatt fra Morsa, mens vannbruk som vannkraft, fiskeoppdrett, havnevirksomhet etc er tatt fra Suldal. Derfor vil det i vedlegget være noen eksempler fra Morsa.

2. Inndeling i Nedbørfeltdistrikt – Vannområder – Vannforekomster

Dette er egentlig ikke en del av de karakteriseringsoppgavene vi er bedt om å løse, men det må finne sin løsning med hensyn til å dele inn i marine vannforekomster. Derfor et kort avsnitt om dette.

2.1 Nedbørfeltdistrikt

Nedbørfeltdistrikt i Norge vil være en del av fastlands-Norge med tilhørende kyst ut til en nautisk mil utenfor grunnlinja. Det finnes i rapport (Aagaard et al 2001) flere forslag til å dele inn Norge i slike. Kravet som stilles til avgrensning av dette i direktivet er at grensene ikke må krysse nedbørfeltgrenser, eller grenser for vannområder, se nedenfor. I vårt demo-felt har vi hittil betraktet Boknafjordsystemet som et nedbørfeltdistrikt (innenfor de røde grensene i Figur 2.1).



Figur 2.1. I vårt demo-område er Boknafjordsystemet nedbørfeltdistriktet

2.2 Vannområder

Et absolutt ufravikelig krav i direktivet er at "All vannforvaltning skal skje nedbørfeltvis, inklusive det marine påvirkningsområdet". Nedbørfeltene skal være en samling av grunnenhetene i vandirektivet, de såkalte vannforekomstene, som er "avhengige". Dvs. at

det som skjer i en vannforekomst, enten det er en belastning eller et tiltak, vil påvirke andre avhengige vannforekomster, f.eks. nedstrøms beliggende vannforekomster. Forvaltningen skal skje på tvers av eksisterende administrative grenser (kommunegrenser, fylkesgrenser, landegrenser) dersom nedbørfeltet krysser disse, og det skal være et sektorovergripende samarbeid.

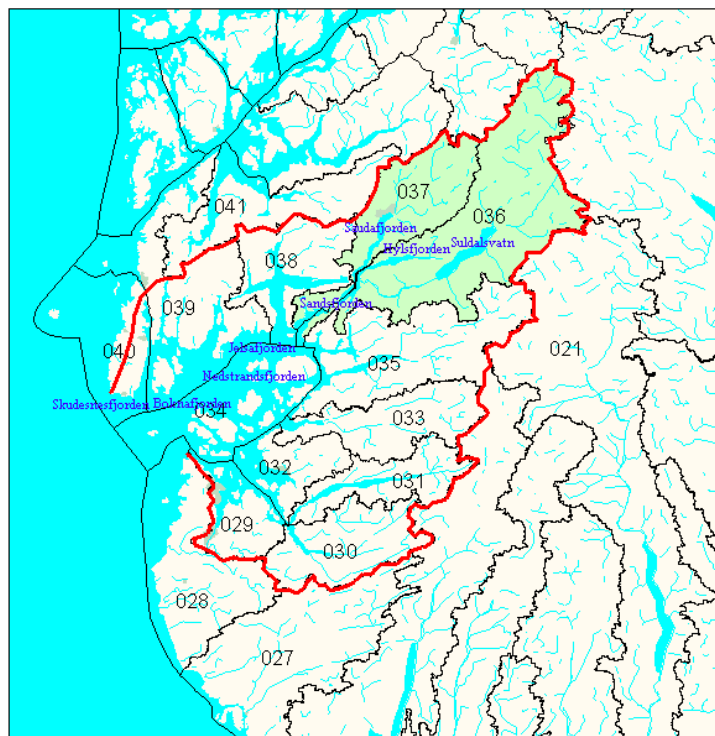
Et vannområde er altså et terrestrisk nedbørfelt med tilhørende marint influensområde.

2.2.1 Inndeling i vannområder

Inndeling av nedbørfelt med tilhørende marint influensområde er en utfordring. Området skal være en naturlig avgrensning der vannforekomstene er avhengige. Når man foretar denne oppdelingen bør man tenke begge veier, både nedenfra og oppover og ovenfra og nedover. Man må hele tiden ha klart for seg at man ikke skal splitte opp et naturlig nedbørfelt.

Inndeling i vannområder vil for Boknafjordssystemet kunne gjøres omtrent som det som er gjort i NVE-Atlas når man deler inn i vassdragsområder, dvs som de nummererte feltene i **Figur 2.1**. Vassdragsområde defineres da som terrestrisk avrenningsområde med sitt tilhørende marine influensområde. For Suldalslågen og Sandsfjorden stemmer imidlertid ikke denne inndelingen helt for de marine områdene. Man kan ikke dele Sandsfjorden på langs. Vannet fra Suldalslågen vil helt sikkert påvirke den andre siden av fjorden også. Suldalslågen har dessuten avløp både i Sandsfjorden og Hylsfjorden. Sandsfjorden påvirkes dessuten fra miljøgifter fra Sauda og Saudafjorden.

Et naturlig vannområde vil man her kunne få hvis man trekker en grense ved utløpet av Sandsfjorden og inkluderer alt som drenerer hit, dvs man slår sammen vassdragsområde 036 og 037, se **Figur 2.2**.



Figur 2.2. Inndeling av nedbørfeltdistriktet i vannområder, dvs terrestriske avrenningsområder (nedbørfelt) med sine marine influensområder. Dette kan gjøres ved bruk av NVE atlas med små endringer.

Øysamfunnene ute i Boknafjorden er her definert som et avrenningsområde, og det marine influensområdet er konstruert ved å tegne midtlinjen mellom dette og de marine influensområdene til avrenningsområdene fra fastlandet.

Et av problemene med å dele inn landet i vannområder med utgangspunkt i vassdragsområdene i NVE-atlas, er at man vil dele fjordene på andre steder enn det som er gitt i DNs Fjordkatalog, og ofte etter andre grenser enn det som er innarbeidet i fjordnavn og begreper hos lokalbefolkningen.

Ikke desto mindre er det ett absolutt krav i vanddirektivet at man skal forvalte vannet nedbørfeltvis, der man med nedbørfelt mener terrestrisk avrenningsområde med sitt tilhørende marine influensområde. Man kan ikke definere noen vannforekomster som krysser disse grensene.

En måte å unngå disse problemene på er å definere hele Boknafjordsystemet som et vannområde, dvs. som et terrestrisk avrenningsområde med tilhørende marint influensområde. Denne modellen kan passe hvis man tenker seg landet delt inn i 5-6 nedbørfeltdistrikter. Alt innenfor her blir da forvaltet som avhengige vannforekomster. Et problem som da oppstår er at området blir så stort at kommunene og lokale bruks- og verneinteresser og politikere ikke føler noe eierforhold til f.eks. utarbeidelse av tiltaksplaner for helt "ukjente lokaliteter". Lokal involvering blir vanskeligere. Et annet problem er at man da betrakter vannforekomster som ikke er særlig avhengig av hverandre, f.eks. vassdragene på Karmøy har ikke særlig mye med Saudafjorden å gjøre.

Dette er strengt tatt ikke en del av karakteriseringen, men det må finne sin løsning før man kan dele inn Boknafjordsystemet i marine vannforekomster. Vi mener primært at det er fornuftig å ta utgangspunkt i NVE-atlas og vassdragsområder, og prøve å avstemme dette så godt det er mulig mot DNs fjordkatalog. Hvis ikke dette lar seg gjøre kan man velge den store løsningen med Boknafjordsystemet som et vannområde. I første omgang vil det letteste være å benytte DNs fjordkatalog som utgangspunkt for å dele inn i marine vannforekomster i den foreløpige karakteriseringen, så får man heller komme tilbake til koplingen mellom terrestrisk nedbørfelt og marint påvirkningsområde.

3. Identifisering av vannforekomster

3.1 Definisjoner og bakgrunnsmateriale

Første del av karakteriseringsarbeidet er identifisering av vannforekomster. Hele fastlands-Norge og kystområdene som omfattes av vanndirektivets virkeområde skal deles inn i vannforekomster. Dette er grunnenhetene i forvaltningen etter Vanndirektivet som både målsetninger og tilstandsbeskrivelser skal forankres i.

VANNFOREKOMST

En vannforekomst skal være et avgrenset og signifikant element av overflatevann og kan være en innsjø, en del av en innsjø, et magasin, en bekk, elv eller kanal, en elvestrekning, overgangsvann eller et avsnitt av kystvann. En vannforekomst skal kun tilhøre en kategori, en type og hele objektet skal tilhøre samme statusklasse.

EU-kommisjonens veiledning *”Horizontal guidance on identification of water bodies”* er det viktigste bakgrunnsdokumentet for oppgaven med identifisering av vannforekomster, men også veiledningene for etablering av referansetilstand er relevante. Disse er *”Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters”* og *”Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters”*.

”Horizontal guidance” veilederen angir følgende hovedregler for hva en vannforekomst er:

1. En ”vannforekomst” skal være en sammenhengende underenhet i nedbørfelt(distrikt)et som miljømålene i vanndirektivet gjelder for. På bakgrunn av dette er hovedmålet med å identifisere vannforekomster å muliggjøre en presis beskrivelse av tilstand sett i forhold til miljømålene.
2. Vannforekomst betyr et avgrenset og betydelig element av overflatevann.
3. Bruk av termen avgrenset og betydelig i definisjonen av overflatevannforekomst betyr at vannforekomster ikke er skjønnsmessige underinndelinger av nedbørfeltdistrikter. Hver vannforekomst skal identifiseres på bakgrunn av sin avgrensning og betydning i sammenheng med direktivets formål, mål og bestemmelser.
4. Vannforekomster skal ikke overlape med hverandre eller bestå av elementer av overflatevann som ikke er sammenhengende.
5. En vannforekomst må tilhøre en kategori og grensene til en vannforekomst kan etableres der to ulike kategorier møtes.
6. En vannforekomst skal ikke krysse grensene mellom ulike vanntyper.
7. Fysiske karakteristika (geografiske og hydromorfologiske) som har betydning for direktivets mål skal brukes for å identifisere avgrensede elementer av overflatevann.
8. Sterkt modifiserte vannforekomster kan identifiseres og utpekes der god økologisk status er umulig å oppnå på grunn av de konsekvensene som påføres vannforekomsten gjennom fysiske påvirkninger/inngrep.
9. En vannforekomst må være mulig å knytte til en økologisk statusklasse med tilstrekkelig sikkerhet og presisjon gjennom direktivets overvåkningsprogrammer.
10. Medlemslandene har fleksibilitet til å bestemme hvorvidt formålet med direktivet kan oppnås uten å identifisere hver lille, men avgrensede og betydelige element av overflatevann som en vannforekomst.

11. En vannforekomst omfattes av kvalitetselementene som er beskrevet i direktivet for klassifisering av økologisk tilstand.
12. Vannforekomster kan bli gruppert for å vurdere risiko for ikke å nå målet om god økologisk status. De kan også grupperes for overvåkning, rapportering og forvaltningsformål.

3.2 Trinnene i identifiseringsarbeidet

Inndeling av vannforekomster innen et nedbørfeltdistrikt gjennomføres i 4 trinn:

1. kategorisering i elv, innsjø, overgangsvann eller kystvann
2. typifisering av vannforekomstene
3. sammenslåing av like vannforekomster
4. ta ut uaktuelle vannforekomster fra vanndirektivets virkeområde.

I veilederne fra EU er det angitt forslag til nedre grenser for størrelsen på nedbørfeltet til elvestrekninger og arealet på innsjøer for at de skal skilles ut som egne vannforekomster. Disse er satt til 10 km² for nedbørfelt til elver og 0,5 km² for arealet på innsjøer. I denne veiledningen benyttes disse grensene som utgangspunkt. Unntak er gjort for mindre elvestrekninger og innsjøer som er betydelig påvirket, og som har en annen tilstand enn de omkringliggende innsjøer eller elvestrekninger, og for elvestrekninger og innsjøer som vurderes som spesielt verdifulle (f.eks på grunn av bruk eller forekomst av verdifulle og sjeldne arter)

3.3 Trinn 1 i identifiseringen: Kategorisering av vannforekomster

Alle vannforekomster skal plasseres i en av følgende kategorier:

- Elv
- Innsjø
- Overgangsvann (usikkert om denne kategori kommer til anvendelse i Norge? - avventer endelig norsk terminologi)
- Kystvann

En vannforekomst kan være en innsjø, en del av en innsjø, et magasin, en bekk, elv eller kanal, en elvestrekning, overgangsvann eller et avsnitt av kystvann. Eksisterende kart og databaser over hydrologi skal benyttes for å dele inn nedbørfelter og kystområder i vannforekomster

3.3.1 Ferskvann

For ferskvann kan NVE's digitale elvenett brukes som basis for identifisering av vannforekomster. Elvenettet er en inndeling av vassdragene i Norge i sammenhengende enheter av elvestrekninger. Det utarbeides også et nasjonalt nummereringssystem for elver og bekker i tilknytning til elvenettet. Dette forventes å være ferdig slik at det kan tas i bruk i den landsdekkende identifiseringen av vannforekomster.

Elvenettet er laget med utgangspunkt i vanntemaet fra digitale kartdata i målestokk 1:50 000. Dette vanntemaet er representert både som linjer (1-streks elver) og som flater (2-streks elver). Ved generering av elvenettet blir alle flater gjort om til en matematisk beregnet

midtlinje og disse midtlinjene knyttes sammen med eksisterende 1-strekselver. Dette gir en enklere datastruktur sammenliknet med en kombinasjon av linjer og flater og er bedre egnet når man skal knytte ulike egenskaper til ulike vannobjekter. Elvenettet er laget med en kopling mot vanntema (flatene) slik at det får en egenskap som sier om midtlinjene er generert på bakgrunn av en elv eller en innsjø (Vedlegg 10.1.1). Midtlinjene i segmenter som er innsjøer framkommer som røde streker på karteksempelen, mens segmenter som er elver framkommer som blå streker. Enhetene i elvenettet inneholder dermed inndelingen i elv og innsjø som er første trinnet i identifisering av vannforekomster i vanddirektivet.

For Suldalslågens vedkommende vil elvenettet gi til sammen 9601 segmenter som representerer innsjøer, 12025 segmenter som representerer elver/bekker og 95 segmenter som representerer andre typer vannveier. Vedlegg 10.1.2 viser elvenettet for hele Suldalslågens nedbørfelt. Dette er et svært høyt antall enheter og enhetene er finere inndelte enn det som er nødvendig og praktisk for identifisering av vannforekomster etter Vanddirektivet. F.eks vil det være elvestrekninger der det ikke kommer inn sidelever som likevel vil kunne være delt i flere segmenter. På samme måte kan flere segmenter ligge i samme innsjø. Elvenettverket blir følgelig å betrakte som en basisinndeling, men hvor vannforekomsten vil være aggregater av elvenettverkssegmenter. Kategoriseringen i elv eller innsjø endrer altså ikke selve nettverket, men knytter bestemte egenskaper til hver enhet. F.eks vil NVE's innsjødatabase inneholde opplysninger om navn, løpenummer, overflateareal, høyde over havet og hvilke(n) REGINE-enhet(er) hver enkelt innsjø tilhører.

Beregning av størrelsen på nedbørfeltet til de ulike elementene i elvenettet kan foreløpig gjøres gjennom bruk av de opplysninger som ligger om størrelse på nedbørfelt i REGINE-systemet. Eksakte nedbørfeltberegninger i elvenettverket vil kreve tilgang på en terrengmodell basert på høyekvoter på kartet og på topologisk modell for sammenhengen mellom elvenettverksenhetene.

Bruk av REGINE-systemet til beregninger av nedbørfeltstørrelse gir også mulighet for å definere vannforekomster bestående av aggregater av små elver og små innsjøer som ikke er hensiktsmessig å skille ut som egne vannforekomster. Dette kan gjøres ved at en som 1. trinn i identifisering oppretter aggregater av REGINE-områder som definerer logiske delnedbørfelt. Innenfor disse arealene skiller en så ut alle innsjøer over 0,5 km² som egne vannforekomster. På samme måte skilles større elver/elvestrekninger ut som egne vannforekomster. Grensen for utskillelse av elver/elvestrekninger er at de har nedbørfelt på >10 km². Som en tilnærming på dette kan en velge å skille ut elver slik at de ender opp i de øverste innsjøene som er skilt ut som egne vannforekomster (sjøer større enn 0,5 km²) i hver grein av vassdraget. Dette gir en logisk og sammenhengende struktur på vassdraget ved kartpresentasjoner. Enkelte steder kan det være riktig å definere elva som egen vannforekomst også ovenfor den øverste innsjøen, men nøyaktig avgrensning av punktet i elva hvor en når grensen for nedbørfelt på 10 km² vil en først kunne gjøre når det foreligger en ferdig utviklet topologisk modell for vassdragene.

Etter at en har skilt ut større innsjøer og elver står en igjen med arealenheter med små sjøer og små elver. Hvert slik restfelt defineres som en vannforekomst som inneholder både små elver og små innsjøer. Koplingen til elvenettverket gjør at en likevel vet hva som er elv og innsjø innenfor hvert restfelt, og en kan knytte egenskaper til hvert segment.

Vannforekomster som har betydelige endringer i hydromorfologi, for eksempel vassdragsstrekninger påvirket av vannkraftutbygging, skal plasseres i kategorien "sterkt modifiserte vannforekomster". For denne kategorien gjelder egne mål for miljøtilstanden som skal oppnås innen 2015. I kapittel 5 er det beskrevet nærmere hvordan sterkt modifiserte vannforekomster skal identifiseres, men vi kan her slå fast at både vannforekomster som er skilt ut som egne vannforekomster og elvesegmenter og innsjøer som inngår i restfeltene kan skilles ut som egne vannforekomster i HMWB-klassifiseringen. Høy forvaltningsmessig

betydning kan tilsi at HMWB vannforekomster bør skilles ut selv om de er mindre enn nedre grense for elv og innsjø som skal skilles ut som egne vannforekomster.

3.3.2 Sjøvann

Definisjon av begreper

Det er definert to kategorier av sjøvann: overgangsvann og kystvann.

Overgangsvann (Transitional waters) er definert i vanndirektivets artikkel 2(6) som overflatevann:

- 1) i nærheten av elveutløp, dvs. der hvor elven slutter og kystvannet begynner,
- 2) vann som er delvis salt i sin karakteristikk, dvs. at saltholdigheten generelt er lavere enn i tilstøtende kystvann, og
- 3) sterk er påvirket av elvetilførselen, dvs. skaper en endring (gradient) i saltinnhold og i strømforhold.

Eksistensen av og størrelsen av overgangssonen mellom elv og kystvann kan beregnes på mange måter. Det viktige er at inndelingen blir økologisk relevant. I direktivsammenheng er skillet mellom kystvann og overgangsvann først og fremst at forekomst av fisk er inkludert i listen over kvalitetselementer som skal overvåkes. Uten at det er beskrevet i direktivteksten, er det underforstått at overvåkingen gjelder anadrom fisk for å gi disse artene nødvendig beskyttelse i det viktige og følsomme overgangsområdet hvor fisken vandrer opp eller ut av bekker og elver.

Kystvann er definert som overflatevann innenfor en nautisk mil utenfor grunnlinjen eller utenfor ytre grense for overgangsvann der hvor denne grensen går utenfor grunnlinjen. På landsiden dekker vanndirektivet for begge vanntyper, opp til og med fjæresonen (opp til høyvannsmarket).

Fjordkatalogen

For sjøvann kan DN's Fjordkatalog brukes som basis for identifisering av marine vannforekomster. Fjordkatalogen er bygget opp etter en hierarkisk struktur som deler kystavsnitt inn i fjorder/skjærgårdsområder og i mindre bassenger definert ved topografiske elementer som terskler, innsnevninger etc. Fjordkatalogen er p.t. ikke fullstendig og inneholder også noen feil. Det anbefales derfor at Fjordkatalogen rettes og videreutvikles med sikte på å spille en funksjon i forvaltningen under vanndirektivet.

Av **Figur 3.1** framgår tydelig problematikken knyttet til vanndirektivets definisjon av nedbørfelt som skal strekke seg helt ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen. Til Boknfjorden som for omtrent alle norske større 'fjorder', strømmer det vann fra flere nedbørfelt og veldefinerte fjorder ut til en sentral fjord som grenser mot havet. Hele sjøområdet med nedbørfeltene bør forvaltningsmessig defineres som et nedbørfeltdistrikt med underinndeling i vannområder. Fjordkatalogen som definerer logiske fjordavsnitt og NVEs nedbørfelt har ikke sammenfallende grenser i sjøen. Nedbørfeltens grenser i sjø er trukket etter midtlinjeprinsippet og deler således logiske fjordbassenger i flere deler. Fjordkatalogen har tatt utgangspunkt i topografien og delt kyst og fjordområder inn i 'naturlige' bassenger, hvor delet er trukket ved fjordmunninger, ved terskler eller ved smaleste passasje mellom øyer. Fjordkatalogen og Regine strekker seg ut omtrentlig til grunnlinjen.



Figur 3.1. Grenselinjer mellom vannområder etter Fjordkatalogen (fargede fjordpartier) og Regine (rød linjer).

Vanndirektivet krever helhetlig definerte nedbørfelt med sjøområder (dvs terrestriske avrenningsområder og dets marine influensområde). Dette er et nærmest hellig prinsipp i vanndirektivet, og ingen vannforekomster får krysse dette områdets grenser. Det vil medføre at det a) etableres et nytt nedbørfeltsystem som tilfredsstillende vanndirektivet eller b) utføres en justering av Regines grenser i sjø i henhold til Fjordkatalogens inndeling. Fjordkatalogen brukes i liten grad i dag, slik at det ikke vil være administrativt vanskelig å endre på grenser for å få bedre samsvar med nedbørfelt. For kystvann, som i langt større grad enn innsjøer er et sammenhengende system, bør topografiske naturlige avgrensninger legges til grunn for identifisering av vannforekomster.

Det anbefales at direktoratene utarbeider vanndirektiv-nedbørfelt basert på essensiell informasjon fra Regine og Fjordkatalogen. Grensen ut mot havet utvides samtidig til grunnlinjen pluss 1 nautisk mil.

Geografisk inndelingen av vannforekomster er en statlig oppgave som kan settes ut til konsulenter. Det kan oppnås stordriftsfordeler og rasjonalisering dersom regioner eller hele landet inndeles samtidig. Delegering av oppgaven vil medføre et unødvendig opplæringsbehov innenfor et deltema som det vil bli liten bruk for i fremtiden. I tillegg kan delegering av oppgaven gi en ulik inndeling på tvers av landet.

3.4 Trinn 2 i identifiseringen: Typifisering

3.4.1 Typifiseringen av elver

Med elvenettverket som basisinndeling av vassdraget blir typifiseringen å betrakte som et tema som knyttes til hver enhet i elvenettet. For vannforekomstene (som vil være aggregater av elvenettvrksenheter) vil typifiseringen kunne medføre at en vannforekomst må splittes i flere deler dersom grensen for ett eller flere av typifiseringskriteriene skjærer gjennom den

opprinnelige vannforekomsten. Dette betyr imidlertid ikke at enhetene i selve elvenettet endres, bare temaet ”vannforekomster”.

Det pågår to egne typifiseringsprosjekter i Norge. Det foreligger delrapporter fra begge fra februar/mars 2003, og et forslag til typologi for norske elver og innsjøer av 01.07.2003. Målet med typifiseringen er å opprette spesifikke typer vannforekomster i Norge. For hver type skal det opprettes en referansestasjon som skal gi referanseverdier for naturtilstanden. På bakgrunn av dette skal en kunne si hvor stort avviket er fra naturtilstanden i andre vannforekomster av samme type. Ved å opprette et begrenset antall vanntyper for hver kategori kan man for hele Norge unngå å beskrive 244 000 innsjøer, flere tusen elvestrekninger og 57 000 km kystlinje. Hver enkelt vannforekomst i et nedbørfelt skal kunne knyttes til en bestemt type og en bestemt referansestasjon.

I vanddirektivet kan landene velge mellom system A eller system B for typifisering av vannforekomster. System A er basert på faste økoregioner og passer dårlig for Norge. Forslaget til typologi i det norske typifiseringsprosjektet er derfor basert på system B, der landene selv kan velge grensene mellom ulike regioner. I system B er det gitt et sett med obligatoriske typifiseringskriterier, som skal brukes til å angi vanntyper. Disse er:

- lengde- og breddegrad,
- høyde over havet,
- størrelse og geologi, samt
- dybde for innsjøer.

Dette har gitt opphav til følgende forslag til inndelingskriterier for innsjø og elvetyper i Norge (se **Tabell 3.1**)

Tabell 3.1. Inndelingskriterier for innsjø- og elvetyper i Norge

Geografisk region "Økoregion"	Helningsgrad for nedbørfelt (Østlandet, Vestlandet, Nord-Norge unntatt Finnmark, Finnmark)
Klimatisk region (breddegrad, høyde)	L = under marine grense (Lavland) B = boreal (skogsområder) H = over (eller nord for) tregrensen (Høyland, fjell)
Geologi	C = kalkholdig (Ca > 4 mg/L, alk. > 0.2 mekv/L) S = silikat-dominert, kalkfattig (Ca < 4 mg/L, alk. < 0.2 mekv/L) P = humus, Peat (TOC > 5 mg/L, farge > 30 mgPt/L og kalkfattig) CP = kalkholdig humusvann (Ca > 4 mg/L, alk > 0.2 mekv/L, TOC > 5 mg/L, farge > 30 mg Pt/L)
Størrelse (elver, nedbørfelt)	Små: < 100 km ² Middels: 100-1000 km ² Store: > 1000 km ²
Størrelse ² (innsjøer)	Svært små: 0.02-0.5 km ² Små: 0.5-5 km ² Middels: 5-40 km ² Store: > 40 km ²
Dyp (innsjøer) ¹	Svært grunne: < 3m middeldyp Grunne: 3-15 m middeldyp Dype: > 15 m middeldyp
Helningsgrad (substrat) ¹ (elvestrekning)	Hurtigrennende (stein og grus-substrat): Midlere strømhastighet >0.5 m/s (??) Sakteflytende (sand, silt og leir-substrat): Midlere strømhastighet <0.5 m/s (??)
Andel innsjøer i nedbørfelt ¹ (elver)	liten andel: < 15% ? (grensen er ikke testet mot data) stor andel: > 15% (trolig svært få og svært små nedbørfelt)

¹ Foreløpig ikke brukt ved typifiseringen pga. manglende data.

² Kategorien ”svært små innsjøer” er foreløpig slått sammen med gruppen små innsjøer.

Det foreløpige forslaget til typologi for elver er basert på resultatene fra to nordiske samarbeidsseminarer. Der ble de obligatoriske typifiseringskriteriene gitt i direktivet brukt til å lage en første oversikt over alle mulige elvetyper, som deretter ble gjenstand for ekspertvurdering av hvilke som finnes i de enkelte landene.

Kriteriene som foreløpig er brukt for elver gir til sammen 27 (3^3) elvetyper. Helningsgrad for elvestrekningen og andel innsjøer i nedbørfeltet er ikke inkludert pga. manglende tilgang på data, men vil komme til å gi et større antall vanntyper dersom det inkluderes. Mest biologisk relevant er i følge rapporten fra typifiseringsprosjektet å dele hver av elvetyperne inn i hurtigstrømmende og sakteflytende elvestrekninger, da strømhastigheten har stor betydning for substratet i elva, og er svært viktig for fastsittende alger og bunnfauna. Totalt antall blir da $27 \times 2 = 54$ elvetyper.

Ut fra ekspertvurdering kom den nordiske arbeidsgruppen fram til at 8 av de 27 grunntypene elver burde prioriteres i det videre arbeidet med felles nordisk interkalibrering og fastsettelse av referansetilstand, da de er ansett som vanlige elvetyper i minst to av de nordiske landene. Dette gjelder:

- Små, kalkrike elver i lavlandet
- Små, humusrike elver i lavlandet
- Små, silikatholdige elver i lavlandet
- Små, humusrike elver i boreale områder
- Små, silikatholdige elver i boreale områder
- Middels store, humusholdige elver i boreale områder
- Små, humusrike elver i høylandet
- Små, silikatholdige elver i høylandet

I det siste forslaget til typologi for norske elver av 02.07.2003 er små og middels store elver slått sammen fordi det ikke ble funnet signifikante forskjeller i biologi mellom disse størrelseskategoriene. Det maksimale antallet elvetyper per økoregion blir etter dette 26. for Vestlandet er også sakteflytende og hurtigrennende elver slått sammen da biologien i de sakteflytende elvene er karakterisert ved de sammensamfunn som de hurtigrennende elvene.

Typifiseringen av elver etter størrelse på nedbørfeltet vil kreve at når en flytter seg fra vannforekomst til vannforekomst oppover i et vassdrag må en kunne beregne nedbørfeltet oppstrøms hver enhet for å kunne avgjøre hvor i vassdraget overgangen for eksempel fra stor til liten elv går (dvs hvor nedbørfeltet krysser størrelsesgrensen på 1000 km²), og hvor grensen fra middels stor til stor elv går (nedbørfelt >1 000 km²). Kriteriene med beliggenhet over eller under marin grense og over eller under tregrensa krever en del forarbeid når det gjelder å klarlegge hvor disse grensene går før vannforekomstene kan typifiseres.. Høyden på marin grense varierer fra sted til sted; fra i overkant av 200 meter i Oslo/Akershus til kun 10-20 meter ytterst på Vestlandskysten og på kysten i Troms og Finnmark. Høyden på tregrensa varierer også betydelig fra sør til nord. I tillegg vil det være store arealer under øvre tregrensa i mange områder som ikke er skogdekket. F.eks vil tynt løsmassedekke og mye fjell i dagen på Sørlandet og Sørvestlandet resultere i store områder uten skog under tregrensa. Kriteriene med kalkholdighet og humusinnhold må gjøres med basis i tilgjengelige datasett i kombinasjon med ekspertvurderinger. Parameterene vil her vanligvis ikke ha så skarpe gradienter at dette krever noe omfattende arbeid med ytterligere oppsplitting av vannforekomster, men kan tilordnes de vannforekomstene som framkommer gjennom kategorisering og avgrensning av hva som er vannforekomster.

3.4.2 Typifiseringen av innsjøer.

Det foreløpige forslaget til typologi for innsjøer er basert på inndeling etter høyde, størrelse og geologi, mens inndeling i dybdekategorier foreløpig ikke er inkludert (**Tabell 3.1**). Den minste størrelseskategorien med innsjøer under 0,5 km² er heller ikke inkludert, slik at forslaget per i dag inneholder 21 mulige innsjøtyper. Av disse er 11 innsjøkategorier prioritert i det videre nordiske samarbeidet:

Små, kalkrike lavlandssjøer
 Små, kalkfattige lavlandssjøer
 Små, kalkfattige, humusrike lavlandssjøer
 Middels store, kalkfattige lavlandssjøer
 Små, kalkrike boreale sjøer
 Små, kalkfattige boreale sjøer
 Små, kalkfattige, humusrike boreale sjøer
 Middels store, kalkfattige boreale sjøer
 Små, kalkfattige, humusrike fjellsjøer
 Små, kalkfattige fjellsjøer
 Middels store, kalkfattige fjellsjøer

Den nøyaktige avgrensningen av både elvetyper og innsjøtyper vil først foreligge når typifiseringsprosjektet er endelig avsluttet og når typeinndelingen er ferdig verifisert gjennom biologiske data.

I det reviderte forslaget til typologi for norske innsjøer av 01.07.2003, er dybde utelatt som typifiseringskriterium selv om dette er obligatorisk i hht. Annex II i Vanddirektivet. I hht. det nyeste forslaget vil det være maksimalt 23 innsjøtyper per økoregion. Små innsjøer (0,5-5 km²) og svært små innsjøer (0,02-0,5 km²) er slått sammen fordi det ikke er funnet biologisk signifikante forskjeller mellom dem. Av samme grunn er middels store innsjøer (5-40 km²) og store innsjøer (>40 km²) slått sammen. For fjellsjøer er alle størrelsesgruppene slått sammen og bresjøer er innført som ny type. Innenfor økoregion Vestlandet er humussjøer tatt vekk fra typelisten.

3.4.3 Typifisering av sjøvann

Grunnleggende i vanddirektivet er at fysiske og kjemiske (salt) faktorer setter rammen for hva slags biologisk liv eller produksjon som er mulig i den enkelte vannforekomst. Like fysiske-kjemiske forhold, innen samme biografiske region skal, i prinsippet, inneholde de samme artene i lik sammensetning, om det ikke er forstyrrende, forurensende, faktorer som påvirker det rene miljøet. Således kan referansetilstanden for et rent og godt økologisk samfunn settes uavhengig av landegrensler.

Nedbørdistriktene vil i stor grad defineres av direktoratene og de fleste vannkategoriene gir seg selv. Inndeling i og karakterisering av vann typer og vannforekomster er imidlertid oppgaver hvor lokalt engasjement er viktig.

Det legges derfor vekt på å forklare identifisering og karakterisering av vann typer med hensyn til de styrende fysiske og kjemiske faktorer, slik at typologien ligger på plass når vannkvaliteten skal klassifiseres ut fra vann- og artskaraktistikk.

Typologi

Artikkel 5 (1)

Hvert medlemsland skal påse at det for hvert nedbørfeltdistrikt utføres en analyse av karakteristika i henhold til tekniske spesifikasjoner i Vedlegg II og III, og at dette ferdigstilles innen direktivets første 4 år.

Som nevnt innledningsvis er identifisering av vanntyper helt fundamentalt for direktivets målsetning og funksjon. I artikkel 5 i direktivet, pålegges medlemslandene å karakterisere vannforekomstene etter gitte tekniske spesifikasjoner, og dette omtales som typologi. Hensikten er altså å kunne sammenlikne med typespesifikke referanseforhold som er kjernen i klassifiseringsystemet. Av de tekniske spesifikasjoner som er gitt i Direktivets vedlegg II og III, og som er beskrevet nærmere i EU 's offisielle kystveileder, er det i denne norske veilederen lagt vekt på de faktorer som av størst betydning for norske forhold.

Hensikten med å dele inn vann i avgrensede vanntyper og vannmasser, er først fremst for å forenkle vannforvaltningen. Det er *ikke* behov for unødvendig oppsplitting av sammenhengende vann som tilhører samme kategori, med mindre påvirkere eller effekter av påvirkning skaper ulike tilstander. F.eks. om et utslipp fører til næringssaltovergjødning i en del av et vannområde, men ikke i hele, kan det være fordelaktig å dele vanntypen i 2 vannforekomster som klassifiseres forskjellig. Et stort vannområde skal ikke klassifiseres til å ha dårlig status om problemene ved en aktivitet er avgrenset til f.eks. en bukt. Direktivet krever bare underinndelinger så langt det er nødvendig for en klar, konsistent og effektiv forvaltning og måloppnåelse. Unødvendig oppstyking skal unngås.

De vannområder som identifiseres skal beskrives ved et sett av beskrivende faktorer, vist i Tabell 3.2 og Tabell 3.3, som setter den fysiske og kjemiske rammen (potensialet) for vannforekomsten.

Tabell 3.2. Beskrivende faktorer for kystvann (Annex II 1.2.4) og overgangsvann (Annex II 1.2.3), slik det er definert i vanddirektivet.

Fysiske og kjemiske faktorer som bestemmer karaktertrekk ved sjøvannet og følgelig den biologiske samfunnsstruktur og sammensetning.		
	Overgangsvann	Kystvann
Obligatoriske faktorer	Lengdegrad	Lengdegrad
	Breddegrad	Breddegrad
	Tidevannsforskjell	Tidevannsforskjell
	Saltholdighet	Saltholdighet
Valgfrie faktorer	Strømhastighet	Strømhastighet
	Bølgeeksponering	Bølgeeksponering
	Oppholdstid	Oppholdstid (i lukkede bukter)
	Midlere vanntemperatur	Midlere vanntemperatur
	Vannmiksing	Vannmiksing
	Turbiditet	Turbiditet
	Midlere substratsammensetning	Midlere substratsammensetning
	Vanntemperaturvariasjon	Vanntemperaturvariasjon
	Dyp	
	Form	

Tabell 3.3. Anbefalte beskrivende faktorer for norske forhold, bygget på EU's offiselle kystveileder.

Obligatoriske faktorer		
Lengde – breddegrad	Stedfesting av geografisk område, økoregioner hvis relevant. Definerte regioner:	Barentshavet Norskehavet Nordsjøen Skagerrak
Tidevannsamplitude	mikro tidevann meso tidevann (makro tidevann)	<1 m 1-5 m >5 m)
Salinitet	ferskvann oligohalin mesohalin polyhalin euhalin	< 0.5 0,5 til 5-6 5-6 til 18-20 18-20 til 30 høyere enn 30
Valgfrie faktorer		
Bølgeeksponering	eksponert moderat eksponert beskyttet	
Vannmiksing	permanent fullstendig mikset delvis lagdelt permanent lagdelt	
Oppholdstid	kort moderat lang	dager/uker måneder år
Strømhastighet	svak moderat sterk	<1 knop 1knop to 3 knop > 3 knop
Andel tidevannsflate	liten stor	< 50 % > 50 %
Varighet av isdekke	irregulær kort middels lang	< 90 dager 90 til 150 dager > 150 dager

Obligatorisk faktor: Økoregion

Det er definert 4 økoregioner for Norge: Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak, som avspeiler biogeografiske endringer langs vår kystlinje. Økoregionene er vist i Figur 3.2.

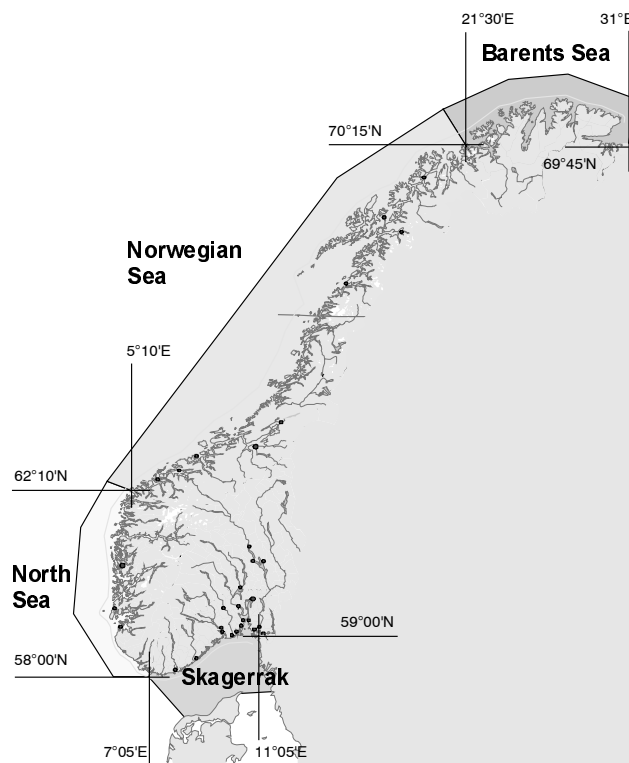
Obligatorisk faktor: Tidevannshøyde

Tidevannshøyde er definert for Norge ut fra astronomisk styrt tidevann gitt i 'Tidevannstabeller' utgitt av Statens kartverk Sjøkartverket. Norges kystlinje faller i 2 tidevannskategorier: mindre enn 1m tidevannsforskjell (Nordsjøen og Skagerrak) og mellom 1 og 5m tidevannsforskjell (Norskehavet og Barentshavet).

Obligatorisk faktor: Salinitet

Salt er en viktig styrende faktor for det biologiske livet og kystvannet skal inndeles i henhold til 5 kategorier. I hver økoregion vil vann av alle 5 kategorier kunne finnes og lokal karakterisering er nødvendig for korrekt typifisering.

Dypvann vil i norske farvann alltid ha en salinitet over 30 og vil således ikke bidra til økologisk relevant karakterisering av en vannmasse. I overflatevannet vil imidlertid saliniteten kunne variere fra ferskvann ved elveutløpet til helt salt på åpen havkyst og bestemme artssammensetningen langs den samme strekningen. Derfor skal saliniteten i overflatelaget legges til grunn for karakteriseringen av vannforekomster. Overflatelaget er i henhold til SFTs veileder 'Klassifisering av miljøkvaliten i fjorder og kystfarvann' å fortså som øvre 0 til 10m dyp. Saliniteten skal beregnes som årsgjennomsnitt av middelveier over dypintervallet.



Figur 3.2. Økoregioner definert for norskekysten.

Valgfrie faktorer skal brukes etter behov for økologisk relevant beskrivelse av en vannforekomst. De valgfrie faktorerene er først og fremst knyttet til vannfysikk som : bølger, strøm, utskiftning/oppholdstid, miksing. I tillegg kan varighet av isdekke og størrelse på tidevannssonen brukes der disse faktorene skiller en økologisk forekjellige vannmasser eller fjæresamfunn.

Valgfri faktor: Bølgeeksponering

Bølgeeksponering er først fremst en viktig styrende faktor for livet i fjæra og i overflatelaget. Graden av bølgeeksponering er også bestemmende for mulige bunntyper som klippekyst eller mudderstrand. Bølgeeksponering skal derfor først og fremst brukes for å skille mellom bølgeeksponert åpen kystlinje, moderat eksponert øy-/skjærgård og beskyttede fjorder/bukter, som alle har ulik artssammensetning av makroalger og bunndyr. Nasjonalt skal vi kun bruke 3 trinn: eksponert, moderat og beskyttet, av 6 mulige europeiske definisjoner. For sammenlikning i europeisk sammenheng, oversettes i det overordnede nasjonale systemet, de tre eksponeringsnivåene ulikt for de 4 økoregionen. Ekponert kyst i Skagerrak vil europeisk sammenheng ha verdien 3 (eksponert), mens eksponert kyst langs Norskehavet og Barentshavet vil ha verdi 1 (ekstremt eksponert).

Valgfri faktor: Vannmiksing

Vannmiksing er avgjørende for utveking mellom overflatelaget og dypvannet, og beskriver f.eks. hvor hyppig en vannmasse omrøres (utskiftning av bunnvann). Lagdeling er f.eks. typisk i fjorder med et ferskere overflatelag og et saltare dypvann. Permanent lagdelt forteller også at det er ulike samfunnstyper i overflatelaget og i dypvannet, dvs. at samfunnene i denne vannmassen ikke kan sammenliknes med en referansetasjon hvor vannmassene er fullstendig mikset. I den lokale karakteriseringen skal identifiserte vannforekomster grupperes i en av de 3 klassene: permanent fullstendig mikset, delvis lagdelt eller permanent lagdelt.

Valgfri faktor: Oppholdstid

Oppholdstiden er først og fremst en kritisk faktor for bunnvann og skal derfor brukes for å karakterisere dette bunnvannet som igjen er avgjørende for hva slags liv en kan forvente på eller langs bunnen. Oppholdstiden er i mange sammenhenger styrt av miksing eller andre av de valgfrie faktorer, men er likevel en god beskrivende faktor for å karakterisere vannmasser i fjorder og bassenger med lang oppholdstid, f.eks. beskrive vannmasser hvor det naturlig kan oppstå oksygensvinn.

Valgfri faktor: Strømhastighet

Strømhastighet er først og fremst tenkt anvendt for å skille strømrrike sund eller tanger (> 3 knop) fra andre kyststrekninger, hvor disse strømrrike områdene har en særegen flora og fauna.

Valgfri faktor: Andel tidevannsflate

Andel tidevannsflate er en lite aktuell faktor i Norge, men det kan være områder i Nord-Norge, hvor særlig store tidevannsflater kan trenge en ekstra faktor for å beskrive det særegne fysiske miljøet. Tidevannsflaten karakteriseres som stor hvis mer enn 50% av overflatearealet i den vannforekomsten som er identifisert som en egen vanntype, tørrlegges ved lavvann.

Valgfri faktor: Varighet av isdekke

Varighet av isdekke skal bare brukes der hvor dette fysiske forhold skaper et særegent og karakteristisk miljø som skiller det fra andre fjorder og kystområder. Generelt vil ikke isdekke oppgis eller være av irregulær karakter.

3.5 Trinn 3 i identifiseringen: Sammenlåing av like vannforekomster

Det er viktig i den praktiske forvaltningen av vannforekomstene å kunne presentere oversikter som har en detaljeringsgrad som står i forhold til det geografiske nivået presentasjonen skal gjøres på, f.eks. når data om økologisk status skal presenteres. En presentasjon av situasjonen i store sjøområder, nedbørfelt eller hele nedbørfeltdistrikter basert på grunnenhetene med vannforekomster vil sannsynligvis virke forvirrende, og være nærmest umulig som lesbare temakart. Det er derfor behov for å kunne operere med større enheter enn vannforekomst til enkelte formål.

I hht. "Horizontal Guidance" kan det kan være hensiktsmessig å aggregere vannforekomster i grupper for formål som risikogruppering i forhold til å nå målsettinger, gruppering for overvåkning, rapportering og klassifisering av status.

En slik sammenlåing av elementer vil først og fremst være en aggregeringsmulighet som brukes til bestemte formål og etter behov i forvaltningen knyttet til vanddirektivet, mens grunnenheten (vannforekomstene), og elvenettveksenheten (som er enda mer fininndelte) beholdes på et høyt detaljeringsnivå der primærdata om vannforekomstene legges inn og lagres.

Det er viktig å beholde stor detaljeringsgrad med tanke på mulighet for å trekke fram små og verdifulle vannforekomster hvis disse har middels økologisk status eller dårligere og små vannforekomster som kan bli klassifisert som sterkt modifiserte.

3.6 Trinn 4 i identifiseringen: Identifisering av vannforekomster som kan tas ut av vanddirektivets virkeområde

Det skal i hht til vanddirektivet vurderes om enkelte vannforekomster er så små eller uvesentlige at de ikke trenger å omfattes av direktivets virkeområde. EU veilederne skisserer nedbørfelt til elver på 10 km² og areal på innsjøer på 0,5 km² som veiledende nedre grense for dette. Disse vannforekomstene skal imidlertid beskyttes og forbedres på samme måte som den vannforekomst de er direkte eller indirekte tilknyttet.

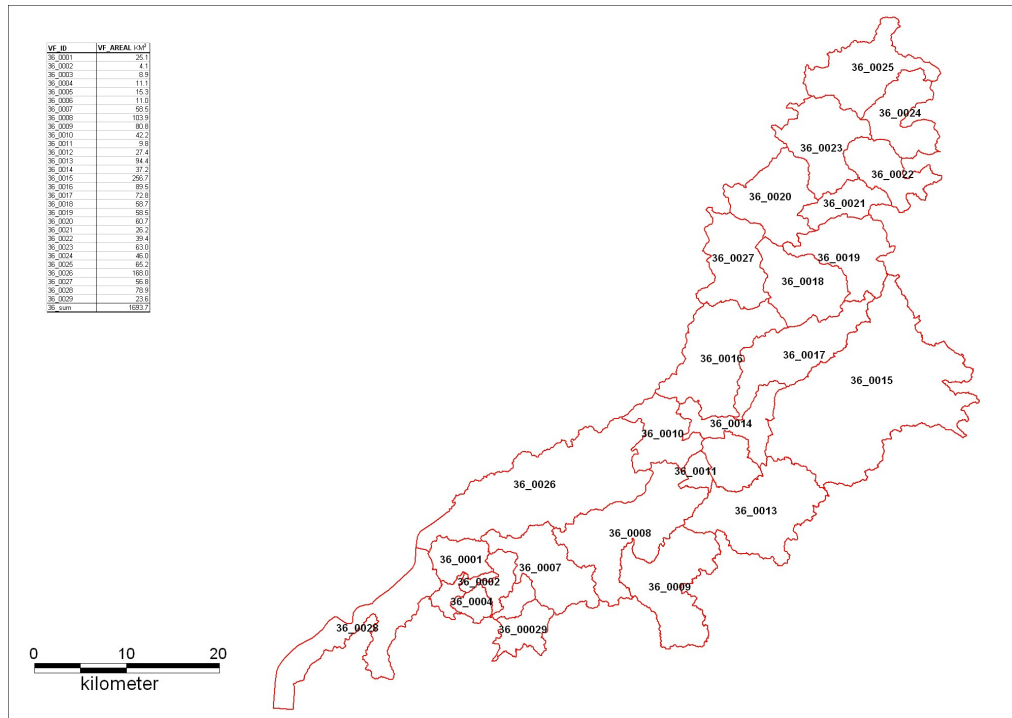
Det er to ulike alternativer for hvordan slike små vannforekomster skal behandles i identifiseringsarbeidet; de kan enten slås sammen med tilstøtende REGINE-enhet slik at vannforekomsten blir et nedbørfelt på over 10 km², eller de kan som antydnet i veilederne fra EU defineres ut av vanddirektivets virkeområde.

Å definere slike vannforekomster (REGINE-enheter) ut av direktivets virkeområde gjør at det blir en del blanke områder innenfor hvert nedbørfelt og nedbørfeltdistrikt. Dette er upraktisk for eksempel i forbindelse med produksjon av temakart. Det synes derfor mer hensiktsmessig å slå slike små vannforekomster sammen med tilstøtende forekomster når de ligger i upåvirkede områder og har samme økologiske status som naboenhetene. Opprettelse av vannforekomster som omfatter arealer (delnedbørfelt) med aggregater av små innsjøer og elver, og hvor større elver og innsjøer er skilt ut fra arealet som egne vannforekomster, er en måte å aggregere like vannforekomster på for å slippe å ta deler av vassdraget ut av vanddirektivets virkeområde. Når det gjelder små vannforekomster som har signifikante påvirkninger og som ikke har god økologisk status er det et poeng å beholde disse vannforekomstene innenfor direktivets virkeområde selv om de er mindre enn de veiledende nedre grenseverdiene.

3.6.1 Fullskala identifisering av vannforekomster i Suldalslågen med basis i elvenettverket og REGINE-systemet

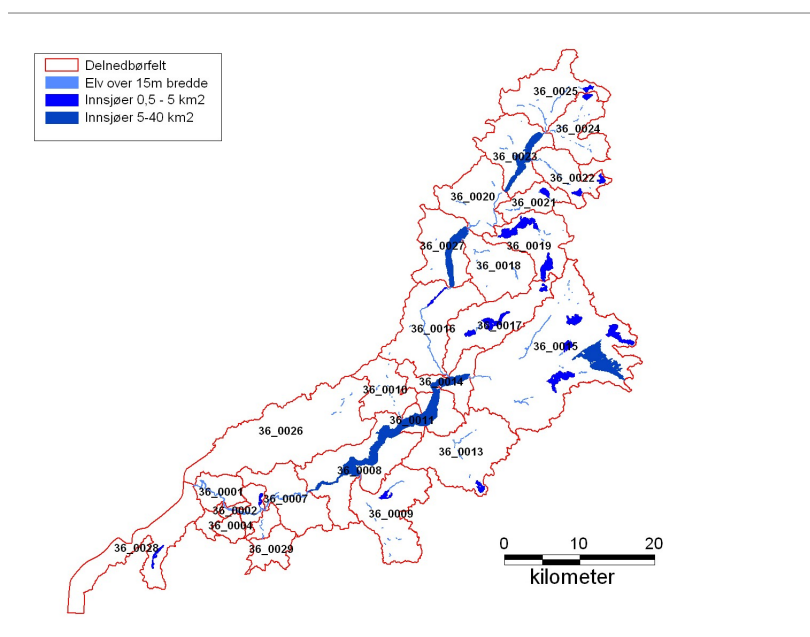
Inndeling etter kriteriene for identifisering og typifisering av vannforekomster som er beskrevet i avsnittene foran, er prøvd ut i fullskala på Suldalslågens nedbørfelt. Inndelingen er forsøkt gjort ved bruk av data som er tilgjengelig gjennom eksisterende nasjonale databaser for å se hvor langt det var mulig å komme i karakteriseringen med basis i denne typen data. Alle trinn i identifiseringen er koplet til basisinndelingen i elvenettverket selv om denne inndelingen ikke er synlig på presentasjonene og det ikke er nevnt spesifikt under hvert trinn av identifiseringen. Punktene nedenfor gir en trinnvis gjennomgang av identifiseringen av vannforekomster i Suldalslågen.

1. Nedbørfeltet deles inn i delnedbørfelt ved at det opprettes aggregater av REGINE-enheter som gir logiske delnedbørfelt med størrelse som passer for kartpresentasjoner og for praktisk forvaltning. For Suldalslågen opprettes det 29 slike delnedbørfelt eller foreløpige vannforekomster (Figur 3.3).



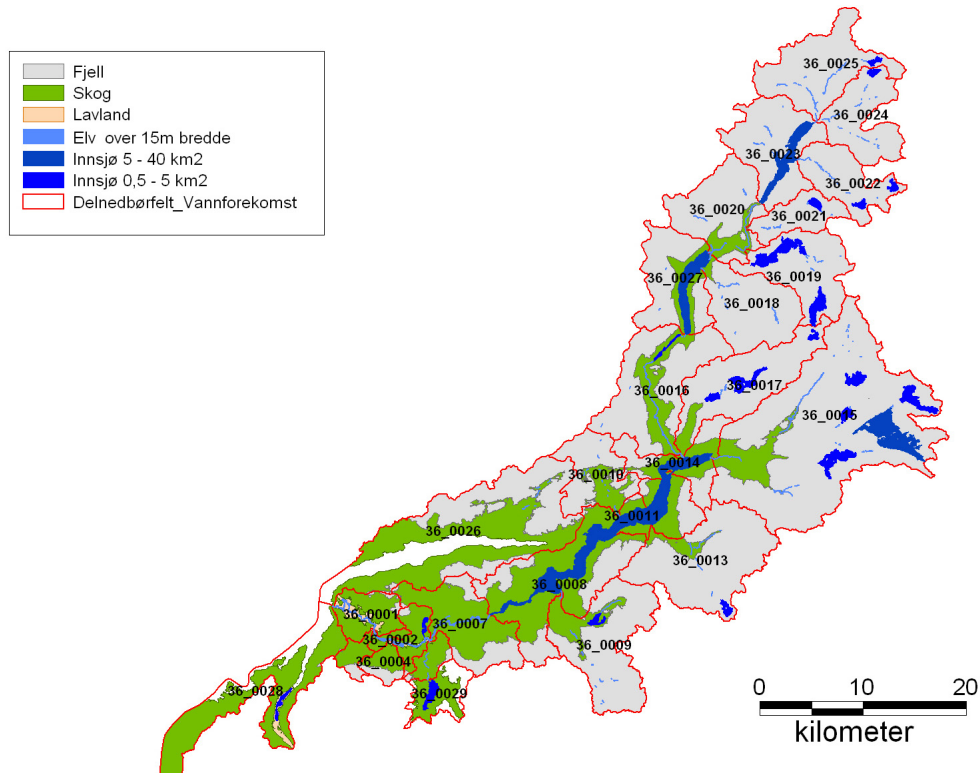
Figur 3.3 Del-nedbørfelter (aggregater av Regime-enheter) i Suldalslågen

2. Innsjøer over 0,5 km² skilles ut som egne innsjøvannforekomster innenfor hver delnedbørfelthenhet. På samme måte skilles elver som ligger nedstrøms alle innsjøer som er skilt ut som egne innsjøvannforekomster ut som egne elvevannforekomster for å gi sammenhengende vassdragsstruktur (Figur 3.4). I tillegg kan elvestrekninger oppstrøms slike sjøer skilles ut som egne elvevannforekomster når nedbørfeltet oppstrøms sjøen er > 10 km².



Figur 3.4 Innsjøer med areal over 0,5 km² og elver med bredde over 15 m som skilles ut som egne vannforekomster innenfor hvert del-nedbørfelt

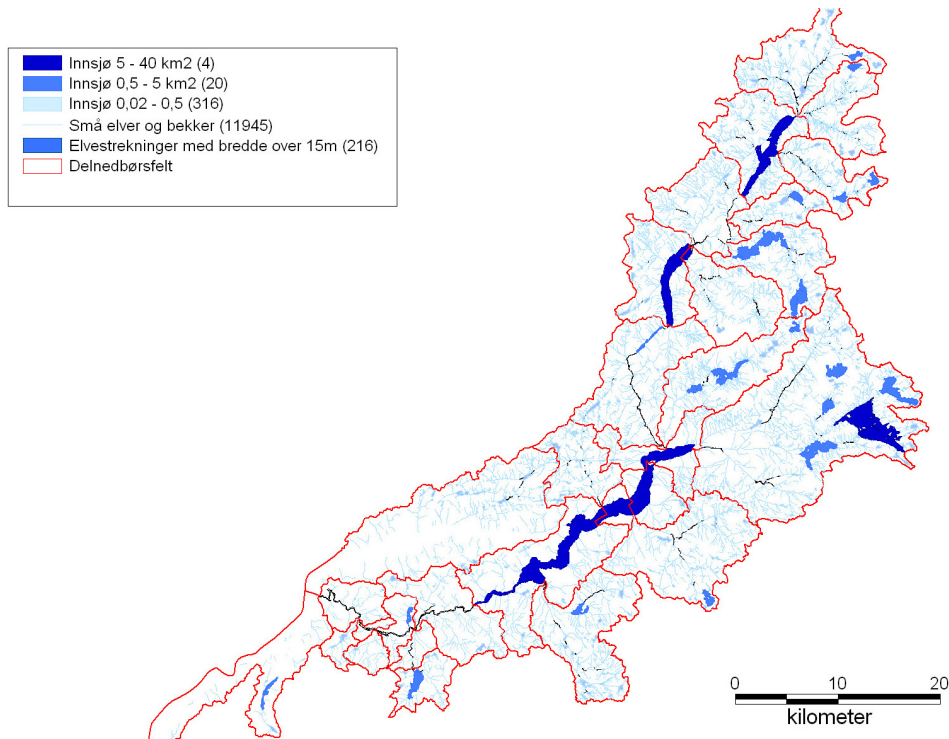
3. De klimatiske typifiseringskriteriene gir en sonering av nedbørfeltet i 3 soner; fjellområder, skogsområder og lavlandsområder. Overgangen mellom fjell og skog er satt til kvote for 700 moh. ut fra vurdering av hvor tregrensen går i det aktuelle nedbørfeltet. Marin grense satt til 65 moh (Figur 3.5). Typologikriteriene gjør at delnedbørfeltene som er definerte som foreløpig vannforekomster blir splittet der typologigrensene skjærer gjennom nedbørfeltene. De geologiske typifiseringskriteriene på kalkholdighet (Ca, alkalinitet) fantes det data for fra så vidt få lokaliteter i eksisterende databaser at dataene ikke gav grunnlag for å skille klart mellom svært kalkfattige vannforekomster (<1 mg Ca/l) og kalkfattige vannforekomster (1-4 mg Ca/l). Mange av lokalitetene ligger akkurat rundt grensen mellom disse klassene. Alle lokalitetene med målinger lå imidlertid under 4 mg Ca/l slik at vannforekomstene kan beneves som kalkfattige i den foreløpige typifiseringen.



Figur 3.5 Inndeling av Suldalslågens nedbørfelt etter kriteriene for klimatypologi.

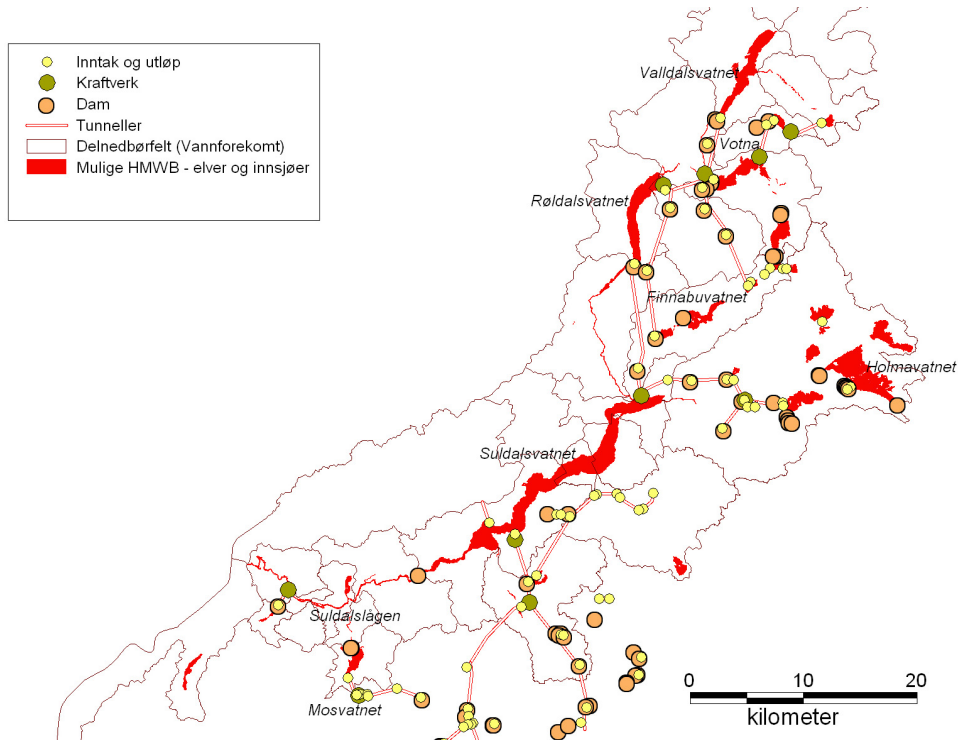
4. Størrelsetypologien for elver og innsjøer ble brukt på de lokalitetene som var skilt ut som egne vannforekomster i Suldalslågen. Vassdraget har 4 store innsjøer (areal over 5 km²) og 20 små innsjøer (areal mellom 0,5 og 5 km²) (Figur 3.6). Tar en også med innsjøer med størrelse fra 0,02 til 0,5 km² som egne vannforekomster i typen "små innsjøer" så øker antallet små innsjøvannforekomster til 336. Små elver og innsjøer som ikke skilles ut som egne vannforekomster er tatt med på kartet for å illustrere mengden av små elver og innsjøer i vannforekomstene som avgrenses som delnedbørfelt. Elvevannforekomster er skilt ut for elvestrekninger med elveløp som er bredere enn 15 m. Dette gir 216 elvevannforekomster. Her er det nødvendig å slå sammen en del av vannforekomstene fordi noen elver har strekninger som varierer mellom å være bredere enn 15 m og smalere enn 15 meter og dermed vil framstå som fragmenter som skal skilles ut som egne vannforekomster. Alternativt kan en velge å skille ut alle elvestrekninger nedstrøms innsjøer som er egne innsjøvannforekomster (sjøer > 0,5 km²) som egne elvevannforekomster. Dette gir en

sammenhengende vassdragsstruktur og er mer logisk f.eks i forhold til kartpresentasjon, selv om enkelte steder vil ha et nedbørfelt på mindre enn 10 km² oppstrøms der elvevannforekomsten avsluttes.



Figur 3.6 Inndeling av elver og innsjøer i Suldalslågen etter kriterier for størrelsestypologi

5. Data fra NVE om lokalisering av alle dammer, reguleringsmagasiner, tunnellingtak, tunnelutløp og kraftverk er brukt for å skille ut vannforekomster som er kandidater til HMWB-klassifisering (Figur 3.7) (se nærmere gjennomgang av HMWB klassifiseringen i kap. 5). Vassdraget har til sammen 72 dammer og 55 inntakspunkt til tunneller. Alle reguleringsmagasiner og alle elvestekninger nedstrøms dammer og tunnellingtak er skilt ut som mulige HMWB-vannforekomster. Dette gjelder uavhengig av størrelse på magasin og elvestrekning. Andre fysiske inngrep som kan resultere i HMWB er ikke trukket inn i identifiseringen i denne omgang.



Figur 3.7 Identifisering av mulige HMWB-vannforekomster i Suldalslågens nedbørfelt.

6. Sluttresultatet av identifiseringen er vist for et utsnitt av vassdraget i Figur 3.8. I denne figuren er mulige HMWB-vannforekomster ikke skilt ut med eget raster, men demninger, kraftverk og tunnellingntak er markert. Identifiseringen viste forekomst av følgende typer vannforekomster:

Innsjøtyper

- Kalkfattige innsjøer i fjellområder (typenr. 21 og 22)
- Små kalkfattige innsjøer i skogsområder (typenr. 10 og 12)
- Store kalkfattige innsjøer i skogsområder (typenr. 16 og 17)
- Små kalkfattige innsjøer i lavlandet (typenr. 1)
- Mulige HMWB innsjøer

Kalkfattige og svært kalkfattige innsjøer er her slått sammen og kalt kalkfattige innsjøer.

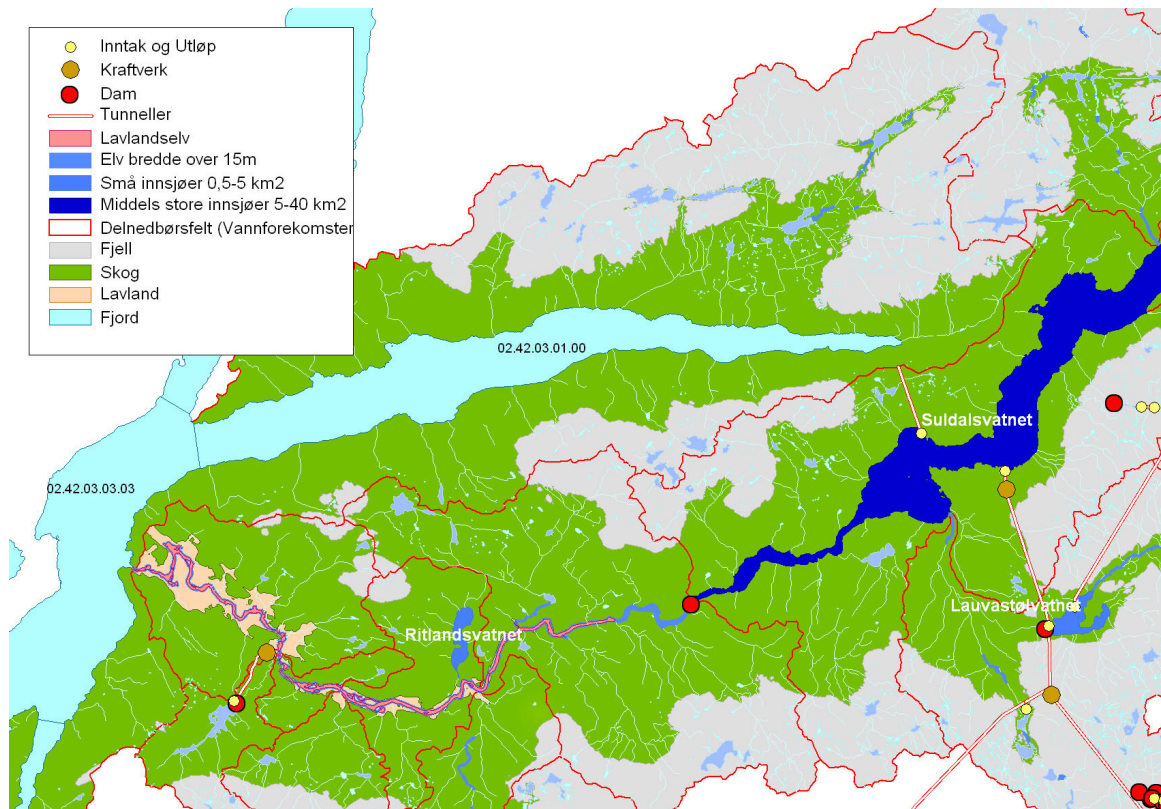
Elvetyper

- Kalkfattige elver i fjellområder (elver bredere enn 15m) (typenr. 23 og 25)
- Store kalkfattige elver i skogsområder (elver bredere enn 15 m) (typenr. 21)
- Små - middels store, kalkfattige elver i skogsområder (elver med mindre nedbørfelt enn 1000 km², men bredde større enn 15 m) (type nr. 15 og 17)
- Store, kalkfattige elver i lavlandet (typenr. 13)
- Små- middels store kalkfattige elver i lavlandet (elver med mindre nedbørfelt enn 1000 km², men bredde større enn 15 m) (typenr. 2).
- Mulige HMWB-elvestrekninger

Kriteriene med humusinnhold (klare-humøse) og helningsgrad (hurtigrennende-sakterennende) er ikke tatt med fordi alle elver innenfor økoregion Vestlandet defineres som klare og hurtigrennende.

Typer av aggregerte vannforekomster (inneholder både små innsjøer og små elver)

- Små, kalkfattige elver og innsjøer i fjellområder
- Små, kalkfattige elver og innsjøer i skogområder
- Små, kalkfattige elver og innsjøer i lavlandet



Figur 3.8 Sluttresultatet av identifiseringen av vannforekomster fra et utsnitt av Suldalslågens nedbørfelt

3.6.2 Sjøvann

Lokalt skal vannforekomstene i kyst- og overgangsvann ut til grunnlinjen pluss en nautisk mil, identifiseres og karakteriseres med hensyn til de obligatoriske faktorer og et nødvendig antall (flest mulig) valgfrie faktorer. Fra direktoratsgruppen foreligger et forslag til 24 kystvanntyper i Norge. De definerte vanntypene med karakteristika er vist i **Tabell 3.4**. Inn under disse definerte vanntypene skal de lokale vannforekomstene (fjorder og kystpartier) plasseres. Karakteriseringen av de lokale vannforekomstene skal utføres ved å klassifisere alle kritiske faktorer i vannforekomst etter tabellen vist i **Tabell 3.5**. Vannforekomsten skal deretter tilordnes en av vanntypene.

Som et eksempel er det utført en typifisering av utvalgte vannforekomster i regionen (**Tabell 3.6**), for å avdekke eventuelle avvik eller behov for justeringer i Fjordkatalogen eller av forslaget til 6 vanntyper i Nordsjøregionen. Som det framkommer her er det nødvendig med justeringer underveis, etter som den interaktive prosessen med å definere

vannforekomster og gruppering i vanntyper tar til i de nærmeste kommende årene. Flere eksempler gis i eget kapittel lenger bak.

Tabell 3.4. Foreliggende forslag til 24 kystvanntyper med kritiske typifiseringsfaktorer.

Forkortelser: X: sannsynlig kvalitet O: Overflatevann D: Dypvann A: Avgjørende kvalitet (også for O og D) Region og tidevannsregime iht økoregion, tidevann, salinitet, bølgeeksponering og dyp. En karakterisering vil avgjøre om alle typer er relevante. Sannsynlige vanntyper (med eksempler)	Salinitet	Bølgeeksponering					Oppholdstid		Strømhastighet	
	Euhalin >30 Polyhalin 18 - 30 Mesohalin 5 - 18 Oligohalin 0.5 - 5 Ferskvann <0.5	Ekstremt ekspon. Svært eksponert Eksponert Moderat eksponert Beskyttet Svært beskyttet	Kort -dager Moderat -uker Lang -måneder til år	Svak < 1 knop Moderat 1-3 knop Sterk > 3 knop						
Økoregion: Barentshavet; Tidevann: 1-5 m										
BaOC Åpen eksponert kyst	A	A	X					X		
BaEC Eksponert kyst	A	A	X					X		
BaSC Beskyttet kyst/fjord	A		X					X		
BaSP Beskyttet, polyhalin	O		X					X	X	
BaHC Strømrrike sund	A	A	X					X	A	
Økoregion: Norskehavet; Tidevann: 1-5 m										
NhOC Åpen eksponert kyst	A	A	X					X		
NhEA Eksponert øy/skjærgård	A	A	X					X	X	
NhSF Beskyttet fjord	A		X					X		
NhSL Beskyttet, lang oppholdstid	A				A			X		
NhSP Beskyttet, polyhalin	D O		X					X		
NhSM Beskyttet, mesohalin	D O		X					X	X	
NhHC Strømrrike sund	D O	A	X					X	A	
Økoregion: Nordsjøen; Tidevann: <1 m										
NsOC Åpen eksponert kyst	A	A	X					X		
NsEA Eksponert øy/skjærgård	A	A	X					X		
NsSF Beskyttet fjord	A				X			X		
NsSL Beskyttet, lang oppholdstid	A					A		X		
NsSP Beskyttet, polyhalin	D O		X					X		
NsSM Beskyttet, mesohalin	D O		X		X			X	X	
Økoregion: Skagerrak; Tidevann: <1 m										
SkOC Åpen eksponert kyst	D O	A	X					X		
SkEA Moderat eksponert øy/skjærgård	D O		X					X	X	
SkSF Beskyttet fjord	D O				X			X		
SkSL Beskyttet, lang oppholdstid	D O					A		X		
SkSM Beskyttet, mesohalin	D O		X					X		
SkSS Svært beskyttet vik / poller	X		X		A			X		

Tabell 3.5. Matrise for karakterisering av en kystvannsføremst.

Obligatoriske faktorer:			X
Lengde – breddegrad stedfesting av økoregion	Barentshavet		<input type="checkbox"/>
	Norskehavet		<input type="checkbox"/>
	Nordsjøen		<input type="checkbox"/>
	Skagerrak		<input type="checkbox"/>
Salinitet i overflatelaget	ferskvann	< 0.5	<input type="checkbox"/>
	oligohalin	0,5 til 5 (-6)	<input type="checkbox"/>
	mesohalin	5 (-6) til 18 (-20)	<input type="checkbox"/>
	polyhalin	18 (-20) til 30	<input type="checkbox"/>
	euhalin	høyere enn 30	<input type="checkbox"/>
Bølgeeksponering = åpenhet og lengde på vindstrekning	eksponert		<input type="checkbox"/>
	moderat eksponert		<input type="checkbox"/>
	beskyttet		<input type="checkbox"/>
Valgfrie faktorer:	Brukes i den grad de er en avgjørende karakter	X	
Miksing av vannsøylen	permanent fullstendig mikset		<input type="checkbox"/>
	delvis lagdelt		<input type="checkbox"/>
	permanent lagdelt		<input type="checkbox"/>
Oppholdstid På bunnvannet	kort	dager	<input type="checkbox"/>
	moderat	uker	<input type="checkbox"/>
	lang	måneder	<input type="checkbox"/>
	svært lang	år	<input type="checkbox"/>
Strømhastighet	svak	<1 knop	<input type="checkbox"/>
	moderat	1knop to 3 knop	<input type="checkbox"/>
	sterk	> 3 knop	<input type="checkbox"/>
Dyp	grunt	< 30m	<input type="checkbox"/>
	intermediært	30-50m	<input type="checkbox"/>
	dypt	>50m	<input type="checkbox"/>
Andel tidevannsflete i vannføremsten	liten	< 50 %	<input type="checkbox"/>
	stor	> 50 %	<input type="checkbox"/>
Substrat = dominerende Substrattype	hardbunn (stein, blokker, rullestein)		<input type="checkbox"/>
	sand-grus		<input type="checkbox"/>
	Mudder blandet sediment		<input type="checkbox"/>
Varighet av isdekke	irregulær		<input type="checkbox"/>
	kort	< 90 dager	<input type="checkbox"/>
Fysiske og kjemiske	støtteelementer for klassifisering av tilstand	verdi	
Generelt	Siktedyp		<input type="checkbox"/>
	Varmeforurensning		<input type="checkbox"/>
	Oksygenkonsentrasjon		<input type="checkbox"/>
	Næringsalter	Tot-N	<input type="checkbox"/>
		NO3	<input type="checkbox"/>
		NH4	<input type="checkbox"/>
		Tot-P	<input type="checkbox"/>
Spesifikke forurensninger	Forurensningsklasse for prioriterte miljøgifter		<input type="checkbox"/>
	Andre miljøgifter som slippes ut til vannføremsten i markerte mengder.		<input type="checkbox"/>
Hydromorfologiske	støtteelementer for klassifisering av tilstand	Ja/Nei	
Morfologi	Er bunn-dypet i vannføremsten endret?		<input type="checkbox"/>
	Er struktur og substrat i kystsonen endret?		<input type="checkbox"/>
	Er struktur og substrat i strandsonen endret?		<input type="checkbox"/>
Vannstrøm	Er retning og styrke av dominerende vannstrøm endret?		<input type="checkbox"/>
	Er bølgeeksponeringen endret?		<input type="checkbox"/>

Tabell 3.6. Prøvetypifisering av vannforekomster innen prosjektområdet.

Fjordområde	Fjordkatalognr	Karaktertrekk	
Hylsfjorden	02.42.03.01.00	Beskyttet, med brakkvann i overflaten	NsSM
Saudafjorden	02.42.03.02.00	Beskyttet, med brakkvann i overflaten. Pga. forurensning bør indre del av fjorden bør skilles ut som egen vannforekomst	NsSM
Sandsfjorden	02.42.03.03.01-03	Beskyttet, med brakkvann i overflaten	NsSM
Nedstrandsfjorden	02.42.03.09.01	Moderat eksponert, mangler data på salinitet	NsBF/-EA/-SP
Boknafjorden	02.42.03.15.00	Eksponert til moderat eksponert, med god vannutveksling	NsEA

- 1) Saudafjorden er i Fjordkatalogen definert som en vannforekomst, men fra overvåkingsresultater vet vi at indre del av Saudafjorden er tungt forurenset av miljøgifter. Indre del av Saudafjorden vil ikke kunne oppnå god økologisk status. Det vil derfor være nødvendig å dele Saudafjorden i en indre del innenfor Ramsneset, og en ytre del. Fjordkatalogen kan uten problem utvides med nye segmenter for å gjenspeile eksakte vannforekomster under vanddirektivet. De to siste sifrene i Fjordkatalognummeret står til disposisjon for videre inndeling av Saudafjorden i opptil 99 deler.
- 2) Nedstrandsfjorden er moderat eksponert til beskyttet innenfor øyer innerst i Boknafjorden. For å avgjøre dette mer presist er det nødvendig å utføre en beregning av eksponeringsfaktoren. Likevel synes spranget mellom de ferdigdefinerte vanntypene 'Eksponert øy/skjærgård' og 'Beskyttet fjord' å være for stort. Det synes mer naturlig å kalle Nedstrandsfjorden for 'Moderat eksponert kystvann', som kan være del av en fjord eller øy/skjærgårdsgruppe. Pt. har ikke salinitetsdata vært tilgjengelige, men det antas at gjennomsnittlig salinitet i overflatelaget er over 30, altså tilhørende den salteste klassen.
- 3) Boknafjorden er stor og åpen og synes å passe godt til vanntypen 'Eksponert øy/skjærgård'. Om en senere karakterisering viser at det ikke er vesentlige forskjeller mellom Boknafjorden og Nedstrandsfjorden, kan disse to vannforekomstene slås sammen til en.

3.7 Involvering av bruks- og verneinteresser

Det er viktig å involvere organisasjoner med bruks- og verneinteresser i prosessen. Det er ingen krav om involvering i karakteriseringen, men det vil være nyttig å prøve ut de vurderingene som gjøres på grupperinger som i framtiden vil måtte forholde seg til implementeringen av vanddirektivet. I denne fasen er det viktigere å informere om hva som blir gjort enn å forvente lokale innspill om konkret karakterisering.

Involvering kan for eksempel skje ved å invitere til folkemøter der karakteriseringen er tema.

I forbindelse med inndeling i vannforekomster kan det være nyttig å få kommentarer til hvordan avgrensningen skal skje. Dersom inndelingen er umulig å forstå for politikere, kommuneadministrasjonen, vernegrupper eller vannkraftutbyggere bør dette komme frem tidlig i prosessen. Det vil være en klar fordel om vannforvaltningsmyndighetene på nedbørfeltdistrikts- og fylkesnivå bringes aktivt inn i karakteriseringen så tidlig som mulig.

4. Analyse av belastninger og virkninger (pressures and impacts)

Engelsk akronym: IMPRESS-analysis
Forslag til norsk akronym: BELASTVIRK-analyse

4.1 Innledning

Som en del av karakteriseringen skal det, for vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille vanndirektivets mål, gjøres en analyse av drivkrefter i samfunnsutviklingen, belastninger, og virkninger, samt en foreløpig identifisering av aktuelle tiltak.

Å ha risiko for ikke å tilfredsstille vanndirektivets mål vil si:

1. Vannstatusen i vannforekomsten tilfredsstiller ikke Vanndirektivets mål i dag
2. Det er stor sannsynlighet for at det er en utvikling på gang slik at vannstatusen ikke er i overensstemmelse med Vanndirektivets mål i 2015

Skissen til veileder er basert på det som står om belastninger og virkninger i vanndirektivet, i CIS-veileder 2.1: Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive, og i Policy Summary to the Guidance Document on Pressure and Impact Analysis. Den følger stort sett den samme tematiske oppbygningen. Den er imidlertid kortet ned fra 110 sider til 15 sider, så absolutt alt er ikke med. Vi mener imidlertid at skissen dekker mer enn 95% av de nødvendige gjøremålene i BELASTVIRK-analysen. Det er spesielt fokusert på det som skal gjøres i karakteriseringsarbeidet i 2004, dvs. den første (eller foreløpige) BELASTVIRK-analysen.

Det bør bemerkes at dette er en skisse til framgangsmåte. Deler av de nødvendige verktøy er ikke ferdig utviklet ennå. Dette gjelder særlig bedømmelsessystemene som skal benyttes for å fastsette status for de biologiske kvalitetselementene og for de generelle fysiske og kjemiske parametergruppene.

I Vedlegg 10.3 er det gitt mer inngående informasjon, sjekklister etc.

4.2 Hensikten med å gjøre BELASTVIRK-analysen

BELASTVIRK-analysen er kontinuerlig hovedprosess i vannforvaltningen etter EUs vanndirektiv. **Hovedmålet er å analysere hvor, og i hvilken grad, den menneskelige aktivitet medfører risiko for at ikke vanndirektivets mål tilfredsstilles.**

Artikkel 5 i vanndirektivet krever en gjennomgang av virkningen av menneskelig aktivitet på statusen av overflatevann og grunnvann. Gjennomgangen må utføres i tråd med Annex II 1.4-2.5 og fordrer at medlemslandene fastsetter risikoen for at vannforekomstene i deres nedbørfeltdistrikter ikke tilfredsstiller vanndirektivets mål. Ved gjennomføringen av denne analysen må medlemslandene benytte informasjon om typen og størrelsen av belastninger

som vannforekomstene er utsatt for, informasjon om karakteristikk av vannforekomstene, informasjon fra overvåkningsdata, og all relevant annen informasjon.

Resultatene fra BELASTVIR-analysen skal benyttes til:

1. **Overvåkingsprogram for vannforekomstene.** Grunnlag for utvikling av målrettede overvåkingsprogram krevet under artikkel 8, slik at disse skal kunne fremskaffe relevant informasjon for å vurdere behov for tiltak, samt vurdere effekten av igangsatte tiltak.
2. **Fastsette mål for vannforekomstene.** Analysen vil hjelpe til med å klargjøre hvilke mål som skal anvendes for de ulike vannforekomster, herunder hvilke som bør være naturlige vannforekomster (VF), hvilke som bør tilordnes gruppen sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) etter artikkel 3.4, hvilke som skal få utsettelse fra tidsplanen etter artikkel 4.4, hvilke som skal få mindre stringente mål etter artikkel 4.5, eller unntak fra kravet om å forhindre forverring av status etter artikkel 4.6 og 4.7.
3. **Utarbeide målrettede og kostnadseffektive tiltak.** Dette for å nå vanddirektivets mål etter artikkel 11.

Informasjonen som fremskaffes gjennom analysen skal også være til hjelp ved:

1. **Utvelging av potensielle referanse vannforekomster** for å fastsette type-spesifikke biologiske referanse tilstand Annex II 1.2. Dvs. assistere arbeidet under CIS 2.3 REFCOND og CIS 2.4 COAST.
2. **Utvelge potensielle lokaliteter for interkalibreringsnettverket** under Annex V 1.4 (CIS 2.5 Intercalibrering)
3. **Forbedring av identifiseringen av vannforekomster**, slik at signifikante områder med forskjellig vannstatus ikke vil være til stede i en vannforekomst. (se CIS Horizontal guidance on the identification of water bodies.
4. **Gjennomføre de økonomiske analysene** av vannbruk krevet under artikkel 5 (se CIS 2.6 WATECO).

4.3 Hvilke av Vanddirektivets mål skal BELASTVIRK-analysen omfatte

BELASTVIRK-analysen for overflatevann skal vurdere risikoen for ikke å tilfredsstille målene gitt i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Vanddirektivets ulike mål for overflatevann som skal omfattes av BELASTVIRK-analysen

Dirtektiv-mål	Henvisning
Forhindre forverring av status i alle vannforekomster	Art 4.1 (a)(i), Art.4.1(b)(i)
Beskytte, forbedre, og restaurere alle vannforekomster med siktemålet om å nå god vannstatus i 2015	Art.4.1(a)(ii); Art.4.1(b)(ii)
Beskytte, forbedre, og restaurere alle kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster med siktemålet om å nå godt økologisk potensiale i 2015	Art.4.1(a)(iii)
Sikte mot stadige reduksjoner i forurensning fra prioriterte stoffer, og redusere og fase ut bruk og utslipp av miljøfarlige stoffer	Art.4.1 (a)(iv)
Tilfredsstille standarder og målsettinger for beskyttede områder i 2015, inkludert vannforekomster som benyttes til drikkevann under artikkel 7.	Art.4(c): Art.7

Effekten av alle økosystemforstyrrende belastninger skal vurderes ved hjelp av operative økologiske mål. Tidligere har man hovedsakelig vurdert effekten av forurensninger, men nå

skal man altså vurdere effekten av mange typer belastninger; forurensninger (både punktkilder og diffuse), vannuttak, regulering av vannføring, regulering av vannstand, fysiske forandringer, f.eks. forbygninger, havneutbygginger, demninger, kulverter, vegfyllinger, mm.

Man skal vurdere dagens belastninger, og om de forårsaker at noen vannforekomster ikke tilfredsstillende vanndirektivets mål i dag. Man skal vurdere utviklingen av belastningene, og tilstanden i vannforekomstene, for å se om belastningene vil kunne føre til risiko for at målene ikke nås i 2015 (dvs. avdekke om det er en uheldig utvikling på gang).

Prognoser for fremtidig utvikling i belastningene vil kreve at man i) vurderer kommuneplaner, fylkesdelplaner, ol., som er vedtatt under dagens lovgivning, og ii) at man vurderer økonomiske prognoser og vurderer hvordan disse vil påvirke utviklingen av ulike belastninger. Man må også vurdere effekten av gjennomføringen av eventuelle tiltaksplaner som er vedtatt under dagens forvaltning.

For å kunne vurdere risikoen for at en vannforekomst ikke tilfredsstillende vanndirektivets mål, er det nødvendig å kunne fastsette målet for den enkelte vannforekomst. Målet refererer seg til forventet naturtilstand, eller "referansetilstanden i den aktuelle vanntypen" som det kalles i vanndirektivet. Er tilstanden identisk med referansetilstanden har vannforekomsten høy vannstatus. Det tillates en litt dårligere tilstand enn denne, nemlig god vannstatus. Å fastsette målene er en møysommelig prosess, hvor det operative verktøy som trengs ikke er ferdig utviklet enda. I 2004 må man derfor gjøre en foreløpig fastsettelse av mål basert på det kriteriesett som benyttes nasjonalt. For Norges del er dette hovedsakelig gitt i SFTs og DNs vegledere Miljømål for vannforekomstene.

Et annet sentralt mål er man skal forhindre at vannforekomster utvikler seg negativt og får dårligere status enn de har i dag, dvs man skal hindre forverring. Man skal derfor gi en prognose for hvordan drivkrefter og belastninger vil utvikle seg framover, og identifisere tiltak som må settes i verk for å hindre en medfølgende forverring av statusen i vannforekomsten.

4.3.1 De ulike måltyper

Vanndirektivet definerer 4 typer av mål:

- Økologisk status
- Økologisk potensial
- Kjemisk status
- Kvantitativ status

For overflatevannforekomster er målet **god vannstatus**. For normale vannforekomster (VF) består denne av økologisk status og kjemisk status, og fastsettes som den dårligste av de to. Dvs. hvis en innsjø har god økologisk status og moderat kjemisk status, er vannstatusen moderat. Innsjøen tilfredsstillende da ikke vanndirektivets krav om god vannstatus. For sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) gjelder godt økologisk potensiale i stedet for god økologisk status.

Økologisk potensial gjelder bare for kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster. Kvantitativ status gjelder bare for grunnvannforekomster. For alle måltypene skal man oppnå god status innen 2015. Å svare på spørsmålet om en vannforekomst vil nå dette målet, krever at man har operative klassifikasjonssystemer (ala SFT's Vannkvalitetskriterier) med fastsatte numeriske grenseverdier mellom klassene. Parametergruppene som skal anvendes er gitt i Vanndirektivets Annex V, og gjengitt kort her i **Tabell 4.3**. Numeriske grenseverdier er ikke

fastsatt enda, men vil bli fastsatt av CIS-arbeidsgruppen for **Referansetilstand** og arbeidsgruppen for **Interkalibrering**.

I mellomtiden må man bruke ekspertvurderinger basert på eksisterende systemer hos den ansvarlige myndighet, og således sette midlertidige grenser i den første runden av karakteriseringen, dvs det som skal gjennomføres i 2004 og rapporteres i mars 2005.

Kun vannforekomster som har risiko for ikke å nå miljømålene (dvs har moderat status eller dårligere) skal senere underkastes en full belastning-virkningsanalyse. Det er derfor nødvendig å forstå målene.

4.3.2 Mål definert ut fra underliggende direktiver

Det generelle mål i vanddirektivet for forekomster av overfaltevann er ”god vannstatus”. Hovedtanken er her at når kravene til et vel fungerende akvatisk økosystem er oppfylt, er de fleste bruksinteresser også oppfylt. Imidlertid har vanddirektivet mange underliggende direktiver, som hver for seg stiller spesielle krav til mål. F.eks. Drikkevannsdirektivet stiller krav til lavt innhold av koliforme bakterier. Koliforme bakterier influerer ikke på det akvatiske økosystem, og er derfor ikke noen essensiell parameter i vanddirektivet. Målsettingen kommer her inn under det vanddirektivet kaller beskyttede områder.

Man skal lage en oversikt over beskyttede områder og ta inn de spesielle mål som er nedfelt i beskyttelsesreglene til disse. Dette bør man gjøre enten de er hjemlet i et underliggende direktiv eller ikke.

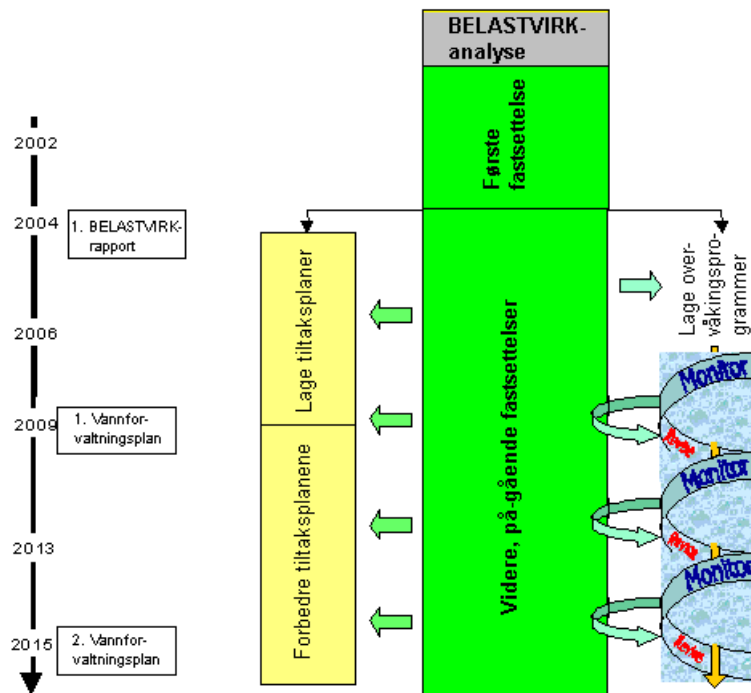
4.4 Tidsplan med spesiell fokus på den første BELASTVIRK-analysen (2004)

4.4.1 Forbedring og oppdatering av analysen

Tidsfristen for å gjennomføre den første BELASTVIRK-analysen er ved utløpet av 2004. Analysen skal imidlertid ikke stoppe i 2004. Vurderingene av belastninger og virkninger er kontinuerlig hovedprosess i vannforvaltningsplanens syklus, se **Figur 4.1**, og den skal oppdateres så snart man har nye data av betydning.

Man har liten tid til den første analysen som skal gjennomføres i 2004. Datagrunnlaget man har til rådighet vil variere veldig fra vannforekomst til vannforekomst fra store mengder der hvor det er gjennomført tiltaksplaner tidligere, til nærmest ingenting i mange områder. Man må gjøre det beste ut av det man har, og fokusere strengt på hva som er de viktigste vannforvaltningstemaene i de områdene man vurderer, i jordbruksdistrikter er det eutrofiering og plantevernmidler, i forsurede områder er det forsuring og kalking, i reguleringsområder er det miljøkonsekvenser av reguleringsinngrepene og tiltak mot disse.

Figur 4.1 indikerer tidsplanen i BELASTVIRK-arbeidet (grønt felt) og hvor det gir input til andre oppgaver i vannforvaltningen etter vanddirektivet.



Figur 4.1 BELASTVIRK-analysen er en kontinuerlig hovedprosess innen for vannforvaltningsplanen og dennes rulling. Den første fastsettingen i 2004 skal forbedres med nye data nødvendig for effektiv vannforvaltning.

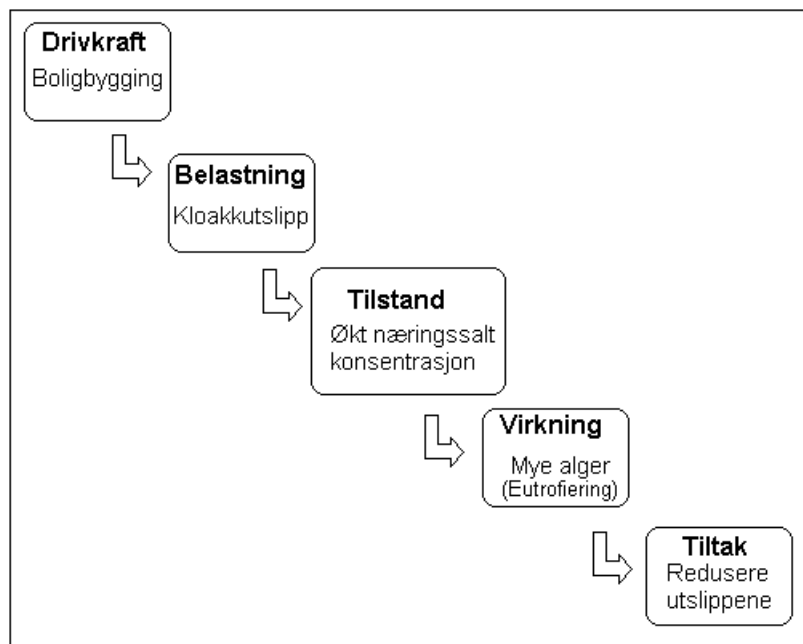
4.5 Forståelse av sammenhengene er en nødvendighet

I guidance dokumentet for Analysis of Pressures and Impacts gjentas det til stadighet hvor viktig det er å ha en god forståelse av sammenhengene mellom drivkrefter i samfunnet, hvordan disse fører til belastning, hvordan belastningen virker på vannforekomstenes tilstand og status, hvordan man fastsetter status, og hva slags tiltak som kan bidra til å bedre på sistsusjonen. Sammenhengene oppsummeres i den såkalte DPSIR-modellen (Driver, Pressure, Status, Impact and Response), se **Tabell 4.2** under.

Tabell 4.2. DPSIR-modellen for analyse av belastning og virkning

Term	Definisjon
Driver Drivkrefter, samfunnsutvikling	Menneskelig aktivitet som kan ha en negativ konsekvens for vannmiljøet
Pressure Belastning	Den direkte effekten av den menneskelige aktiviteten, f.eks utslipp av forurensninger, endring av vannføring, vannstand, etc
Status Status	Vannforekomstens tilstand korrigert for referansetilstanden, både som funksjon av naturlige faktorer og menneskelige påvirkninger.
Impact Virkning	Den miljømessige effekten av belastningen fra den menneskelige aktiviteten
Response Tiltak	Tiltak som kan tenkes å bedre på den miljømessige situasjonen i vannforekomsten

Figur 4.2 gir et eksempel: Vannforekomsten som skal vurderes er en bestemt innsjø. Det er vedtatte planer om å økt boligbygging i nedbørfeltet. DPSIR modellen gir følgende sekvens, se **Figur 4.2**:



Figur 4.2. Ved analyse av belastning og virkning på en vannforekomst er det nødvendig å ha god kunnskap om sammenhengene.

Det er selvsagt mange andre drivkrefter enn boligbygging i samfunnet som resulterer i belastninger på vannforekomstene. Eksempler er vannkraftregulering, fiske, fiskeoppdrett, skjelloppdrett, skipsfart, havnevirksomhet, jordbruk, mm. Disse fører til ulike belastninger, ulike virkninger, som krever ulike tiltak. I BELASTVIRK-analysen skal man lage oversikter over drivkrefter og belastninger i nedbørfeltdistriktet, i de enkelte vannområder, men først og fremst i tilknytning til den enkelte vannforekomst. Man skal fastsette status (=observert tilstand korrigert for naturlig bakgrunn) for hver vannforekomst og vurdere om det er risiko for at man ikke tilfredsstiller vanddirektivets mål (har moderat status eller dårligere). Der hvor det er risiko, skal det gjøres en inngående analyse belastninger og virkning. Signifikante belastninger skal da identifiseres. Signifikante belastninger er de belastningene som er hovedgrunnen til at målene ikke tilfredsstilles. Dette kan være en enkelt-belastning, eller det kan være kombinasjoner av flere belastninger.

Det vil være helt nødvendig med god vannøkologisk kompetanse og erfaring fra bedømming av miljøforstyrrelser i akvatisk miljø for å kunne utføre denne analysen. Særlig gjelder dette ved den første BELASTVIRK-analysen i 2004, da mye av verktøyet som skal nyttes ikke er ferdig ennå, og svært mange avgjørelser må tas som såkalte ekspertvurderinger.

4.6 Sammendrag av hovedoppgavene i BELASTVIRK-analysen for overflatevann

I det nedenstående gis et sammendrag av arbeidsoppgavene under BELASTVIRK-analysen slik de er gitt i CIS-guidance 2.1. Det er klart at dette er en gigantisk arbeidsoppgave i form av datasammenstilling, vurdering av data, og fremskaffelse av nye data, osv. BELASTVIRK-analysen er imidlertid en kontinuerlig prosess etter forvaltning etter EUs vanddirektiv, og som skal pågå hele tiden, med utgivelse av oppdaterte sammenstillinger med jevne mellomrom. I 2004 skal det gjøres en forenklet første analyse.

Data håndteringssystem for nedbørfeltdistriktene (en forutsetning for BELASTVIRK-analysen)

- Ha tilgang til, eller selv etablere databaser og datahåndteringssystem for aktivitetene innen nedbørfeltdistriktet, samt for eksisterende overvåkingsdata. Dette bør nødvendigvis ikke være ferdig i 2004.

Basisinformasjon for vannforekomstene:

- Gi en oversikt over drivkreftene i nedbørfeltet til vannforekomsten
- Identifisere belastninger forårsaket av drivkreftene
- Sammenstille data fra den aktuelle vannforekomsten, som kvantitative, hydromorfologiske, fysiske, kjemiske og biologiske data.
- Identifisere avhengige vannforekomster, dvs. nedstrøms vannforekomster eller oppstrøms vannforekomster
- Hvis relevant, sikre forbindelse mellom data forvaltere i oppstrøms og nedstrøms vannforekomster

Tilleggsinformasjon og analyser

- Sammenstille eksisterende analyser av vannovervåking, statusfastsettelse, vannbruksplaner, kystzoneplaner etc.
- Informasjon samlet inn om beskyttede områder (Under EU-lovgiving og under nasjonal lovgiving)
- Samlet vurdering av om anvendte modeller er gode nok til å ha produsert de forespurte fastsettelser.

Mål (artikkel 4)

- Fastsette miljømål for de ulike vannforekomstene
- Vurdere de eksisterende overvåkingsdata (biologiske, fysisk/kjemiske, og hydromorfologiske) opp mot miljømålene, eller antatte ekvivalente mål
- Vurdere om analoge vannforekomstdata kan benyttes

Belastning og virkningsanalyse som skal være ferdig i 2004

- Utvikle tilstrekkelig konseptuell forståelse vedrørende karakteristikker av Vannforekomst, nedbørfelt, aktiviteter, drivkrefter, belastninger, og miljømål
- Velge passende redskaper basert på den konseptuelle forståelse og datatilgjengelighet
- Vurdere følsomheten til vannforekomsten med avhengige vannforekomster overfor virkning av de identifiserte belastninger, og vurdere hvorvidt vannforekomsten har risiko for ikke å tilfredsstille målene
- Vurdere variabiliteten i vannforekomsten, og om det ville være formålstjenlig å underinndele vannforekomsten i mindre vannforekomster for å få en mer effektiv tiltaksplanlegging (f.eks avsnørte bukter og viker i innsjøer kan ofte best tiltaksplanlegges som en egen innsjø, f.eks. Steinsfjorden som en egen innsjø og ikke som en bukt i Tyrifjorden)
- Påse at slik variabilitet er reel, og ikke bare en effekt av usikkerhet i data
- Se framover mot 2015 og videre, vurdere sannsynlig utvikling i nedbørfeltets drivkrefter og belastninger, og vurdere om noe av dette er en trussel mot at målene vil kunne tilfredsstilles i 2015
- Hvis vannforekomsten ikke tilfredsstiller målene i dag, og det ser ut som om det vil være umulig også i 2015, vurdere om man skal søke unntak for denne vannforekomsten
- Gjøre om igjen alle ovenstående vurderinger hvis det i) kommer betydelig bedre datagrunnlag, ii) nye vurderingssystemer blir tilgjengelige, iii) ekspertisen som nedbørfeltdistriktet rår over er blitt vesentlig bedre.

Resultater

- Rapport om belastning-virkning analyse 3 måneder etter ferdigstilling, dvs. mars 2005
- Første liste som viser vannforekomster med risiko for ikke å nå målene
- Bruke resultatene fra BELASTVIRK-analysen til å forme overvåkingsprogrammet og tiltaksprogrammet

4.7 Nøkkelementer i BELASTVIRK-analysen i 2004

I 2004 skal det gjøres en forenklet BELASTVIRK-analyse. Arbeidsomfanget av denne er vanskelig å lese ut fra selve CIS-guidancen, men dette er bedre bekrevet i Policy dokumentet til veilederen som kom i år: Policy summary to the guidance document. I henhold til denne må den forenklete BELASTVIRK-analysen i 2004 minimum omfatte:

1. Identifisere signifikante belastninger og vurdere utviklingen i disse fremover
2. Identifisere vannforekomster som har risiko for ikke å nå vanndirektivets mål (ikke tilfredsstillende i dag, og/eller trolig ikke i 2015 (har moderat status eller dårligere).
3. Kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)

Selv med disse enkle målsettinger kan arbeidsoppgaven lett bli stor. For at man skal greie oppgavene innen 2004, og innen realistiske økonomiske rammer anbefaler vi at det gjøres som følger:

Jobben må utføres av personer som har god erfaring i å vurdere miljøpåvirkninger i vann. Man må bruke eksisterende data, data fra tilsvarende lokaliteter, og ekspertvurderinger kombinert med involvering av lokalkjente nøkkelpersoner. Dette siste dreier seg om å spørre, snakke med "fagfolk" som er kjent i områdene, f.eks. fra lokal og regional forvaltning, jeger og fiskeforeninger, naturvernforeninger. **Bruk av modeller krever kvantifiserte belastningsdata. Det får man neppe tid til i 2004.**

4.7.1 Identifisering av signifikante belastninger

Det må være vannfaglig eksperter involvert i BELASTVIRK-analysen. Dette fordi det er nødvendig å forstå hvordan de ulike menneskelige aktiviteter (drivkrefter) forårsaker belastninger og hvordan disse belastninger virker i vannforekomstene.

Det er mange belastninger som fører til økosystemforstyrrelser i vann. Vanndirektivet opererer med **4 hoved typer av belastninger**: Disse er:

1. Forurensninger (miljøgifter, næringssalter, forsurende stoffer, etc., både punktkilder og diffuse)
2. Vannregime-endringer (endringer av vannføring, endring av vannstand/vannstandsvariasjoner)
3. Morfologiske endringer (forbygninger, kai-anlegg, kulvertter, lukkinger, kanaliseringer, demninger)
4. Biologiske belastninger (lakselus, fremmede arter, feilvandring, overfiske,...)

Man må kunne fastslå rimelig sikkert hvilken (eller hvilke ved samvirke) som er de signifikante, dvs. de som enten alene eller sammen med andre fører til at målet ikke nås.

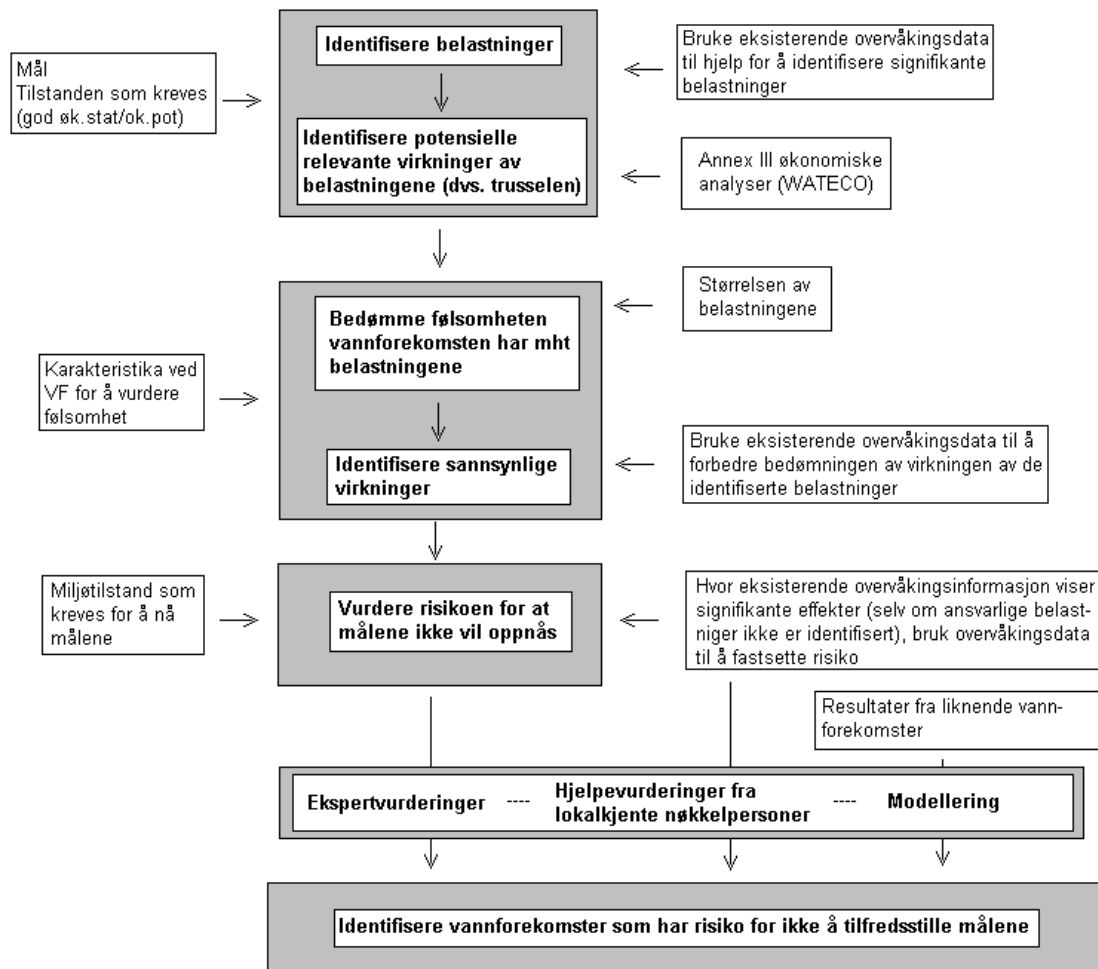
4.7.2 Identifisering av vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstillende målene

Om en vannforekomst tilfredsstillende målene i vanndirektivet eller ikke skal ideelt sett avgjøres ved å se om den tilfredsstillende grenseverdiene i kvalitetselementene i **Tabell 4.3**. For den første BELASTVIRK-analysen som skal være ferdig i 2004 vil ikke de fleste av disse bedømmingssystemene ikke være ferdige. Dette gjelder både de generelle fysiske kjemiske kvalitetselementene og alle de biologiske kvalitetselementene. Man kan til en viss grad

benytte vannkvalitetskriteriene i Veilederne til Miljømål for vannforekomstene (SFT 1992, 1997). Disse retter seg imidlertid kunne mot belastningstypen forurensning. For de tre andre belastningstypene finnes det ikke noe kvantifiserbart verktøy.

Man må derfor benytte informasjon om belastningene, deres størrelse, vurdere vannforekomstenes følsomhet overfor de ulike belastningene, samvirke mellom belastninger, og overvåkingsdata. Målene for vannforekomstene må også være noenlunde klargjort, dvs. om det skal være godt økologisk potensiale eller god økologisk status, og man må korrigere for forventet naturlig bakgrunn. Dette siste gjøres ved å benytte data fra typebestemte referanse-vannforekomstene. I den foreløpige belastvirk-analysen i 2004 må man således i stor grad benytte faglig skjønn.

Man må bruke en kombinasjon av alle tilgjengelige data så godt det lar seg gjøre. **Figur 4.3** illustrerer hvordan man kan benytte tilgjengelig informasjon til å bedømme risikoen for ikke å tilfredsstille målene, selv om selve bedømmingssystemet ikke er ferdig ennå.



Figur 4.3 De viktigste trinn og vurderinger av mål, belastninger, og overvåkingsdata involvert i bedømmingen om en vannforekomst har risiko for ikke å nå målene i vanddirektivet.

4.7.3 Identifisere kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)

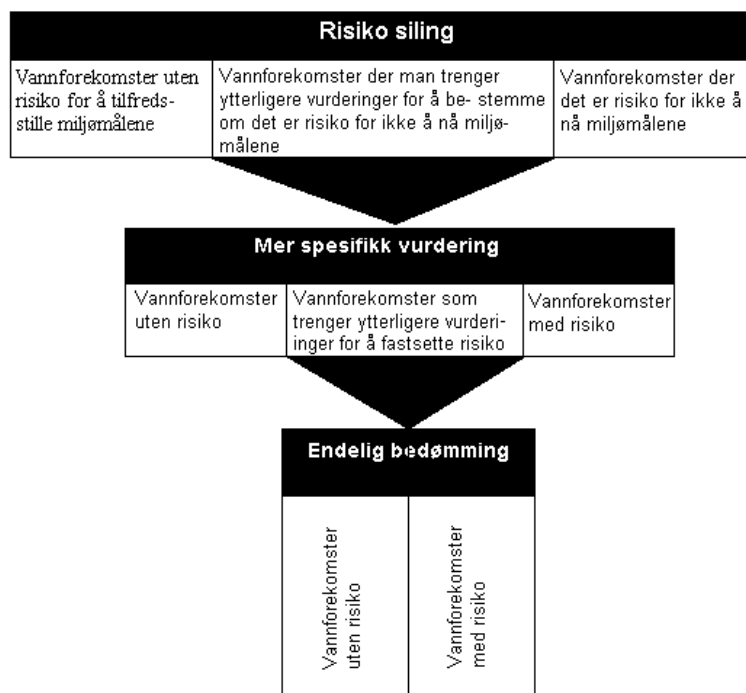
For vannforekomster som blir kategorisert som sterk modifiserte er hovedmålet godt økologisk potensiale i stedet for god økologisk status. I den første BELASTVIRK-analysen skal man identifisere vannforekomster som **kan synes muligens** å være kandidater til SMVF.

Dette skal gjøres ved å vurdere om det er skjedd en fysisk hydromorfologisk endring i vannforekomsten (vannføringsendring, vannstandsendring, forbygningsendring,...) som kan synes å medføre at målene om god økologisk status i 2015 ikke kan nås. Hvis man finner at dette er sannsynlig, skal vannforekomsten behandles videre etter veilederen for SMVF (se neste hovedkapittel i rapporten). Her kommer den enten ut som normal VF eller som SMVF, og skal da behandles videre i BELASTVIRK-analysen. I første tilfelle får den miljømålet ”god økologisk status” som de andre, i det andre tilfelle får den målet ”godt økologisk potensiale”. Alt dette har man ikke mulighet til å greie i 2004, delvis på grunn av kort tid, og delvis på grunn av manglende verktøy.

I 2004 skal man identifisere mulige kandidater til SMVF, dvs vurdere om det er noen vannforekomster som trolig ikke vil tilfredsstille kravet til god økologisk status på grunn av fysiske inngrep i nedbørfeltet eller i vannforekomsten.

4.8 Silingsprosess

Det typiske bildet i et hvert vannområde (nedbørfelt med marint influensområde), eller nedbørfeltdistrikt (samling av vannområder), vil være at man har noen vannforekomster som har åpenbare problemer (har risiko for ikke å tilfredsstille målene), en stor mengde som nærmest er upåvirket (ikke har risiko), og en varierende mengde med vannforekomster der man er i tvil. Vannforekomstene uten problemer skal man ikke gjøre noe med uten å avtegne dem på kart med lyseblå farge indikerende at de ikke har problemer. I de to andre kategoriene må man gjøre en silingsprosess, som i prinsippet er ulike grader av BELASTVIRK-analysen. Man skal foreta trinnvise vurderinger som illustrert i **Figur 4.4** slik at boksen med tvilstilfellene blir mindre, og vannforekomstene enten havner i boksen med risiko, eller i boksen uten risiko. Man skal bruke ”føre var prinsippet” slik at de som forblir tvilstilfeller skal plasseres i boksen med risiko. Her skal man sette i verk overvåking som ved senere rullering vil avgjøre hvor vannforekomsten hører hjemme, og om den trenger tiltak.



Figur 4.4 Illustrasjon av silingsprosessen for å identifisere vannforekomster med risiko for ikke å nå vanndirektivets mål.

Et detaljert opplegg over hvordan man kan foreta belastnings/virknings-analyse for enkelt-vannforekomster er gitt i *'Veileder i marin typifisering og karakterisering'*, som vedlegg bakerst i rapporten, med praktiske eksempler i kapittel 10.2.13 og 10.2.14 (vannforekomster rundt Finnøy), samt i kapittel 10.2.20 (Vannforekomster rundt Stavanger Havn).

4.9 De ulike kvalitetselementer som skal legges til grunn for fastsettelse av status

Målene for overflatevann er god vannstatus. For vanlige vannforekomster er denne sammensatt av **kjemisk status** og **økologisk status**. For sterkt modifiserte vannforekomster er den sammensatt av **kjemisk status** og **økologisk potensiale**. For å finne ut hvilken status vannforekomsten har, skal man etterhvert benytte vanndirektivets ”kvalitetselementer”. Disse består av 3 typer:

1. Biologiske kvalitetselementer
2. Kjemiske og fysisk/kjemiske kvalitetselementer
3. Hydromorfologiske kvalitetselementer

Disse 3 skal til sammen benyttes for beskrive tilstanden i en vannforekomst slik at den plasseres i en av følgende statusklasser:

1. Høy status
2. God status
3. Moderat status
4. Dårlig status
5. Meget dårlig status

Høy status er der hvor vannforekomsten er helt upåvirket av menneskelig aktivitet, dvs. tilstanden er lik referansetilstanden. God status er litt dårligere enn naturtilstanden, men man skal fortsatt ha et vel fungerende økosystem. Vurdering av risiko for ikke å tilfredsstille vanndirektivets mål, vil i det alt vesentlig dreie seg om å **identifisere alle vannforekomster med moderat status eller dårligere**.

4.9.1 Biologiske kvalitetselementer (parametergrupper)

Biologiske komponenter / elementer omfatter 5 grupper:

- Planteplankton,
- Begroing (makroalger i sjøvann)
- Makrovegetasjon
- Bunndyr
- Fisk

På norsk har man tidligere gjerne kalt dette for parametergrupper. Til sammen blir disse brukt til å plassere vannforekomsten i en av 5 statusklasser over (dvs omtrent som i SFTs vannkvalitetskriterier).

4.9.2 Kjemisk og fysisk/kjemisk kvalitetselementer (parametergrupper)

Det er to typer av disse komponentene:

1. Generelle parametre, som temp., ledningsevne, oksygenforhold, næringsstatus, forsuringssstatus etc. Her er det ikke foreløpig satt numeriske grenseverdier i vurderingssystemet i Vanddirektivsammenheng, noe som utarbeides av CIS gruppe REFCOND og INTERCAL.

2. Prioriterte forurensninger, som tungmetaller og organiske miljøgifter. Her gir direktivet grenseverdier (EQS).

4.9.3 Hydromorfologiske komponenter

Hydromorfologiske kvalitetselementer omfatter både morfologiske endringer og hydrologiske endringer.

Komponentene som brukes varierer mellom typene av vannforekomster, men klassifiseringen er som de generelle kjemiske elementene. Hydromorfologisk status er ikke benyttet for å bestemme økologisk status, men kan være årsaken til at god biologisk status ikke nås. Dvs det er de biologiske og kjemiske effektene av de hydromorfologiske endringene som skal benyttes til å fastsette statusen.

Disse komponentene har sin relevans først og fremst i regulerte vassdrag, samt i sterkt ”nedbygde kystsoner” som større havneområder. Selv om det er de biologiske og kjemiske effektene av slike endringer som skal benyttes til å fastsette status, kan det allikevel være praktisk å benytte graden av endring av disse komponentene som statusbeskrivelse. Eksempelvis kan man tenke seg at en regulert innsjø med vannstandsvariasjoner mindre enn 3 m (har høy økologisk og kjemisk status), 3-5m (resulterer i god status), 5-10m (resulterer i moderat status), 10-20m (resulterer i dårlig status), mer enn 20m’s vannstandsvariasjoner resulterer i Meget dårlig status. Dette krever at man har studert sammenhengen mellom vannstandsvariasjoner og økologisk og kjemisk status inngående i et representativt utvalg av innsjøer. Man slipper da å foreta den møysommelige vurderingen av de biologiske kvalitetskomponentene for å fastsette status i hver regulert innsjø, men kan heller gå inn på den nominelle vannstandsvariasjonen (HRV-LRV). Mer om dette i veilederen for SMVF.

4.9.4 Oppsummering av kvalitetselementene for bedømming av status

De ulike kvalitetselementene som Vanddirektivet beskriver skal inngå i en fastsettelse av økologisk-status er oppsummert i **Tabell 4.3**.

Tabell 4.3. De ulike kvalitetselementer i ferskvann og kystvann

	<i>Ferskvann</i>	<i>Kystvann</i>
BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Makrofytter (høyere vannplanter)	Sammensetning Forekomst (abundance)	Sammensetning Forekomst (abundance)
Makroalger, Begroing	Sammensetning Forekomst (abundance) Dekningsgrad	Sammensetning Forekomst (abundance)
Fytoplankton	Sammensetning Forekomst (abundance) Biomasse Klorofyll-a	Sammensetning Forekomst (abundance) Biomasse Klorofyll-a
Evertebrater (virvelløse dyr)	Bunndyr: Sammensetning Forekomst	Sammensetning Forekomst (abundance)
Fisk	Sammensetning Forekomst (abundance) Aldersstruktur	<i>Kun i overgangsvann:</i> Sammensetning Forekomst (abundance)
HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Hydrologisk regime	Kvantitet og variasjon i vannføring Oppholdstid Vannstandsvariasjoner Retningen av dominerende strømmer	
Vannsregime- endringer (marint)		Ferskvannsstrøm (<i>i overgangsvann</i>) Retningen av dominerende strømmer Bølgeeksponering
Morfologi	Variasjon i dybde og bredde Variasjon mellom strykpartier og sakteflytende strekninger Substrat og struktur av elveleiet Struktur av kantsonen	Variasjon i dyp Substrat og struktur av sjøbunnen Struktur i fjæresonen
FYSISK/KJEMISKE KVALITETSELEMENTER		
Sikt i vannet	Siktedyp Konsentrasjon av partikulært materiale Turbiditet	Siktedyp (gjennomsjinnelighet)
Temperatur	Temperatur Sjiktningforhold	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenkonsentrasjon Sjiktningforhold	Oksygenforhold
Organisk materiale	Farge, KMnO4 TOC POM	
Ioneinnhold	Konduktivitet	
Salinitet	Eventuell sjøvannspåvirkning	Salinitet
Næringsstatus	Konsentrasjon av fosfor og nitrogen Nærings saltbelastning i forhold til vannforekomstens følsomhet	Konsentrasjon av fosfor og nitrogen
Forsuringsstatus	pH Alkaninitet ANC	
Prioriterte stoffer (miljøgifter)	Konsentrasjon av utvalgte tungmetaller Konsentrasjon av utvalgte organiske mikroforurensninger	Konsentrasjon av utvalgte forurensende stoffer. Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter som slippes til vannforekomsten
Andre stoffer	Konsentrasjon	

4.10 Gruppering av vannforekomster for fastsettelse av status

Prinsippet om gruppering av vannforekomster vil også være av nytte i BELASTVIRK-analysen. For vannforekomster beliggende i avsidesliggende strøk uten kjente belastninger kan man gjøre en felles vurdering. Det samme kan man for en stor del gjøre for vannforekomster som ligger i et høyereliggende område som er forsuret fra atmosfærisk nedfall. Dvs. har man data som viser at en eller flere innsjøer i et slikt område er påvirket av forsurening, vil trolig de fleste andre innsjøene i området også være påvirket (dvs. ha risiko for ikke å tilfredsstille målene). Vannforekomster beliggende i et jordbrukslandskap kan til en viss grad gis en felles vurdering, dvs. hvis man vet at noen vannforekomster her er påvirket av virkningstypen eutrofiering, vil trolig flere andre også være det. Her må man imidlertid være forsiktig å ta i betraktning at ulike vannforekomster tåler ulik belastning (dvs. vurdering av følsomhet – f.eks. store innsjøer med god vannfornyelse kan tolerere større næringssalttilførsel enn små innsjøer med dårlig vannfornyelse).

4.11 Informasjonsbehov og datakilder

Her henvises det til nylig utgitt rapport fra Statkraft-Grøner og NIVA (Størset, Skiple og Selvik 2003): *EUs rammedirektiv for vann. Påvirkninger i norske vassdrag og kystområder – tilgjengelighet til eksisterende data.*

Kapittel 4 i denne rapporten gir en oversikt over **drivkrefter** som påvirker vassdrag og kystområder. Kapittel 5 gir en oversikt over påvirkninger (**belastninger**) i vassdrag og kystområder, og beskriver hver enkelt påvirkning i 6 hovedgrupper: punktkilder, diffuse kilder, endring av hydrologisk regime, morfologiske endringer, arealbruk og høsting og andre påvirkninger. Det er vurdert om påvirkningstypen kan betraktes som vesentlig for miljøkvaliteten i vassdrag og kystområder og utviklingstrekkene for hver påvirkningstype er beskrevet. Det er laget faktaark med opplysninger om de viktigste datasettene.

Kapittel 6 lister opp 11 ulike register/rapporter med generelle data om påvirkninger i vassdrag og fjorder.

Kapittel 7 beskriver mangler ved dagens data og datatilgjengelighet, og gir anbefalinger om supplering av data. Mange datasett er på plass og kan brukes direkte inn i karakteriseringsarbeidet, men det er en rekke manglende datasett, samt mangler ved eksisterende datasett. Noen av disse er viktig å få på plass for å få til en helhetlig karakterisering av vannforekomstene.

Bak i vedlegget under de økonomiske analyser er det laget noen eksempler på sammenstillinger med GIS-fremstillinger av drivkrefter og belastninger, som er nødvendig i forbindelse med tiltaksplanlegging. Det er de samme slags oversikter man skal innhente i BELASTVIRK-analysen.

4.12 Usikkerhet

Inntil vurderingssystemene for de generelle fysisk/kjemiske og biologiske kvalitetselementene er utviklet skal man benytte de nasjonale vurderingssystemene man har benyttet hittil (SFT's vannkvalitetskriterier, Miljømål for vannforekomstene). For den første BELASTVIRK-analysen som skal gjøres i 2004, vil det være større usikkerhet knyttet til

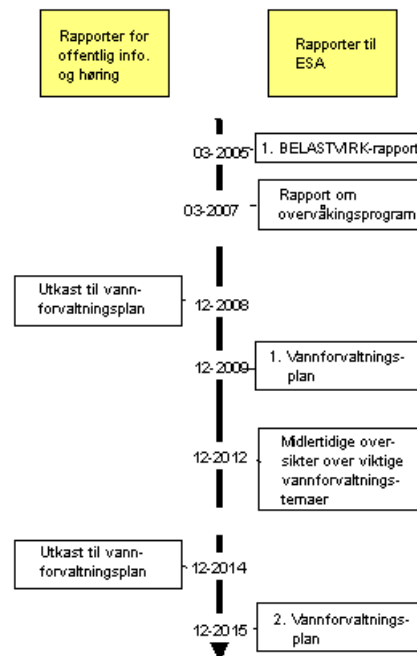
identifisering av vannforekomster med risiko for ikke å tilfredsstille miljømålene enn det vil bli etterhvert.

Man skal bruke ”føre var prinsippet” slik at de som forblir tvilstilfeller skal plasseres i kategorien med risiko.

4.13 Rapportering

4.13.1 Rapporter hvor resultater fra BELASTVIRK-analysen skal inngå

Medlemslandene må lage en sammendragsrapport av den første BELASTVIRK-analysen til kommisjonen (ESA for Norge) i løpet av mars 2005. Informasjonen fra BELASTVIRK-analysen vil imidlertid inngå i en rekke andre publikasjoner for offentlig informasjon og høringer (Art.14), og vil også være en sentral del av vannforvaltningsplanene. **Figur 4.5** viser hvordan data fra BELASTVIRK-analysen kommer inn i ulike rapporteringstrinn.



Figur 4.5 Rapporter hvor resultater fra BELASTVIRK-analysen skal inngå

4.13.2 Forslag til innhold i 1. BELASTVIRK-rapport

Rapporten fra den første BELASTVIRK-analysen som skal leveres innen utløpet av mars 2005 skal inneholde informasjon om hvilke vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille vanddirektivets mål i dag og i 2015, samt hvilke belastninger det er som forårsaker dette (signifikante belastninger). Oppbygningen av rapporten sier ikke direktivet så mye om. I det følgende har vi laget et forslag.

BELASTVIRK-rapporten skal bestå av **del-rapporter for hvert vannområde** (=vassdragsområde med tilhørende marint influensområde) som nedbørfeltdistriktet består av. Delrapportene skal inneholde:

1. Beskrivelse av drivkrefter i samfunnet som fører til belastninger – anslå utviklingen i disse fremover.
2. Beskrivelse av de viktigste belastninger som virker på de ulike kategoriene av vannforekomster (elver, innsjøer, overgangsvann, og sjøområder).
3. Lage en helhetlig liste og kartfremstilling av vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille vanddirektivets mål (dvs VF som har moderat status eller dårligere).
4. Lage separate tilsvarende lister og kart for vannforekomster som er påvirket av de ulike hovedtypene av belastning (forurensning, vannregime-endring, morfologisk endring, biologisk belastning, etc), som viser hvilke vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstiller målene på grunn av den angivne belastning (dvs VF som moderat status eller dårligere pga den aktuelle type belastning).
5. Lage en liste og kart over vannforekomster som er kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster.
6. For hver vannforekomst med risiko for ikke å tilfredsstille målene, gi en tabellarisk beskrivelse av følsomhetskarakteristika, angivelse av status, angi de viktigste belastningene, eventuelt de med samvirke.
7. Gi en beskrivelse av, og referanse til, vurderingssystemer som er benyttet til angivelse av status, og angivelse av grenseverdier. Der hvor man ikke har benyttet noe publisert vurderingssystem, må man beskrive hvordan man har gjort statusfastsettelsen.
8. Gi en beskrivelse av usikkerhet og viktigste grunner til usikkerhet i vurderingene.

5. Karakterisering/identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)

5.1 Bakgrunn

5.1.1 Hvorfor opprette kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster

Mange vannforekomster er påvirket av tyngre tekniske inngrep som påvirker vannføring og vannstand og/eller endrer de fysiske forhold. For mange slike vannforekomster vil det være urimelig kostbart, miljømessig uheldig og i enkelte tilfeller praktisk umulig å oppnå vanddirektivets generelle mål om ”god økologisk status”. Vanddirektivet åpner i artikkel 4 for at det kan settes spesielle miljømål for slike vannforekomster, og at de samles under kategoriene ”kunstige” og ”sterkt modifiserte vannforekomster”.

Kunstige vannforekomster er lite vanlig i Norge. Vi vil derfor anbefale at disse samles under benevnelsen sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF).

I artikkel 4(3) er unntaksbestemmelsene formulert slik (sitat):

- ”Medlemsstatene kan utpeke en vannforekomst som kunstig eller sterkt modifisert dersom*
- a) de endringer i vannforekomstens hydromorfologiske egenskaper som er nødvendige for å oppnå god økologisk status, ville ha vesentlige negative virkninger på*
 - i) miljøet generelt,*
 - ii) navigasjon, herunder havneanlegg, eller fritidsaktiviteter,*
 - iii) aktiviteter som ligger til grunn for vannmagasineringen, for eksempel drikkevannsforsyning, produksjon av elektrisitet eller jordvanning*
 - iv) vannregulering, flomvern, drenering, eller*
 - v) annen like viktig bærekraftig menneskelig virksomhet*
 - b) de nyttige formålene for den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten på grunn av teknisk gjennomførbarhet eller urimelige kostnader ikke med rimelighet kan oppnås på andre måter som miljømessig er vesentlig bedre.*

En slik utpeking med begrunnelse skal nevnes spesifikt i de forvaltningsplaner for nedbørfelt som kreves i henhold til artikkel 13 og som skal revideres hvert sjette år.”

Under den felles europeiske implementeringsstrategien for vanddirektivet (Common implementation strategy - CIS) er det utarbeidet en detaljert veiledning for identifisering og utpeking av kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster. Dokumentet ”Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies” beskriver en trinnvis prosess for identifisering og endelig utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster.

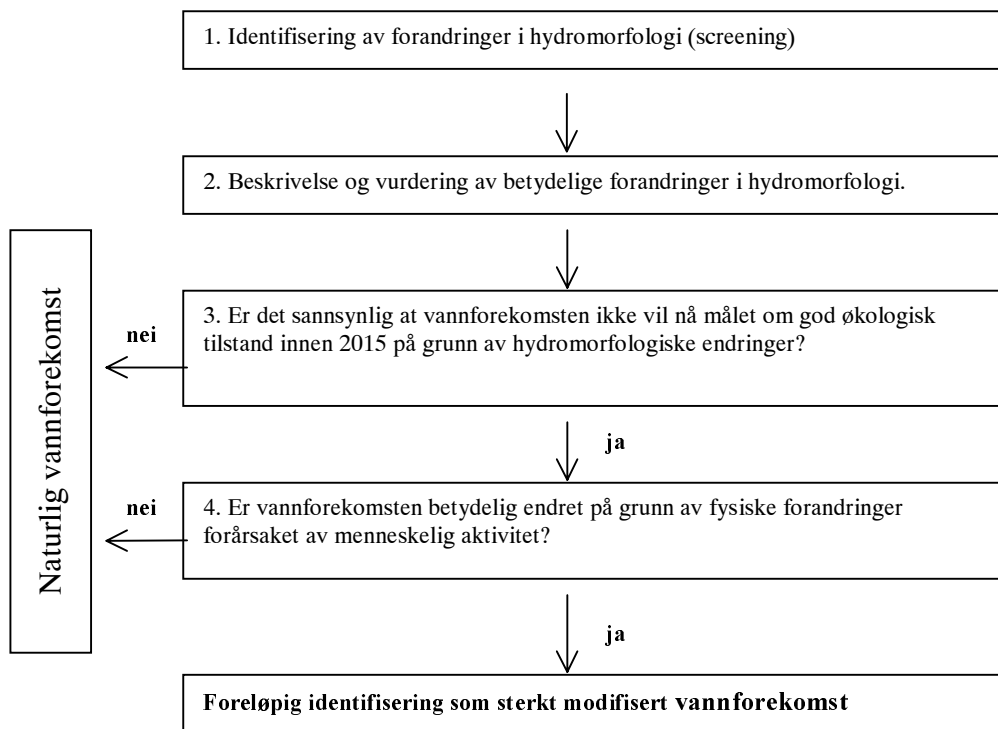
I det følgende er denne veiledningen forsøkt tilpasset norske forhold.

5.1.2 Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster innen 2004

Oppgavene som skal gjennomføres innen 2004 er begrenset til å foreta en foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster. Dette skal skje parallelt med den generelle inndelingen av vannforekomster (beskrevet i kapittel 3) og fastsettelse av foreløpig status for disse (beskrevet i kapittel 5).

Eksisterende kunnskap om fysiske forandringer og økologisk status i nedbørfeltene skal legges til grunn for vurderingen. De vannforekomster som sannsynligvis ikke vil nå det generelle målet om god økologisk status innen 2015, skal foreløpig identifiseres som sterkt modifiserte vannforekomster.

Denne veiledningen beskriver prosessen frem mot foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster innen 2004. **Figur 5.1** viser den trinnvise fremgangsmåten for de oppgavene som skal gjennomføres innen 2004.



Figur 5.1. Trinnvis fremgangsmåte ved foreløpig identifisering som sterkt modifisert vannforekomst

5.1.3 Endelig utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster innen 2008

For alle vannforekomster som i karakteriseringen blir foreløpig identifisert som sterkt modifisert skal det gjennomføres en test for å vurdere om den foreløpige vurderingen er riktig. Her skal blant annet følgende aspekter vurderes:

- mulige restaureringstiltak,
- alternativer å oppnå nytten av tiltaket på,
- kostnad for restaureringstiltak,
- miljøkonsekvenser av restaureringstiltak,
- teknisk gjennomførbarhet av restaureringstiltak.

Denne prosessen er illustrert i vedlegg 10.4.5 II.

På bakgrunn av vurderingene vil det kunne konkluderes med om vannforekomsten er sterkt modifisert, eller om det er mulig å nå målet om god økologisk status og vannforekomsten dermed skal betraktes som naturlig.

5.1.4 Godt økologisk potensiale skal nås innen 2015

Det generelle målet om god økologisk status gjelder ikke for sterkt modifiserte vannforekomster. Vanddirektivet stiller derimot krav om at ”godt økologisk potensiale” skal nås innen 2015. Godt økologisk potensiale er den tilstanden som eksisterer når alle mulige restaureringstiltak som ikke hindrer utbyggingsformålet, og som er samfunnsøkonomisk ønskelige, er gjennomført. Kravet om god vannkvalitet gjelder også for sterkt modifiserte vannforekomster.

Mulige restaureringstiltak for vannforekomstene skal beskrives i handlingsprogrammene for nedbørfeltdistriktene. Tiltak kan også gjelde forbedringer av de tekniske installasjonene. Handlingsprogrammene skal være utarbeidet i utkast innen 2008 og som endelige planer innen 2009.

5.2 Hva kjennetegner en sterkt modifisert vannforekomst

For å bli kategorisert som sterkt modifisert må en vannforekomst være vesentlig forandret av et fysisk inngrep og det skal være biologiske avvik fra naturtilstanden som skyldes de aktuelle inngrepene.

Hydrologiske endringer alene, altså bare endret vannføring, er etter direktivet i utgangspunktet ikke nok til å definere en vannforekomst som sterkt modifisert. Endringer i vannføringer, og dermed også av strømhastighet, fører imidlertid i de aller fleste tilfeller til endret sedimenttransport og dermed endrede bunnforhold, som klart er en hydromorfologisk endring. Siden det i mange norske vassdragsreguleringer er magasiner og elvestrekninger med sterkt redusert vannføring, bør også dette kunne danne grunnlag for å kategorisere en vannforekomst som sterkt modifisert dersom det også er åpenbare biologiske påvirkninger.

I Suldalslågen har for eksempel sedimenttransporten avtatt med reduserte flomtopper etter regulering. I tillegg fører ofte slik regulering til økt dyrking, med noe åker i stedet for tidligere bare eng, nærmere elva. Dessuten kan både menneskelig aktivitet som f.eks. bygging av skogsbilveier og naturlige prosesser i raviner føre til tilførsler av sedimenter som med en redusert vannføring ikke transporteres ut av elva i samme grad som tidligere.

5.3 Påvirkninger/tiltak som kan medføre kategorisering som ”sterkt modifisert”

Mange ulike påvirkninger kan medføre kategorisering som sterkt modifisert vannforekomst. Disse er oppsummert i **Tabell 5.1**. Det er konsekvensen av hver av påvirkningene på de økologiske forhold som fører til klassifisering av tilstand. Dersom det på tross av påvirkningen likevel er mulig å oppnå målet om god økologisk status innen 2015, skal vannforekomsten kategoriseres som naturlig. En detaljert beskrivelse av hvordan dette vurderes i praksis er gitt i kapittel 4.

Under norske forhold vil særlig vannkraftutbygginger, men også større kanaliseringer, flom og erosjonssikringstiltak, større flomverk og store utfyllinger og masseuttak være de mest aktuelle menneskeskapte påvirkningene som skaper endringer i hydromorfologiske forhold og som kan forårsake at god økologisk status ikke kan oppnås i vannforekomstene.

Tabell 5.1. Fysiske påvirkninger i vannforekomster forårsaket av ulike bruksformål.

Bruksformål	Samferdsel	Flom- og erosjonssikring	Vannkraft-utbygging	Jordbruk, skogbruk og havbruk	Vann-forsyning	Urbanisering og industri	Uttak av naturressurser
Dammer og terskler	¹	X	XXX		XXX		
Opprensning	X	XX	XX	XX	X	XX	
Transportkanaler	XX		XXX			X	
Kanalisering og senking	XX	XXX	X	XX		X	
Forbygging og erosjonssikring	XXX	XXX	XXX	XX		XXX	
Drenering av arealer	XX			XXX		XXX	(X)
Arealbruk i kantsonen	XXX		XX	XXX	X	XXX	
Utfylling	XXX	XX		X		XXX	(X)
Masseuttak	X			X		X	XXX
Fjerning av kantvegetasjon	XXX	XX	²	XXX		XXX	X

x = lite aktuell påvirkning, xx = middels aktuell påvirkning, xxx = meget aktuell påvirkning

5.4 Trinnvis fremgangsmåte for identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster

I veiledning fra EU-kommisjonen er det foreslått en trinnvis fremgangsmåte for å kunne identifisere sterkt modifiserte vannforekomster. Vi vil anbefale at denne også benyttes i Norge. **Figur 5.1** viser de ulike trinnene.

5.4.1 Identifisering av forandringer i hydr omorfologi (screening)

1. Identifisering av forandringer i hydromorfologi (screening).

Den innledende grovsorteringen av sterkt modifiserte vannforekomster bør skje samtidig som nedbørfeltene deles inn i vannforekomster, og tilstanden til hver enkelt vannforekomst beskrives. Kart over inngrepsfrie naturområder i Norge (INON) fra DN/SSB er her et bra verktøy sammen med NVE Atlas.

På kart over inngrepsfrie naturområder i Norge (INON)(www.dirnat.no) er alle tettsteder, inntakspunkter, regulerte magasiner, forbygningpunkter, forbygningslinjer, veier og jernbaner stedfestet med spesifikke symboler. Kartverktøyet er laget for generell arealforvaltning, men er også godt egnet for å identifisere tekniske inngrep knyttet til vann.

Det er ikke mulig å bruke kartene til å vurdere graden av konsekvens, da dette krever detaljerte opplysninger om hver enkelt inngrep.

INON er i hovedsak ment som en kartfremstilling av områder som har en definert avstand til tyngre tekniske inngrep. De områder på kartet som er nært tyngre tekniske inngrep kan likevel bestå av nedbørfelter som har høy eller god økologisk status i vanddirektivsammenheng.

¹ Bruer og kulverter kan ha en utforming som virker som en oppdemming

² fjerning av kantvegetasjon som følge av mer dyrking nær elva pga. mindre flom etter regulering

I kartverktøyet NVE Atlas (www.nve.no) er alle vannkraftverk, magasiner, dammer, vanninntak, vannveier og flomsikringsanlegg stedfestet. Det er i tillegg gitt en rekke opplysninger om hvert enkelt av tiltakene, for eksempel reguleringsgrensene for magasiner og høyde og lengde på dammer. Vannføringsdata i elver og bekker ligger ikke inne i NVE Atlas.

For opplysninger om vannføring finnes data for en rekke målestasjoner i NVEs database Hydra II. For detaljerte opplysninger om vannføringen nedstrøms vanninntak og magasiner må det i de fleste tilfeller søkes etter informasjon i konsesjonsdokumentet for hver enkelt vannkraftkonsesjon eller hos konsesjonæren.

NVE har startet arbeidet med å utvikle en elvenettverksdatabase. I denne skal det legges inn opplysninger om vannføring på elvestrekninger. Det er foreløpig usikkert om databasen blir ferdig og kan brukes i karakteriseringsarbeidet under vanddirektivet.

5.4.2 Beskrivelse og vurdering av vesentlige endringer i hydromorfologi

2. Beskrivelse og vurdering av vesentlige forandringer i hydromorfologi.

Her skal det beskrives og vurderes hvor vesentlige de hydromorfologiske forandringene i vannforekomstene er.

I den foreløpige identifiseringen skal vurderingen baseres på eksisterende data. Dersom det ikke finnes opplysninger om vannforekomsten, skal ekspertvurderinger eller modeller legges til grunn. Antatte biologiske og eventuelt også hydromorfologiske virkninger kan da baseres på rene hydrologiske data supplert med eksisterende kunnskap og lokalkunnskap.

Magasiner

I reguleringsmagasiner vil den fysiske hindringen (hydromorfologisk endring) som en reguleringsdam innebærer i seg selv som regel være en faktor som kvalifiserer til sterkt modifisert (selv om det er gjennomført avbøtende tiltak i form av for eksempel fisketrapp, utsetninger av fisk oppstrøms damanlegg). Selve damhøyden og om det økologiske kontinuum i vassdraget påvirkes vesentlig av hindringen vil her være avgjørende.

Når det gjelder hydrologiske endringer er reguleringshøyde en parameter som er lett tilgjengelig i NVE Atlas og i konsesjonsvilkårenes manøvreringsreglement. Utfordringen er at en gitt reguleringshøyde kan ha svært ulik biologisk effekt avhengig av om magasinet er stort eller lite, dypt eller grunt og hvordan fordelingen mellom dypt vann og grunne områder er (dybdeprofil). Det kan derfor være et spørsmål om kanskje reguleringsgrad eller magasinvolument i forhold til totalvolum er et bedre mål på om de hydrologiske endringene er så store at de hindrer god økologisk status i vannforekomsten. Endret gjennomstrømming av vann kan i enkelte tilfeller bety mer for den økologiske tilstanden enn reguleringshøyden. Suldalsvassdraget egner seg ikke godt til å vurdere grensen for reguleringshøyde i forhold til å identifisere sterkt modifiserte vannforekomster, fordi en mangler fluktuasjongrenser mellom 2 og 10 meter.

I vedlegg I er det gitt eksempler på vurderinger av innsjøer med hydromorfologiske forandringer, og hvordan disse er vurdert med tanke på identifisering som sterkt modifisert vannforekomst.

Elver

Elvestrekninger nedstrøms reguleringsmagasiner og mellom elveinntak og utløp fra kraftstasjoner vil som regel ha store endringer i vannføringsregimet og perioder med sterkt redusert vannføring (hydrologiske endringer). Det er foreløpig noe uklart i vanddirektivet i

hvilken grad rene hydrologiske endringer kvalifiserer til kategorisering som sterkt modifisert vannforekomst. Et springende punkt blir dermed om de hydrologiske endringene kan sies å resultere i vesentlige endringer i de hydromorfologiske forholdene (for eksempel gjennom endringer i sedimenttransport og prosesser knyttet til erosjon og sedimentasjon). Både hydrologiske og hydromorfologiske endringer på minstevannføringsstrekninger vil føre til endringer i det biologiske samfunnet, og god økologisk status kan ikke oppnås uten endringer i manøvreringsreglement og minstevannføringer i retning naturlig vannføring.

Minstevannføringsstrekninger vil ut i fra dette i hovedsak enten måtte klassifiseres som sterkt modifisert eller få endringer i minstevannføring slik at en oppnår god økologisk status. Den måten et visst volum slippes på kan også spille inn. I Suldalslågen varieres vannføringen om sommeren av hensyn til fiskeoppgang og utøvelse av fiske istedenfor å holde en konstant vannføring, som ofte er vanlig fra reguleringsmagasin. Endringer i vannføring foretas nå mer skånsomt enn i de første årene etter Ulla-Førreutbyggingen.

Hensiktsmessige grenseverdier for restvannføring i forhold til naturlig vannføring må utredes nærmere. I identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster må det utøves skjønn fra sak til sak basert på eksisterende kunnskap.

§ 10 i lov om vassdrag og grunnvann (Vannressursloven) gir et konkret holdepunkt når det gjelder hva som er ønskelig nedre grense for minstevannføring ved uttak og bortledning av vann. Her er hovedregelen at minst alminnelig lavvannføring skal være tilbake i vassdraget. Spørsmålet er om dette er tilstrekkelig for å kunne nå målet om god økologisk status.

Vannføringsmønsteret nedstrøms et reguleringsmagasin eller et vann vil gradvis nærme seg det normale pga naturlig tilsig fra tilløpselver i restfeltet og der vannet kommer ut igjen fra en kraftstasjon vil vannføringen være mindre endret. Dette vil være avhengig av hvor stor lagringskapasiteten er i magasinene, dvs. i hvilken grad vann holdes igjen i kortere eller lengre perioder. Det må her utvikles kriterier for hvor stort avviket i vannføring kan være i forhold til den naturlige vannføringen før vannforekomsten skal kalles sterkt modifisert. Ved mindre elvekraftverk kan påvirkningen på vannføringen være minimal dersom de tekniske installasjonene hindrer brå utfall.

Vannføringen i Suldalsvassdraget ble sterkt utjevnet på årsbasis i forhold til det naturlige etter Røldal-Suldalreguleringen. Med Blåsjø ble det etablert et flerårsmagasin, og med en slipping som for eksempel førte til en høyere vannføring i Suldalslågen våren og sommeren 1996 enn det ville ha vært under naturlige forhold eller med et mindre magasin.

I vedlegg I er det gitt eksempler på vurderinger av elvestrekninger med hydromorfologiske forandringer, og hvordan disse er vurdert med tanke på identifisering som sterkt modifisert vannforekomst.

Andre typer inngrep

Kanaliseringer, forbygninger, flomverk, utfyllinger og masseuttak vil i hovedsak påvirke arealene i umiddelbar nærhet til inngrepet ved ødeleggelse/endringer i habitat, men kan også påvirke vannføringsregimet nedover i vassdraget. Kanaliseringer kan føre til at vannhastigheten i perioder øker nedover i vassdraget, og dette kan medføre konsekvenser der. Erosjons- og sedimentasjonsprosessene kan påvirkes, med endringer i de økologiske forholdene som resultat. I tillegg vil flere av disse inngrepene hindre naturlige fluviale prosesser og utgjøre barrierer i forholdet mellom selve elveløpet og tilstøtende elveslette/kantsone.

Effekten av kanaliseringer, forbygninger, flomverk og utfyllinger må ses i forhold til omfanget av tiltaket og størrelsen på både hele vassdraget (for eksempel bredden på elva) og

elvenesletta som avstenges gjennom tiltaket. Nedstrømseffekter av kanaliseringer må vurderes fra sak til sak.

5.4.3 Vurdering av sannsynligheten for ikke å nå god økologisk status innen 2015

3. Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk status innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer?

På bakgrunn av informasjonen om vesentlige endringer i hydromorfologiske forhold skal det vurderes om det er sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk status innen 2015. Dersom vannforekomsten har god økologisk status, eller dersom dette målet kan nås ved gjennomføring av tiltak innen 2015, skal den identifiseres som naturlig.

Det er vanskelig å si klart hvor grensen skal gå mellom naturlig og sterkt modifisert vannforekomst. Eksisterende data, ekspertvurderinger og skjønn må benyttes fra vannforekomst til vannforekomst. Usikkerheten vil være til stede etter den foreløpige identifiseringen, men det er når som helst mulig å endre kategorisering av vannforekomsten på bakgrunn av nye opplysninger. Den endelige utpekingen av sterkt modifiserte vannforekomster etter 2004 vil være grundigere og gi en sikrere kategorisering.

Eksempelene som er beskrevet i vedlegg I gir en god pekepinn på hvor grensen mellom naturlig og sterkt modifisert går.

5.4.4 Er vannforekomsten vesentlig endret på grunn av fysiske forandringer forårsaket av menneskelig aktivitet?

4. Er vannforekomsten vesentlig endret på grunn av fysiske forandringer forårsaket av menneskelig aktivitet?

Siste trinn før foreløpig identifisering er en sjekk på om det er menneskelige aktiviteter som er bakgrunnen for hydromorfologiske forandringer.

Det er to krav som gjelder for identifiseringen av sterkt modifiserte vannforekomster:

1. Årsaken til at god økologisk status ikke kan oppnås er fysiske endringer av hydromorfologiske karakteristika. Kjemiske påvirkninger danner ikke grunnlag for kategorisering som sterkt modifisert vannforekomst.
2. Vannforekomsten må være vesentlig endret i karakter. Vannforekomsten skal både være hydrologisk og morfologisk endret. Endringen skal være permanent.
3. Endringen må være forårsaket av et spesifikt bruksformål nevnt i direktivets artikkel 4(3).

5.4.5 Foreløpig identifisering som sterkt modifisert vannforekomst

Når denne prosessen er gjennomført vil de elvestrekninger, innsjøer og kystområder som har vesentlig endringer i hydromorfologiske forhold være foreløpig identifisert som sterkt modifiserte vannforekomster.

5.5 Sterkt modifiserte vannforekomster i Demo-områdets sjøområder

Det er i første omgang 2 områder som kan tenkes å være kandidater til SMVF i Demo-områdets sjøområder. Dette er

- Havneområdene rundt Stavanger
- Hylsfjorden

5.5.1 Stavanger havn som SMVF

Den lokale implementeringen av vanddirektivet i Stavangerområdet blir således en prøvestein for hvordan et havneområde i vanddirektivforstand, skal forstås og enhetlig defineres. Av praktiske grunner bør termen 'havn' unngås slik at en unngår misforståelser mellom 'et SMVF-indrehavnebasseng' i vanddirektivsammenheng og begrepet havn som benyttes av lokale Havnevesen. Nedbyggingen av den naturlige strandsonen utgjør det en vesentlig fysisk endring som fører til at det littorale økosystem ikke kan fungere. Å flytte havnen vil ikke gi noen miljømessig gevinst totalt sett, dessuten vil det være forbundet med uforholdsmessig store kostnader. Et intensivt drevet havneområde tilfredsstiller i så måte kravet til SMVF. Det er imidlertid vanskelig å trekke den ytre grensen for et slikt område. Et forslag til ytre grense kan være der hvor forurensede sedimenter ikke lenger gjør seg gjeldende.

Et konkret forslag er å definere er det topografisk naturlige vannbassenget mellom Stavanger by og Hundvåg, merket med rødt i Figur 10.11 (02.42.01.07.01), som et 'sterkt modifisert havnebasseng'. Ut fra lokal kunnskap kan også andre deler av fjordområdet inkluderes som f.eks. Stavangerfjord_ytre (02.42.01.07.02) og Hillevågen (02.42.01.07.03).

Det virker nokså opplagt at større og travle havneområder bør karakteriseres som SMVF, men det er en vanskelig oppgave å avgrense disse rent geografisk.

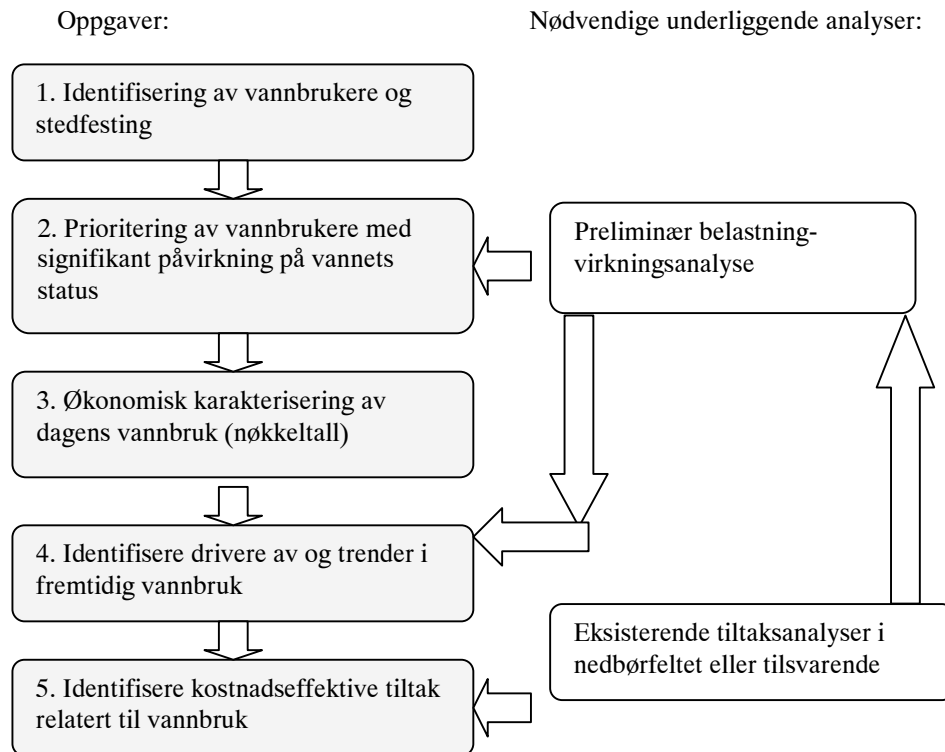
5.5.2 Hylsfjorden som SMHF?

Røldal-Suldalsreguleringen har resultert i at Hylsfjorden har fått betydelig mer ferskvannsgjennomstrømning enn tidligere. Dette har avstedkommet at overflatelagene er mye ferskere enn tidligere, og det har blitt isproblemer der om vinteren. Endringen må sies å være permanent siden det er forbundet med store kostnader å flytte eller legge ned Hylen kraftstasjon. Fjoren har således endret karakter. Det er imidlertid ikke sikkert at den ikke vil tilfredsstille kravet til god økologisk status som følge av endringen. Til å begynne med etter overføringen, var det av og til oppblomstring av en giftig algeart (*Prymnesium sp*) som man satte i forbindelse med reguleringen. Algeproblemet har imidlertid avtatt. Det reduserte saltinnholdet i overflatelagene har ikke resultert i oksygenproblemer i dypvannet, utskiftingen her er fortsatt god. Det finnes mange fjorder i Norge med stor ferskvannspåvirkning uten at noen har tenkt på at de har dårlig økologisk status av den grunn.

Hylsfjorden synes i utgangspunktet ikke å være noen opplagt kandidat til SMVF, og må utredes mer i detalj for å kunne ta klart stilling til dette.

6. Økonomisk analyse av vannbruk

Følgende veiledning er en sammenfatning av WATECO Guidance Document og en forenklet fremstilling av rapporteringskravene for 2004 innen økonomisk analyse av vannbruk. De generelle oppgavene i økonomisk av vannbruk, oppsummeres i flytdiagrammet nedenfor



1. Identifisering av vannbrukere og stedfesting

Direktivet krever at rapportering skal desaggregeres for minst tre store kategorier med "vannbrukere":

- husstander
- industri
- landbruk

Videre inndeling kan være hensiktsmessig for økonomisk viktige næringer som er vannbrukere. I Norge er det hensiktsmessig at vannkraft og akvakultur beskrives i tillegg til disse tre hovedkategoriene.

Hver sektor vannbruker beskrives ideelt med:

- Kart-utdrag over nedbørfeltet
- Identifisering/stedfesting av større vannbrukere

En kartfremstilling av befolkningstetthet, større industrianlegg, landbruksarealer, vannkraftverk etc. bør lages. Informasjonen skal fremstilles på nedbørfeltsdistrikts-nivå. I Norge vil kartskalaen for denne informasjonen typisk være sammensatt av flere 1:50 000 eller ett 1:250 000 kart.

Eksempel på identifisering og stedfesting av vannbrukere gis i vedlegg.

2. Prioritering av vannbrukere med signifikant påvirkning på vannets status

Eksempler på identifisering av vannbrukere og stedfesting finnes i vedlegg.

Prioritering er nødvendig for å greie rapporteringskravene innenfor tidsrammen som er gitt av Rammedirektivet. Vannbruk som er tiltaksrelevante under Rammedirektivets målsettinger skal ha en signifikant påvirkning på vannets status. Signifikante vannbrukere må identifiseres i en belastnings- og virkningsanalyse (eller “pressure-impact analysis” som angitt i IMPRESS veilederen). Belastning-virkningsanalysen vil måtte være preliminær og/eller basere seg på eksisterende tiltaksanalyser, fordi den må gjøres forut for en prioritert økonomiske karakterisering av vannbrukere i nedbørfeltet.

Et praktisk tilleggskriterie er at vannbrukere som er relevante/signifikante for tiltaksvurdering må være i brukerkonflikt. Brukerkonflikter kan gis en økonomisk vurdering gjennom eksterne virkninger som en bruker påfører en annen, også kalt miljø- og ressurskostnader. Brukerkonfliktmatriser er ikke nevnt i WATECO, men en fremstilling av vannbrukere på denne måten er likevel et verktøy for å gi en oversiktsmessig økonomisk karakterisering av nedbørfeltet og forberede datainnsamling om miljø- og ressurskostnader ved vannbruk.

Et eksempel på prioritering av karakterisering basert på brukerkonfliktmatrise og en preliminær vurdering av belastning-virkning gis i vedlegg.

3. Økonomisk karakterisering av dagens vannbruk (nøkkeltall)

Nøkkeltall for vannbruk på nedbørfeltetsnivå skal fremstilles. Offentlig statistikk vil være tilgjengelig på sektornivå, eller eventuelt på fylkes- kommunenivå. For demoprojektene vil kommunegrenser ikke samsvare med demo-nedbørfelt. Dette problemet vil trolig være mindre for analyser på nedbørfelt-distrikter fordi de ofte vil samsvare med fylkesdefinisjoner.

Vannbrukere eller sektorer som ikke har signifikant påvirkning på vannstatus og/eller ikke er i brukerkonflikt med andre kan utelates fra rapporteringen.

Større individuelle vannbrukere innenfor nedbørfeltet med signifikant påvirkning på vannstatus i bestemte vannforekomster bør beskrives særskilt. **Tabell 2** er en oppsummering av de viktigste vannbruksvariablene nevnt i Anneks II og III av Rammedirektivet.

Akvatiske arter av økonomisk betydning skal identifiseres i den økonomiske analysen – i praksis arter relatert til fritidsfiske, yrkesfiske og oppdrett.

Tabell 2. Karakteriseringsvariable for vannbrukere på nedbørfeltsnivå (generelle)

Vannbrukere med signifikant påvirkning	Lokalitet	Vannuttak	Utslipp	Inngrep	Produksjon	Omsetning	Ansatte
Brukertype 1 (nedbørfelt)	Totalt antall aktører	Total	Total	Totalt antall	Total	Total	Total
Bruker 1 (navn, nr.)	Stedsnavn georef.	m ³ /år	kg/år forurensnings-stoff	Antall, beskrivelse	Produkt/tjenesteheter	Kr./år	Antall årsverk
Bruker 2 etc.							
Brukertype 2 etc.							

Merknad: totale tall per nedbørfelt

4. Identifisere drivere av og trender i fremtidig vannbruk

Direktivet krever også en vurdering av faktorer som driver fremtidig vannbruk og at dette blir en regulær aktivitet i rullering av tiltaksanalyser på nedbørfelts-nivå (første frist 2009).

Drivere skal ligge til grunn for et basis-scenarie og alternative trender for vannbruk frem mot 2015. Et basis-scenarie for vannbruk skal utgjøre grunnlaget for å vurdere risiko for ikke å oppfylle Rammedirektivets krav til god vannstatus i vannforekomstene. Identifisering av sektor-spesifikke faktorer som driver vannbruk må gjøres i samarbeid med konsulentene i BELASTVIRK analysen.

Tabell 3. Sektor-spesifikke faktorer som endrer fremtidig vannbruk (uttak/utslipp/inngrep)

Vannbruker	Teknologi- endringer/ Planlagte tiltak og investeringer	Nye økonomiske virkemidler	Nye reguleringer, konsesjons- vilkår, arealbruks-planer osv.
Sektor 1			
Sektor 2			
Etc.			

Merknad: bruk av tabell eller tekstuell fremstilling

Med mindre konsulenten som utfører den økonomiske analysen er godt kjent med sektoren som karakteriseres vil informasjon om faktorer som påvirker fremtidig vannbruk ofte komme fra intervju med vannbrukerne selv. Dette gjelder spesielt konsesjonsvilkår, overføringer og investeringsplaner for de enkelte vannbrukere. Derfor bør informasjon om trender i vannbruken innhentes samtidig som karakterisering av vannbrukere.

I tillegg til bruker-spesifikke faktorer vil noe sektor-overgripende og samfunnsmessige eksogene variable påvirke vannbruk i et nedbørfelt:

- befolkningsvekst
- økonomisk vekst (endring i PNB/cap.)

Som et minstekrav til rapportering for økonomi anbefaler vi at en oversikt over drivere av fremtidig vannbruk utarbeides en i stikkord/ tabellarisk form som over, men tekstforklaring i vedlegg. En kvantitativ vurdering av fremtidige vannbruks-scenarier (uttak/utslipp) vil måtte ligge til grunn for nytte-kostnadsvurderinger av unntak ("derogations", HMWB) fra Rammedirektivets miljømål. Da unntak ikke skal vurderes i 2004 vil et minstekrav til

rapportering kunne være at trender i vannbruk frem mot 2015 vurderes kvalitativt (økning, reduksjon, tiltagende eller ikke).

5. Identifisere kostnadseffektive tiltak relatert til vannbruk

Artikkel. 5 (Annex III) krever at kostnadseffektivitet av tiltak skal vurderes allerede under arbeidet med karakterisering av nedbørfeltet og rapporteringskravet for 2004. Dette skal utgjøre et grunnlag for å utarbeide en tiltaksplan mot 2009. Direktivteksten stiller tildels store krav til denne etappen fordi kostnadseffektivitetsanalysen skal samle inn kostnadseffektivitetsdata som er relevante for tiltak før en teknisk-miljømessig egnethetsvurdering av tiltakene er gjennomført i en tiltaksanalyse.

Vi foreslår derfor at vurderingen av kostnadseffektive tiltak bygger på tidligere tiltaksanalyser som er gjort i relevante nedbørfelt med lignende vannbrukere. Minstekrav til rapportering bør være en oppstilling av disse teknisk-økonomisk relevante tiltakstypene. Listen vil inkludere planlagte tiltak og således være noe overlappende med listen drivere av fremtidig vannbruk (forrige punkt). Der effekt/kostnadstall er tilgjengelige bør disse rapporteres.

Eksempel gis i vedlegg.

6.1 Kostnadsdekking av vanntjenester

Fomålet med beregning av kostnadsdekking i Rammedirektivet er å vurdere om brukere av vanntjenester betaler de langsiktige samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med eventuelle endringer i vannets status. Rapportering for 2004 skal vurdere dagens kostnadsdekking for vanntjenester. Beregning av dagens kostnadsdekking skal legge grunnlaget for å vurdere fullkost prising av vanntjenester overfor vannbrukere innen 2015, i tråd med prinsippet om at forurenseren betaler (PFB). Analysen skal også synliggjøre fordelingen av kostnadene av vanntjenester mellom ulike sektorer husstander, industri og jordbruk. "Full kost" begrepet som brukes i WATECO veilederen inkluderer bedriftsøkonomiske kostnader, fratrukket skatter og overføringer, inkludert miljø- og ressurskostander.

Den generelle prosedyren som er foreslått i WATECO-veilederen for å oppfylle Vanddirektivets krav til rapportering i 2004 skisseres i flytdiagrammet nedenfor.



Minstekrav til rapportering

Vanntjenester som private vannbrukere selv forsyner (f.eks. renseanlegg i industri, egne grunnvannsbrønner i jordbruk, septiktanker i husholdninger) vil i mange tilfelle kunne regnes som bedriftsøkonomisk selvfinansierte. Der dette begrunnes forenkler det rapporteringskravet i 2004 fordi man i prinsippet kan demonstrere full finansiell kostnadsdekking. Miljø- og ressurskostnader bør likevel identifiseres for disse vannbrukerne da de vil være relevante for samfunnsøkonomiske vurdering av unntak fra Rammedirektivets miljømål i neste rapporteringsfrist.

Et minstekrav til rapportering i 2004 bør derfor inkludere beregning av finansiell dekningsgrad, samt skissering av en plan for hvordan identifiserte miljø- og ressurskostnader skal kvantifiseres før neste rapporteringsfrist. Identifisering av økonomiske virkemidler kan foretas, men en vurdering av prising versus andre virkemidler er ikke mulig på dette stadiet uten data om bl.a. miljø- og ressurskostnader.

1. Identifisere og karakterisere vanntjenester

Vanntjenester er definert i art.2 i Rammedirektivet. 'Vanntjenester' ytes til vannbrukere for:

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

I få tilfelle er kostnadsdata offentlig tilgjengelig, et unntak er for vann- og avløp gjennom Kommune Stat Rapportering (KOSTRA). For noen vanntjenester som defineres i direktivet vil det ikke være hensiktsmessig å beregne kostnads dekking fordi tjenestene inngår i annen

produksjon. På grunn av høye kostnader ved å fremskaffe kostnadsdata for disse vanntjenestene vil det sannsynligvis ikke kreves rapportering av kostnadsdekking særskilt for:

- avledning, oppdemming og lagring av vann til produksjon av vannkraft³.
- overvannsoppsamling og bortledning i kommunale overvanns- og avløpsanlegg.

I andre tilfelle må kostnadsdekking for vanntjenestene rapporteres samlet pga. måten tjenesten er betalt eller kostnadsdata samlet inn på i Norge:

- kostnadene for avløpsoppsamling og avløpsrensing vurderes ikke særskilt i KOSTRA
- oppdemming og overføring inkluderes i vannforsyningskostnader i KOSTRA

Jordvanning som vanntjeneste. Der vannet hentes fra kommunalt nett kan man bruk data fra KOSTRA. Det finnes ikke offentlig tilgjengelig statistikk over kostnadene ved privat jordvanning. For rapportering i 2004 kan vi se bort fra privatfinansierte jordvanningsanlegg fordi de per definisjon vil dekke sine egne kostnader. I Norge er det relativt lite intensiv bruk av grunnvann til jordvanning – dersom det ikke kan påvises brukerkonflikter vil det ikke prioriteres i rapportering av kostnadsdekking.

Som minimumskrav til hvilke vanntjenester som skal rapporteres anbefaler vi derfor:

- kommunalt og interkommunalt vannforsyning
- kommunalt og interkommunalt avløp
- jordvanning fra fellesanlegg eller fra kommunalt nett

Hver vanntjeneste karakteriseres med nøkkeltall. Eksempel på identifisering og karakterisering av vanntjenester gis i vedlegg.

2. Identifisere og beregne netto overføringer

En oversikt over skatter og overføringer mellom det offentlige og vanntjenester er nødvendig for en fullstendig bedriftsøkonomisk analyse av hver vanntjeneste. Slike netto overføringer må identifiseres for å få klarhet i hvor mye hver vannbruker faktisk betaler for vanntjenester. Ideelt sett er beregning av netto overføringer en del av den finansielle analysen, men offentlig informasjon om overføringer er ikke tilrettelagt for direktivets definisjon av vanntjenester.

Data om allminnelige skatter og overføringer er tilgjengelig fra SSB aggregert per fylke og sektor. På kommunenivå og for vannbrukere inne nedbørfeltet er data om beskatning og overføringer ofte konfidensialitetsbelagt. Videre skiller ikke KOSTRA eller VREG inntekter per vannbruker av vann- og avløpstjenester slik Rammedirektivet krever (husholdninger, jordbruk, industri).

Som minstekrav bør overføringer som kan knyttes til vanntjenester identifiseres. Dersom overføringer finnes men ikke kan kvantifiseres, bør man skissere en plan for innsamling av data som vil gjøre det mulig å vurdere dette til neste rapporteringsfrist.

³ Arbeidsgruppene for Rammedirektivet og EU Kommisjonen har per september 2003 ikke tatt stilling til om oppdemming og magasinering i vannkraft skal rapporteres som en vanntjeneste. Dersom denne tvetydigheten vedvarer er det sannsynlig at medlemsland vil kunne definere vannkraft som vannbruker der dette er hensiktsmessig for nasjonal rapportering.

3. Beregne finansiell dekningsgrad

Databehovet for beregning av finansiell kostnadsdekking og full samfunnsøkonomisk kostnadsdekking skisseres i tabellen nedenfor.

Tabell 3. Generelt databehov ved rapportering av kostnadsdekking for vanntjenester

Kostnad/inntektspost	Enhet	Kommentar
+ Driftskostnader	€	
+ Vedlikeholdskostnader	€	
+ Kapitalkostnader (ikke miljøtiltak):	€	
avskrivninger	€	
kapitalens alternativkostnader	€	
planlagte investeringer	€	
+ Administrative kostnader	€	
+ Andre kostnader	€	
+ Avgifter (mva mm)	€	
= Total finansielle kostnader (A)	€	
Vann-/utslippspris (/m ³)	€	Prisstruktur per vannbruker
+ Netto overføringer	€	Begrenset offentlig tilgang
= Totale inntekter (B)	€	
Finansiell dekningsgrad (=B/A)	%	Minstekrav til rapportering i 2004
Miljøavgifter / Ressursavgifter	€	
+ Miljøtiltakskostnader	€	Tiltaksanalyser
+ Andre verdsette miljøkostnader	€	Verdsettingsstudier
= Totale miljø- og ressursøkonomiske kostnader (C)	€	
Samfunnsøkonomisk dekningsgrad (=B/(A+C))	%	Målsetting med rapportering

Som minstekrav skal kostnadsdekking beregnes for vanntjenesten som helhet (for eksempel drikkevannsforsyning eller avløpshåndtering). Målsetting for Rammedirektivet er at kostnader og inntekter kunne fordeles på husstander, jordbruk og industri for å synliggjøre eventuell kryss-subsidiering av vanntjenester mellom vannbrukere. En plan for hvordan dette skal gjøres bør oppgis i rapporteringen.

Eksempel på beregning av finansiell kostnadsdekking gis i vedlegg.

4. Identifisere miljø- og ressurskostnader og plan for data innsamling

For vann- og avløpstjenester som har gjennomført avbøtende forsynings- og rensertiltak vil miljø- og ressurskostnader allerede være "internalisert" i de finansielle investeringskostnadene. Der man kan argumentere for at avbøtende tiltak fjerner miljø- og ressurskostnader vil bedriftsøkonomiske og samfunnsøkonomiske kostnader være tilnærmet like og rapporteringen forenkles. Beregning av miljø- og ressurskostnader for vanntjenester vil kunne være ressurskrevende i nedbørfelt der det fortsatt er signifikant konflikt med andre vannbrukere.

Ved første rapportering (2004) vil tilgjengelig informasjon om miljøkostnader i de fleste nedbørfelt være entydig med miljøavgifter og miljøtiltak som faktisk betales eller er

gjennomført. Data vil måtte fremskaffes fra ordinære regnskap. Denne informasjonen vil måtte samles inn via direkte intervjuer med vanntjeneste-ytere der de er private. Andre signifikante miljø- og ressurskostnader bør identifiseres (brukerkonfliktmatrise).

EU-Kommisjonen /ESA vil sannsynligvis forvente at medlemsland har en detaljert plan for hvordan nødvendig data skal fremskaffes frem mot neste rapporteringsfrist i 2009.

Et eksempel på identifisering av miljøkostnader er gitt i vedlegg.

5. Beregne miljø- og ressurskostnader og samfunnsøkonomisk dekningsgrad

Grunnet vanskeligheter med å kvantifisere miljø- og ressurskostnader innen rapporteringsfriste 2004, vil det trolig ikke kreves at samfunnsøkonomisk dekningsgrad rapporteres. For noen nedbørfelt der det eksisterer relevante verdsettingsstudier, eller verdsettingsestimater kan overføres fra andre nedbørfelt, vil det være mulig å gjøre tentative beregninger av samfunnsøkonomisk dekningsgrad.

6. Identifisere virkemidler i tråd med full kostnadsdekking og prinsippet om at forurenseren betaler

Dette skal gjøres som forberedelser for vurdering av virkemidler i handlingsplaner som skal rapporteres i 2009. Prising av miljø- og ressurskostnader i forsyning av vanntjenester til samfunnsøkonomisk selvkost er målsettinger i rammedirektivet. Man kan eventuelt vise til alternative virkemidler som oppnår samme mål.

Som minstekrav bør det som tilstrekkelig å identifisere virkemiddel-typer som er i bruk idag og informasjonskilder som vil kunne brukes til å vurdere effektiviteten av virkemidlene (utredninger, tiltaksanalyser etc.).

6.2 Systematisering av data

Et enkelt tabellarisk format bør brukes for å dokumentere data som ligger til grunn for nøkkeltall som rapporteres i den økonomiske karakteriseringen. For hver vannbruker foreslår WATECO veilederen at informasjons-tilgang og -kvalitet vurderes etter følgende kriterier og rapporteres i oversiktstabeller. Målsettingen er å få oversikt over datamangler som kan hindre økonomisk vurdering av tiltak og virkemidler i handlingsprogrammene for hvert nedbørfelt som skal legges frem i 2009. Dersom karakteriseringen har avdekket behov for nye studier, bør dette også sammenfattes her, evt. inkludert kostnadsanslag for å fremskaffe nødvendig informasjon.

Referanse / potensiell datakilde
Dato
Skala/oppløsning på data
Datakvalitet
Tilgjengelighet
Eventuell kostnad av studier

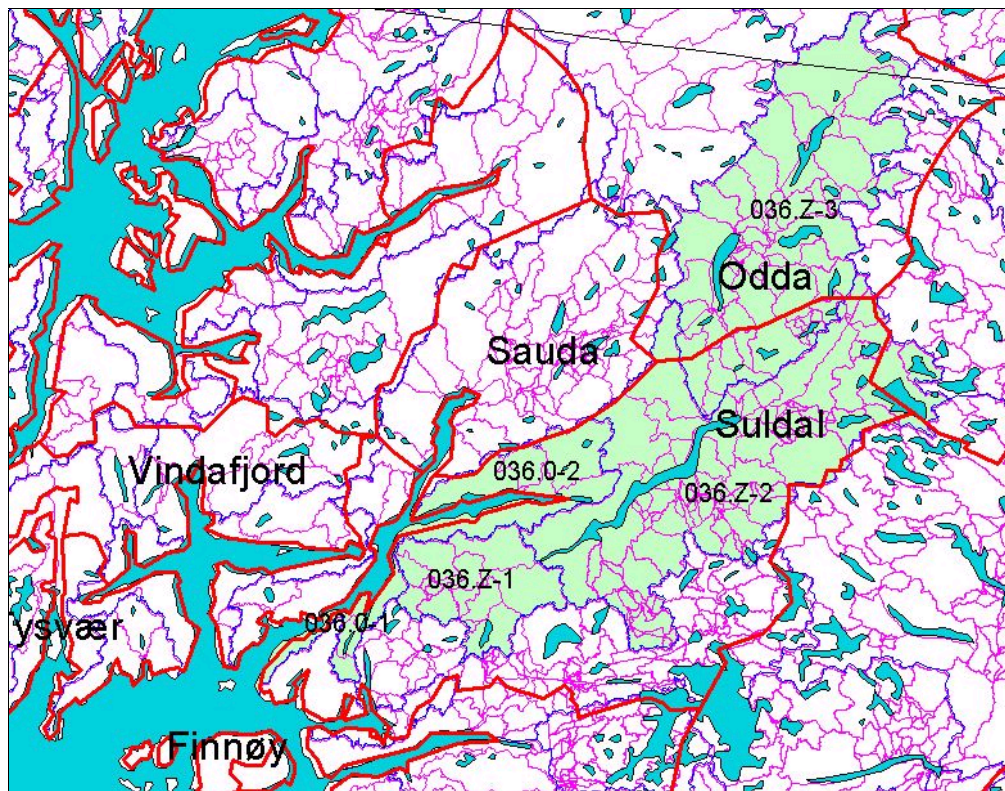
6.3 Oppskalering av økonomiske data fra demonstrasjonsområder til nedbørfeltsdistrikter

Det meste av den økonomiske statistikken av relevanse for den økonomiske analysen av vannbrukere (arealbruk, omsetning, sysselsetting per næring, skattegrunnlag) er bare offentlig tilgjengelig på fylkesnivå, i noen tilfelle kommunenivå.

Det går frem av kartene over demonstrasjonsområdet (**Figur 6.1, Figur 6.2**) at det i utgangspunktet vil være vanskelig å koble hydrologisk informasjon tilgjengelig på REGINE-felt nivå og forurensnings-statistikk tilgjengelig på statistikkområder (TEOTIL), med økonomiske data tilgjengelig på foretaksnivå og kommunenivå. Økonomiske nøkkeltall som omsetning og skattegrunnlag er i tillegg ilagt konfidensialitetsbegrensninger på foretaksnivå samt på kommunenivå der det er 3 eller færre driftsenheter.

Ved økonomisk karakterisering i demonstrasjonsområdene har definisjonen av studieområdene vært en ulempe fordi det er mindre enn eventuelle nedbørfeltsdistrikter og krysser i mange tilfeller kommunegrenser. For rapportering fra nedbørfeltsdistrikter vil innsamling av økonomiske nøkkeltall være noe lettere fordi nedbørfeltsdistrikter i større grad vil samsvare med fylkesgrenser. Dette har bl.a. konsekvenser for beregning av ressursbehov. Generelt vil det være slik at den %-vise feilen ved å bruke kommunedata i forhold til å ha stedfestede data som kan aggregeres til *nedbørfeltsnivå* vil reduseres når analysen skaleres opp til nedbørfeltsdistriktet.

Ved å prioritere karakterisering av de vannbrukerne som har signifikant påvirkning på vannstatus vil problemet med aggregering til nedbørfeltsdistriktsnivå også reduseres. Aggregering vil da gjelde bare de vannbrukere og lokaliteter der det er risiko for ikke å nå direktivets miljømål (dette på den andre siden større krav til belastning-virkningsanalysen).



Figur 6.1. Suldal nedbørfelt (036) med kommunegrens (rødt), statistikkområder (003.1-4 i blått) og reginefelt (lilla). Kilde: NIVA



Figur 6.2. Suldal demonstrasjonsområde (grønt-gult) med kommunegrens (rødt) Kilde: NIVA

7. Ressursbehov i forvaltningen for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann - karakterisering (2004) - Suldal demonstrasjons-område

7.1 Oppsummering

Notatet vurderer ressursbehovet for en fullskala karakterisering av Suldal demonstrasjonsområde (Boknafjord-systemet med nedbørfelt), med ialt 13 kommuner. Estimaten er basert på konsulentene skjønn og en oppskalering av ressursbehovet i demo-prosjektet. Vi finner at ressursbehovet vil ligge mellom kr. 2,4 – 5,4 millioner avhengig av hvordan arbeidet organiseres. Investeringskostnader (f.eks. IKT) er ikke tatt hensyn til.

Vi har ikke kunnet ta stilling til hvor mye av arbeidet kan gjennomføres av forvaltningen og hvor mye som må settes ut på anbud, da forvaltningsmodellen for nedbørfeltsdistriktene ikke var avklart ved arbeidets slutt.

7.2 Innledning

Vurderingen av ressursbehov deles i to:

- (i) kompetansebehov
- (ii) finansielle ressursbehov

Vi har vurdert disse spørsmålene de viktigste karakteriseringsoppgavene mot 2004:

- Identifisering av vannforekomster
- Identifisering av HMWB
- Belastning-virkningsanalyse
- Økonomisk analyse

Vi har ikke tatt stilling til nødvendige ressurser til IKT/GIS-løsninger da dette behandles i et annet oppdrag for direktoratsgruppen.

Anslagene på arbeidsmengde er basert på de individuelle konsulentenes behovsvurdering ved oppskalering av demo-prosjektene til å gjelde fullskala karakterisering for hele Suldals demo-område (Boknafjordssystemet med nedbørfelt).

7.3 Kompetansebehov

Nedenfor følger en tabellarisk oppstilling av kompetansebehov for å utføre karakteriseringen, samt en kort kommentar om rapporteringsoppgaver.

Identifisering av vannforekomster og HMWB (ferskvann)

Rapporteringsoppgave	Fagfelt	Kvalifikasjon	Kommentar
Identifisere nedbørfelter fra REGINE	GIS-kompetanse	<i>Cand.mag./MSc.</i>	Nedbørfeltet består av litt flere regineenheter enn det som er snittet for landet.
Identifisere innsjøer fra NVE Atlas	GIS-kompetanse	<i>Cand.mag./MSc.</i>	
Identifisere fysiske belastninger, bruk av NVE Atlas og INON (fra DN)	Konsulent (ingeniør, naturforvaltnr, biolog?)	<i>Cand.mag./MSc.</i>	
Identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster, fra konsesjonsdatabaser, NVE Atlas og konsesjonsdokumenter	Konsulent (ingeniør, naturforvaltnr, biolog?)	<i>Cand.mag./MSc.</i>	

Identifisering av vannforekomster og HMWB (saltvann)

Rapporteringsoppgave	Fagfelt	Kvalifikasjon	Kommentar
<i>Identifisere kandidater til SMVF</i>	<i>Oceanograf Marinbiolog</i>	<i>MSc MSc</i>	<i>Vurdere fysiske forhold, utskifting etc. Vudere virkninger og risk for ikke å tilfredsstille WFD krav</i>
<i>Kartarbeid</i>	<i>GISkompetanse</i>	<i>Ing/Cand Mag</i>	

7.4 Belastning-virkningsanalyse

Rapporteringsoppgave	Fagfelt	Kvalifikasjon	Kommentar
<i>Marine BELASTVIRK</i>	<i>Oceanograf Marinbiolog</i>	<i>MSc MSc</i>	
<i>Databearbeid</i>	<i>IKT</i>	<i>MSc/Ing</i>	
<i>Kartarbeid</i>	<i>GIS-kompetanse</i>	<i>Caqnd Mag/Ing</i>	

7.5 Økonomisk analyse

Rapporteringsoppgave	Fagfelt	Kvalifikasjon	Kommentar
<i>Økonomisk karakterisering av vannbruk</i>	<i>ressursøkonom</i>	<i>Cand.mag./MSc.</i>	<i>Oppgaven må deles med naturviter for karakterisering av "pressures"</i>
<i>Vurdering av kostnadsdekking vanntjenester</i>	<i>ressursøkonom</i>	<i>Cand.mag./MSc.</i>	

Ingen av rapporterings-oppgavene innen økonomi for 2004 krever ekstern kompetanse fordi den skal være basert på eksisterende offentlige datakilder. Beregning av samfunnsøkonomisk kostnadsdekking krever kompetanse Fylkesmannen ikke har, men dette er ikke med i minstekravet til rapportering i 2004.

7.6 Ressursbehov

7.6.1 Identifisering av vannforekomster (ferskvann)

Ressursbehovet for denne delen av karakteriseringen vil være nokså uavhengig av valget av forvaltningsmodell, og oppgaven bør i stor grad gjøres sentralt.

Kort beskrivelse av arbeidet

Identifiseringen av vannforekomster består av 4 hovedtrinn:

- Kategorisering i gruppene elv og innsjø
- Typifisering av vannforekomsten i innsjøtyper og elvetyper
- Sammenslåing av like vannforekomster
- Ta ut uaktuelle vannforekomster fra vanndirektivets virkeområde

Mye av arbeidet med identifiseringen ligger i valg av system og kriterier for inndelingene (elvenettverk og typifiseringsklasser). Når disse kriteriene er på plass er selve identifiseringen relativt lite arbeidskrevende sammenliknet f.eks med belastning- virkningsanalysen.

Hvis en tar utgangspunkt i REGINE-enheter som anslag på antall elvestrekninger så er dette ca. 320 stk for Suldalslågen sitt vedkommende. I tillegg kommer innsjøene i nedbørfeltet som må skilles ut fra REGINE-enhetene som egne vannforekomster. Hver av vannforekomstene må gis en kode som angir kategori innsjø eller kategori elv. Dette arbeidet er kalkulert til 2 ukeverk for Suldalslågen når en tar med at grensene for enkelte REGINE-enheter må endres for å hindre overlap med innsjøobjekter.

Metoden for identifisering av vannforekomster vil sannsynligvis bli endret til å ta utgangspunkt i NVE's elvenettverk når dette er ferdig. Dette vil redusere arbeidsmengden med inndeling i kategoriene elver og innsjøer til i størrelsesorden 1-2 dagsverk for Suldalslågens nedbørfelt.

Ressursanslag kategorisering: maks. 2 ukeverk, min. 1-2 dagsverk (avhengig av metoden)

Neste trinn er at hver vannforekomst må tilegnes en typifiseringsklasse og vannforekomster kan i enkelte tilfeller måtte splittes opp når grenene for typifiseringskriterier skjærer gjennom REGINE-enheter eller elvenettverksenheter. Kriteriene for typifisering er foreløpig ikke endelig bestemt, men det ligger an til bruk av kriterier som marin grense, tregrense, innsjøstørrelse, innsjødyb, nedbørfeltstørrelse (for elver) og geologi (kalsiuminnhold, alkalinitet, humusinnhold og fargetall). Datagrunnlaget her vil stort sett være opplysninger som kan hentes ut fra det nasjonale kartgrunnlaget over nedbørfelt, innsjøer og elver og fra nasjonale databaser som Vassdragsregisteret. Unntaket er parameterene for typifisering etter geologiske forhold der en må bruke diverse databaser på vannkjemi i lokal og regional forvaltning og i nasjonale forskningsinstitutter og i nasjonale databaser. For en rekke forekomster vil det ikke foreligge data på alle parameterene og det må gjøres modelleringer og ekspertvurderinger for fastsettelse av typifiseringsklasse.

Ressursanslag typifisering: Maks 5 ukeverk, min. 3 ukeverk (avhengig av datatilgangen på de geologiske parameterene)

Trinn 3 og trinn 4 i identifiseringen ansees først og fremst å være en aggregeringsoppgave for bestemte formål som f.eks presentasjon av data om tilstand.

Med elvenettverket som basis vil det ikke være aktuelt å fjerne enheter fra basisinndelingen (elvenettverket), heller ikke å slå sammen enheter i elvenettverket, men å knytte ulike typer informasjon til de ulike enhetene i nettverket slik at noen tema vil framstå som mer detaljerte enn selve basisinndelingen mens andre vil være mer aggregerte enn basisen. Oppgavene med sammenslåing og å ta ut uaktuelle vannforekomster som er nevnt i EU'veiledere vil følgelig ikke kreve ressurser etter det opplegget vi foreslår.

7.6.2 Identifisering av HMWB(i ferskvann)

Ressursbehovet for denne delen av karakteriseringen vil være nokså uavhengig av valget av forvaltningsmodell, og oppgaven bør i stor grad gjøres sentralt. Anslagene er for hele Suldalsvassdraget.

Kort beskrivelse av arbeidet

Karakterisering av sterkt modifiserte vannforekomster består av 4 trinn:

1. Identifisering av forandringer i hydromorfologi (screening)
2. Beskrivelse og vurdering av betydelige forandringer i hydromorfologi.
3. Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk status innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer?
4. Er vannforekomsten betydelig endret på grunn av fysiske forandringer forårsaket av menneskelig aktivitet?

Identifisering av forandringer i hydromorfologi (screening)

Det som er usikkert her er i hvilken grad den såkalte BELASTVIRK-analysen vil identifisere endringer i hydromorfologi, og om den analysen er tilstrekkelig som screening.

Vi har her tatt utgangspunkt i at screening av endringer i hydromorfologi skjer separat. Screeningen vil bli gjennomført ved bruk av NVE Atlas og databasen over inngrepsfrie naturområder i Norge (INON).

Screeningen er en typisk konsulentoppgave.

Ressursanslag "screening": maks. 8 dagsverk, min. 3 dagsverk
--

7.6.3 Beskrivelse og vurdering av betydelige forandringer i hydromorfologi

Her må det søkes etter kvantitative opplysninger om hvert enkelt tiltak. For vannkraftutbygging vil konsesjonsdokumentene være mest relevant.

For andre typer tiltak er det verre å skaffe til veie data. NVE har en del opplysninger om flom- og erosjonssikringstiltak og næringsmiddeltilsynet har oversikt over drikkevannsanleggene. Forbygninger, utfyllinger, veier, massetak og fjerning av kantvegetasjon er det vanskeligere å skaffe data over.

Vi har tatt utgangspunkt i at en konsulent skaffer seg konsesjonsdokumentene og lager en oversikt over påvirkningsgrad, i tillegg til å foreta en vurdering av andre tekniske inngrep.

Ressursanslag "beskrivelse og vurdering av hydromorfologiske forandringer": Maks 6 ukeverk, min. 4 ukeverk (avhengig av datatilgangen på hydrologiske og

morfologiske parametre)

Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk status innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer?

Denne oppgaven er til dels overlappende med den forrige, men går et hakk videre ved å vurdere økologiske konsekvenser av de hydromorfologiske forandringene. Her er kombinasjonen av eksisterende data og ekspertvurderinger det mest aktuelle.

Ressursanslag ”vurdering av målet om økologisk status” Maks 4 ukeverk, min. 2 ukeverk (avhengig av eksisterende data)
--

Er vannforekomsten betydelig endret på grunn av fysiske forandringer forårsaket av menneskelig aktivitet?

Dette er ingen stor oppgave, mer en oppsummering av de foregående trinn, og derfor settes det ikke opp behov for ressurser til dette.

7.7 Belastning-virkningsanalyse

BELASTVIRK-analysen er en kontinuerlig hovedprosess i forvaltningen etter EUs vanndirektiv. Å gjennomføre en full BELASTVIRK-analyse for 200-300 problem-vannforekomster er en gigantisk oppgave.

I 2004 skal det gjøres en forenklet BELASTVIRK-analyse. Arbeidsomfanget av denne er vanskelig å lese ut fra selve CIS-guidancen, men dette er bedre bekrevet i Policy dokumentet til veilederen som kom i år: ”Policy summary to the guidance document”. I henhold til denne må den forenklete BELASTVIRK-analysen i 2004 minimum omfatte:

4. Identifisere signifikante belastninger og vurdere utviklingen i disse fremover
5. Identifisere vannforekomster som har risiko for ikke å nå vanndirektivets mål (ikke tilfredsstillende i dag, og/eller trolig ikke i 2015 (har moderat status eller dårligere).
6. Kandidater til sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)

Selv med disse enkle målsettinger kan arbeidsoppgaven lett bli stor. For at man skal greie oppgavene innen 2004, og innen realistiske økonomiske rammer anbefaler vi at det gjøres som følger: Jobben må utføres av personer som har god erfaring i å vurdere miljøpåvirkninger i vann. Man må bruke eksisterende data (databaser – rapporter), data fra tilsvarende lokaliteter, og ekspertvurderinger kombinert med involvering av lokalkjente nøkkelpersoner. Dette siste dreier seg om å spørre, diskutere med ”fagfolk” som er kjent i områdene, f.eks. fra lokal og regional forvaltning, jeger og fiskeforeninger, naturvernforeninger. **Bruk av modeller krever kvantifiserte belastningsdata. Det får man neppe tid til i 2004.**

I henhold til policy-dokumentet behøver man ikke kvantifisere belastningen i rapporten i 2004, men man må angi hvilke som er signifikante og ansvarlige for at vannforekomster kan være i fare for ikke å tilfredsstillende vanndirektivets målsettinger.

Det er dette nivået den økonomiske vurderingen baserer seg på.

7.7.1 Kort arbeidsbeskrivelse av den forenklete BELASTVIRK-analysen:

BELASTVIRK-analysen består av 3 trinn:

1. Identifisere vannforekomster med risiko, inkludert identifisering av kandidater til SMVF
2. Grov-analysere belastningsbildet til risk-lokaliteten og identifisere de signifikante belastningene
3. Rapportering til ESA

7.7.2 Identifisere vannforekomster med risiko, inkl. identifisering av kandidater til SMVF

I ”nedbørfeltdistriktet vårt – Boknafjordsystemet” er det anslagsvis 13 kommuner. Alle kommunene har av erfaring et sted mellom 5-20 ”kjente” vannforekomster som har dårlig status.

De har mange hundre (enkelte har flere tusen) som har god status, mens de fort kan ha rundt 50 vannforekomster som er tvilstilfeller.

Disse siste må man fremskaffe så mye data som mulig fra, både fra vannforekomsten selv, og fra nedbørfeltet, og gå gjennom silingsprosessen.

Arbeidet under dette punktet kan igjen deles i 3:

- i. Fremskaffe data tilknyttet de aktuelle vannforekomstene
- ii. Gå gjennom datakildene, sammenstille data, vurdere disse dataene (siling) for å komme fram til listen over vannforekomster med risiko for ikke å nå målene
- iii. Ta vare på dataene man har sammenstilt (databaser, metadatabaser)

Punkt (i) vil ta 1 ukeverk for hver kommune

Punkt (ii) vil fort ta en halv dag per vannforekomst som skal vurderes. Med ca 50 tvilsvannforekomster per kommune (vannforekomster uten risk blir man fort ferdig med) – dvs ca 25 dagsverk.

Punkt (iii). Dette kan lett bli en stor oppgave, men her har man noe mer tid på seg. Mye data som bare finne i rapporter, må punches på nytt, osv. Man må også her regne med en halv dag per vannforekomst – dvs 25 dagsverk. Arbeidet er en investering som gjør oppdateringsarbeidet for handlingsplaner etter 6 år mye enklere.

Tilsammen blir dette maksimalt ca. 57 dagsverk per kommune – 13 kommuner gir 741, avrundet ca 750 dagsverk i hele nedbørfeltdistriktet.

7.7.3 Forenklet analyse av Belastning- Virkning i vannforekomstene med risiko for ikke å tilfredsstillere målene og identifisering av de signifikante belastninger

Når vannforekomstene med risiko er identifisert i de enkelte kommuner må disse tilordnes de ulike nedbørfelt (vannområder). Tilordningen representerer ikke mye arbeid per vannforekomst, men antall vannforekomster som skal analyseres per kommune vil variere .

Av 50 vannforekomster i tvilstilfelle antar vi her at det er i gjennomsnitt 20 vannforekomster med risiko i hver kommune.

Mye av materialet har man fremskaffet under silingsprosessen, men det vil utvilsomt ta minst 1 dags arbeid per vannforekomst. 20 vannforekomster gir 20 dagsverk per kommune. 13 kommuner i nedbørfeltdistriktet gir maksimalt 260 dagsverk.

7.7.4 Rapportering til ESA

Innen mars 2005 skal man rapportere følgende minimum til ESA.

- Helhetlig kart som viser vannforekomster som er vurdert til å ha risk for ikke å tilfredsstille vanddirektivets mål, og de signifikante forurensningene som forårsaker dette
- Tabell som viser hovedkildene til belastning (f.eks. stoffene)
- Tabell som viser hvor stor prosent av vannforekomstene som ikke tilfredsstiller kravene
- Sammendrag av de viktigste belastningstypene i nedbørfeltdistriktet

Se ellers vårt anbefalte rapporteringsprogram i kapittel 4.

Dette vil anslagsvis ta 25 dagsverk for hele karakteriseringsarbeidet. For rapportering vil informasjonen måtte sammenstilles med arbeidet fra identifisering av vannforekomster, SMVF og økonomisk analyse.

7.7.5 Samlet arbeidsmengde for den forenklede BELASTVIRK i Nedbørfeltdistrikt Boknafjordssystemet

I det ovenstående har vi anslått ut fra erfaring arbeidsmengden for hver operasjon slik vi tror det blir ved valg av enklest mulig framgangsmåte. Den samlede arbeidsmengden blir da 1035 dagsverk. Hvis man sier at det er 220 dagsverk i året blir dette 4,7 årsverk.

Vår erfaring baserer seg imidlertid på å gjøre denne slags analyser i enkelt vannforekomster, f.eks. i forbindelse med tiltaksplanlegging for en bestemt vannforekomst, der man i og for seg har gjort noe av det samme. Her skal man imidlertid gjøre samme operasjon for mange vannforekomster, og man må regne med en del "stordriftsfordeler" samt at man etterhvert får "trening". Ovennevnte anslag må derfor regnes for å være høyt anslag.

Vi tror allikevel at man ikke kan komme lavere enn 1/2 av ovennevnte anslag for belastningsvirkningsanalysen, dvs. ca 2,3 årsverk for Nedbørfeltdistrikt Boknafjordssystemet.

Høyt anslag: 4,7 årsverk

Lavt anslag: 2,3 årsverk

7.8 Økonomisk analyse

Den økonomiske analysen i karakteriseringsfasen (2004) er stort sett en beskrivende oppgave og i den forstand mindre ressurskrevende enn det som ventes i vurdering av tiltak og unntak i handlingsprogrammet (2009).

7.8.1 Kort arbeidsbeskrivelse:

- (om)registrering av økonomiske nøkkeldata kommune til nedbørfeltdefinisjoner (REGINE)

- Økonomisk karakterisering av vannbruk
- Vurdering av dagens kostnadsdekking vanntjenester
- Oppstilling av potensielle tiltak og virkemidler

7.8.2 Registrering av økonomiske nøkkeltalla kommune til nedbørfelt-vis registrering

De fleste økonomiske nøkkeltall som skal rapporteres for vannbrukere er offentlig tilgjengelig på fylkesnivå (verdiskapning, skattegrunnlag) eller kommunenivå (sysselsetting, befolkningsdata, landbrukstelling etc.). For å kunne aggregere tall til nedbørfeltsdistriktet vil det være nødvendig å knytte disse dataene til definisjonen av REGINE eller statistikkområder. Den bedrifts-spesifikke informasjonen i SFTs INKOSYS vil også måtte stedsfestes. Med fordel vil alle disse datasettene kunne søkes på som objekter i et GIS-kart slik det idag er mulig med NVE Atlas for vannkraft-relaterte tema. Inntil videre må kommunevise og nedbørfeltvise data bestilles spesielt fra SSB og dataeierne (f.eks. NVE, Fiskeridirektoratet, SFT). For rapportering i 2004 er mulig at ESA vil akseptere at en del økonomiske nøkkeltall rapporteres aggregert for de kommunene som er en del av nedbørfeltet som karakteriseres.

Dersom det er tilgang til grunnlagsdataene per kommune i bl.a. SSBs databank vil behovet for bestilling av data på oppdrag være minimalt.

Avhengig av løsninger for datatilgang vil det anslagsvis koste kr. 20-50 000 for Suldal demonstrasjonsområde å tilrettelegge/bestille kommunevise data for alle vannbrukere.

7.8.3 Økonomisk karakterisering av vann bruk

Beskrivelse av vannbruk skal minimum desaggregeres for:

- (i) husstander
- (ii) industri
- (iii) jordbruk

I tillegg vil det være ønskelig i Norge å særskilt beskrive:

- (iv) vannkraft
- (v) akvakultur

Nøkkeltall skal presenteres aggregert per nedbørfeltsdistrikt for antall foretak, vannuttak, utslipp, omsetning, sysselsetning og prognoser for vekst (se veileder).

Forutsatt at kommunevise data kan brukes direkte og at man har tilgang til AREALIS, TEOTIL og SSB kommunevise grunnlagsdata anslår vi at aggregert vannbruk i et nedbørfeltdistrikt kan beskrives med 30 dagsverk. Dersom felles databasene ikke er direkte tilgjengelig og kommunene må kontaktes enkeltvis antar vi 90 dagsverk.

7.8.4 Vurdering av dagens kostnadsinndekking for vanntjenester

Finansiell kostnadsdekking for vann- og avløpstjenester kan hentes direkte fra KOSTRA. I tillegg må inter-kommunale selskaper kontaktes separat.

Dersom kommunevise data aksepteres vil denne oppgaven for hele nedbørfeltet ta 7-14 dagsverk.

Vi ser bort ifra denne utgiftsposten dersom Norge velger å tolke oppdemming og uttak i vannkraft utelukkende i sammenheng med vannbruk, og ikke som vanntjenester.

Dersom oppdemming og uttak av vann til vannkraft defineres som vanntjeneste vil det være behov for å vurdere kostnadsdekking. NVE har grunnlagsdata for gjenanskaffelsesverdi for dammer, øvrige reguleringsanlegg, kraftstasjoner og adkonstanlegg som kan brukes som kostnadsgrunnlag. Middelfproduksjon per kraftverk er tilgjengelig i NVE Atlas. Demninger, reguleringsanlegg og kraftverk må identifiseres per nedbørfelt, kostnader og andel av salgsinntekt til distribusjonsselskap beregnes for hvert anlegg, og aggregeres til nedbørfeltnivå. Selv om data finnes er dette et relativt omfattende arbeid. Det vil gjøres raskere dersom NVE bruker intern kompetanse til dette.

Minimum 0 dagsverk. 30 dagsverk NVE eller 60 dagsverk dersom det gjøres av eksterne konsulenter.

For å vurdere samfunnsøkonomisk kostnadsdekking må skatter og subsidier til vanntjenester kvantifiseres. Dette må gjøres per VA- eller reguleringsanlegg. Informasjonen er konfidensiell på dette nivået og må aggregeres opp til nedbørfeltnivå. Det er et omfattende arbeid, spesielt i kraftsektoren. Det vil egne seg best som en tilleggsstudie

Minimum 14 dagsverk dersom bare VA-tjenester vurderes. 60 dagsverk dersom vannkraft skal vurderes som vanntjeneste.

Jordvanning er den minst viktige av ”vanntjenestene” i Norge. Det er ingen offentlige eller representantive data for vannuttak til jordvanning i Norge. Jordvanningsareale per kommune er tilgjengelig fra jordbruksstillingen, men det vil kreves tilleggsspørsmål i telling, eller en separat studie, for å kvantifisere vannbruk. Vannforbruk vil kunne estimeres ved å kartlegge individuelle jordvanningsanlegg per kommune. 1 dagsverk per kommune dersom landbrukskontorene har data tilgjengelig. 5 dagsverk per kommune dersom dette må kartlegges lokalt.

Minimum 13-65 dagsverk.

7.8.5 Opplisting av potensielle tiltak og virkemidler

Dette faller sammen med BELASTVIRK analysen, som vil gi en liste med tiltrenge tiltak. En sammenstilling av kostnadseffektive tiltaksalternativer (BATNEEC) basert på tidligere tiltaksanalyser fra lignende nedbørfelt er tilstrekkelig i denne rapporteringsfasen. 7-14 dager avhengig om felles referanser for kostnadseffektive tiltak er tilgjengelig.

7.9 Sammenstilling av ressursbehov

Vi har i det ovenstående regnet med at alle oppgavene settes ut på konsulentoppdrag. Vi har videre regnet at et konsulent dagsverk koster ca kr. 6400.

Noen av oppgavene vil imidlertid kunne utføres av eksisterende personell i forvaltningen slik at anslaget for ressursbehov vil kunne bli lavere fordi timeprisen også er lavere enn for konsulenter.

Vi har i det ovenstående sett bort fra at eksisterende tiltaksanalyser kan ha gjennomført BELASTVIRK-analyser som samsvarer med metoden under Rammedirektivet. Det vil eventuelt redusere ressursbehovet noe. Dette virker mer sannsynlig for forurensning (f.eks. Tiltaksanalyse for Morsa) enn hydromorfologiske endringer som er typiske for Suldal demonstrasjonsområde.

Imidlertid vil det endelige ressursbehovet sannsynligvis finnes et sted mellom vårt minimums- og maksimumsestimert fordi vi ikke har tatt med følgende kostnadsposter:

- utvikling av IKT-system (f.eks. sammenkobling av NVE Atlas, INON og AREALIS)
- registrering, sammenstilling, bearbeiding av eksisterende dataset på oppdrag (f.eks. aggregering av økonomiske nøkkeltall fra SSB til nedbørfelt via REGINE felt)
- lisensutgifter (f.eks. GIS-kart og software)
- ny kart produksjon (digitalisering)
- uforutsette utgifter grunnet avklaring av arbeidsfordeling og koordinering av evt. nedbørfeltsråd. Dersom ansvaret for implementering deles mellom flere institusjoner vil det være ekstra-utgifter forbundet med koordinering.

Der arbeidet gjennomføres for flere nedbørfeltsdistrikter av gangen vil stordriftsfordelene ved rapportering kunne realiseres. Dersom konsulenter og forvaltning i hvert nedbørfeltdistrikt gjennomfører karakterisering uavhengig av hverandre vil det totale ressursbehovet sannsynligvis bli nærmere maksimumsanslaget enn minimumsanslaget pga at den ”bratte” delen av læringskurven må repeteres for hvert nedbørfeltdistrikt. **Tabell 7.1** oppsummerer ressursbehovet for fullskala karakterisering i nedbørfeltdistriktet Boknafjordsystemet.

Tabell 7.1. Beregnet ressursbehov for fullskala karakterisering av Suldal demonstrasjonsområde (Boknafjordsystemet) (maksimum og minimumanslag)

Oppgave	Deloppgaver	Dagsverk (maks)	Dagsverk (min)	Kommentarer
Identifisering av vannforekomster (ferskvann)				
	Kategorisering	14	2	
	Typifisering	35	21	
	Sammenslåing	0	0	
	Uaktuelle vannforekomster	0	0	
Identifisering av HMWB (ferskvann)				
	Screening	8	0	evt. overlapp med BELASTVIRK
	Beskrivelse og vurdering	42	28	
	Sannsynlighetsvurdering	28	14	
	Oppsummering	0	0	
Identifisering av vannforekomster (marint)				
		7	2	
Identifisering av HMWB (marint)				
		20	10	
BELASTVIRK analyse (ferskvann + marint)				
	Identifisere vannforekomster med risiko	750	375	
	Analyse av Belastning- Virkning	260	130	
	Rapportering til ESA	40	0	evt. overlapp rapportering alle oppgaver
Økonomisk analyser (ferskvann + marint)				
	Bearbeiding av økonomiske grunnlagsdata	14	0	
	Karakterisering av vannbruk	90	30	
	Kostnadsdekking vanntjenester	199	34	
	Opplisting av potensielle tiltak og virkemidler	14	0	evt. overlapp med BELASTVIRK
Totalt (dagsverk)				
		1521	646	
Totalt (kr)				
		9 734 400	4 134 400	
Merkander:				
Antatt konsulent dagsverk (kr.)		6400		

8. Verifisering av tilfellestudiet i Suldalsvassdraget

8.1 Bakgrunn og formål

Som del av fase II av demonstrasjonsprosjektet skal det vurderes om tilfellestudiet (heretter kalt prosjektet) i Suldalslågen som ble gjennomført i 2001 har bidratt til en anvendelig retningslinje for identifisering og utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster.

Tilfellestudiet i Suldalslågen ble gjennomført av NIVA, Statkraft Grøner og LFI Oslo.

I denne rapporten vil følgende dokumenter bli gjennomgått og sammenholdt for å vurdere tilfellestudiets påvirkning av den endelige veikledningen for identifisering av sterkt modifiserte og kunstige vannforekomster:

1. Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies, final version 15 January 2003
2. Toolbox on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies, final version 15 January 2003
3. Heavily modified waters in Europe, case study on the Suldalslågen river, December 2001

Det er gjennomført 34 tilfellestudier i Europa, hvorav 28 elver, 1 kystområde, 2 estuarier og 3 innsjøer. Et tysk konsulentfirma har laget en synteserapport på nærmere 300 sider av alle studiene. Synteserapporten vil ikke bli gjennomgått som del av dette prosjektet.

8.2 Beskrivelse av tilfellestudiet

Tilfellestudiet omfatter nedre del av Suldalsvassdraget fra Suldalsosen (utløpet av Suldalsvatnet) til utløpet i fjorden ved Sand.

Innledningsvis gir studien en grundig beskrivelse av undersøkelsesområdet og dets fysiske forandringer og økologiske status. De tre siste kapitlene omhandler identifisering og utpeking av vannforekomster som sterkt modifisert, og definisjoner av maksimalt og godt økologisk potensiale. Det konkluderes ikke med hvorvidt Suldalslågen endelig skal utpekes som sterkt modifisert. Dette fordi det er usikkerhet knyttet til viljen til å gjennomføre de kostbare tiltakene som må gjennomføres for å oppnå god økologisk status i vannforekomsten.

I de innledende kapitlene har hovedutfordringen vært at det mangler gode data om naturtilstanden og som kan si noe om effektene som er forårsaket av vannkraftutbygging. Ekspertvurderinger er fremhevet som den muligheten en står igjen med. Studien er god på vurdering av andre mulige årsaker til økologiske endringer i Suldalslågen. Det faktum at Suldalslågen fremdeles er i en overgangsfase etter de siste utbyggingstrinnene, og ikke en stabil situasjon, er også fremhevet som vesentlig for analysens utfordringer.

Kapittel 7, identifisering og utpeking av vannforekomster som sterkt modifisert, går rett på utpekingstestene som skal gjennomføres etter karakteriseringen. Det er ikke skilt mellom den foreløpige identifiseringen og utpekingen. Jeg er usikker på om dette skyldes at veiledningsutkastet som forelå i 2001 var uklar på dette punktet, eller om den foreløpige identifiseringen regnes som gjennomført i de innledende kapitlene gjennom beskrivelser av hydromorfologiske endringer og økologisk status.

8.3 Gjennomgang av ”toolbox”

Avsnitt/kapittel fra tilfellestudiet er referert i 3 ulike avsnitt i ”toolbox”.

- kap. 3.1.2, Significant adverse effects on specified uses (s. 81)
- kap. 3.2.3, Assessment of whether ”other means” are better environmental options (s. 94)
- kap. 3.2.4, Assessment of disproportionate costs of ”other means” (s. 105)

Studiens vurdering av restaureringstiltak og alternative tiltak (kapittel 7) er med andre ord vurdert som mest interessant for andre.

Tilfellestudiet er det eneste vannkraftstudiet som er gjengitt i disse kapitlene, og dette kan bety at disse temaene synes å være godt belyst.

8.4 Hvordan har tilfellestudiet bidratt til innholdet i endelig veiledning fra EU?

Det er vanskelig å si i hvilken grad tilfellestudiet har bidratt til utformingen av den endelige veiledningen fra EU-kommisjonen. Totalt 34 tilfellestudier er gjennomført, og resultatet er basert på summen av disse.

Jeg har valgt å se nærmere på tilfellestudiets kapittel 7 om identifisering og utpeking av sterkt modifiserte vannforekomster. Det ser ut som om det er her graden av påvirkning på endelig veiledning har vært størst.

Tilfellestudiet går ikke veldig i dybden i vurderingen av tiltak for å oppnå målet om god økologisk status, men redegjør på en strukturert måte for de mulighetene som eksisterer i Suldalslågen. Den trinnvise fremgangsmåten er helt i tråd med det som er metoden i endelig veiledning fra arbeidsgruppe 2.2, og i så måte må en anta at tilfellestudiet har vært et verdifullt bidrag.

Det virker som studiet i Suldalslågen har bidratt til å klargjøre hvordan aktuelle restaureringstiltak og alternative tiltak skal vurderes for vannkraftprosjekter, og hvordan de økonomiske betraktningene knyttet til tiltakene skal vurderes. En bekreftelse på dette er at tilfellestudiet med små justeringer av strukturen kunne ha vært et resultat av uttesting av den endelige veiledningen fra EU.

9. Litteratur

Berge, D., J. Sørensen, A. Tvede, og T. Østdahl 2003. Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanddirektiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder. Fase 1: Regionale forvaltningsmodeller og –prosesser. NIVA-Rapport 4627-2003., 112 sider.

Størset, L., A. Skiple Ibrekk, og J.R. Selvik 2003: EUs rammedirektiv for vann – Påvirkninger i norske vassdrag og kystområder – tilgjengelighet til eksisterende data., Rapport Statkraft Grøner SG 560511., 81 sider.

CIS-Guidance 2.1: Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive., EU The Commission., 110 pp.

Policy summary document to the CIS Guidance 2.1 on Analysis of Pressures and Impacts: The key implementation requirements of the water framework directive., 9 pp.

SFT 1997a: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen, Bratli og medarb.), Veiledning 97:04., TA-nummer 1468/1997: 31 sider.

SFT 1995: (forfatter J. L. Bratli): Miljømål for vannforekomstene – Forventet naturtilstand., SFT Veileder 95:04., TA-nummer 1141/1995: 41 sider

SFT/DN 1997b Miljømål for vannforekomstene – Retningslinjer for anbefalte miljøkvalitetsnormer., Retningslinjer 97:02, Forfatter Erik Hauan og Lars Størset., TA-nummer 1500/1997: 19 sider.

SFT 1998 Miljømål for vannforekomstene – Hovedveiledning., (Bratli og medarb.), Veiledning 95:05, TA-nummer 1142/1995: 55 sider.

SFT 1995 a Miljømål for vannforekomstene – Tilførselsberegninger (Bratli og medarb.), Veiledning 95:02, TA-nummer 1139/1995: 70 sider.

SFT 1997c: Miljømål for vannforekomstene – Sammenhenger mellom utslipp og virkning. (Bratli og medarb), Veiledning 95:01, TA-nummer 1138/1995: 50 sider.

SFT 1992: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann – kortversjon ((H.Holtan og D. Rosland), Statens forurensningstilsyn, TA-nummer 905/1992: 32 sider.

ALSN (2003). Analyse Economique de la Récupération des Coûts. Premiers chiffres, premières hypothèses, Direction des Etudes, de la Prospective et de l'Evaluation Environnementales, Agende de l'Eau Seine-Normandy (ALSN).

Barton, D. N. (2002). Foredrag for Fylkesmannen Hordaland, Miljøvernvedlingen, April 2002 (Tiiltaksplan for Bergen havn), Interconsult.

Bye, A. S., G. I. Gundersen, et al. (2002). Resultatkontroll jordbruk 2002. Oslo, SSB.

Bye, T. and E. Fjærli (2003). Dagens skattesystem i kraftsektoren - finnes det bedre alternativer?, SSB.

Hovik, Selvik, et al. (2003). Demonstrasjonsprosjekt for Implementering av EUs Vanddirektiv i Vansjø-Hobøl-vassdraget: Fase I, NIVA.

Interconsult (2002). Utviklingen i Vannsjø. Konsekvenser for vannforsyningen, MOVAR.

Kallbekken, S. (2002). Betaling for fellesgoder. Forslag til endringer i miljøvirkemidlene i landbruket, NILF: 144.

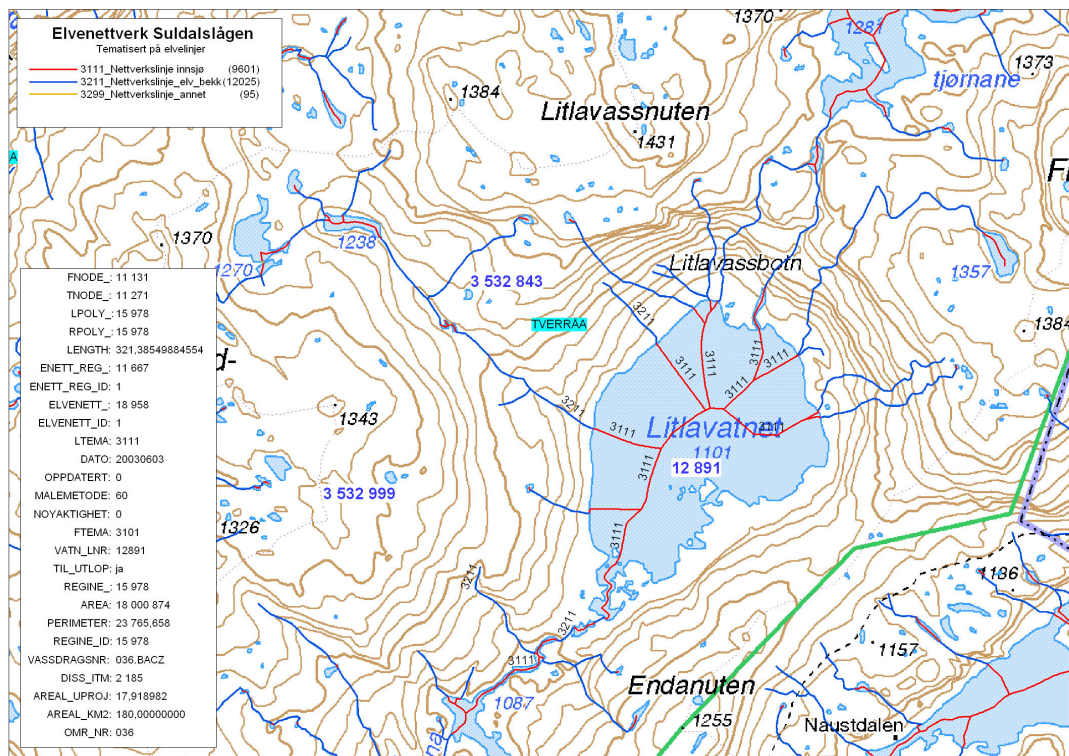
- Lundquist, D. (2003). EUs vanddirektiv. En trussel mot norsk vannkraft og miljøpolitikk? ICHs mini-seminar, Oslo, 5. mai 2003.
- Lyche, A., N. Vagstad, et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.
- Magnussen, K. (1997). Miljømål for vannforekomstene. Vurdering av nytten ved å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet. Oslo, SFT.
- Magnussen, K., O. Bergland, et al. (1995). Overføring av nytte-estimer: status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet, NIVA.
- MOVAR (2001). Overordnet plan for transport av vann. Forslag fra nedsatt arbeidsgruppe., MOVAR (Interkommunalt Selskap for Mosseregionen).
- MOVAR (2002). 2002 Årsberetning, MOVAR Interkommunalt selskap for Mosse-regionen.
- 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, ENCO Environmental Consultants AS for EBL Kompetanse.
- Navrud, S. (2001). "Environmental Costs of Hydro Compared with other Energy Options." International Journal of Hydropower and Dams(2): 44-48.
- Navrud, S. (2001). Miljøkostnader av norsk vannkraft og sammenligning med andre energibærere. Produksjonsteknisk konferanse 2001, 6-7 mars 2001, Gardermoen.
- NIVA, NGI, et al. (2002). Tiltaksplan for Bergen havn, Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelingen: 162.
- NOU (1995). Virkemidler i miljøpolitikken, Miljøverndepartementet.
- SFT (2002). Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 2001, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. Oslo, Statens Forurensningstilsyn og NIVA.
- Slapgård, J., S. Skau, et al. (1998). Erafringsrapport fra arbeidet med beregning av gjenanskaffelsesverdier for særskilte driftsmidler i kraftforetak, NVE.
- Statens_kartverk (2001). Vannforsyning i AREALIS. Forslag til innhold i nytt hovedtema - Sluttrapport, Arealis faggruppe for vannforsyning.
- Størset, L., A. Skiple_Ibrekk, et al. (2003). Påvirkning i norske vassdrag og kystområder. Tilgjengelighet til eksisterende data, Statkraft Grøner, NIVA.
- Toivonen, A.-L., H. Appelblad, et al. (2000). "Economic value of recreational fisheries in the Nordic Countries." TemaNord **2000:604**.
- WATECO (2002). Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.
- WCD (2000). The Glomma and Laagen River Basin in Norway. Final Report Prepared for the World Commission on Dams (WCD), Norwegian Institute for Nature Research, The Eastern Norway Research Institute and Glommen og Laagens Brukseierforening.
- Aas, Ø. and M. van_den_Hemel (1995). Fritidsfisket i Nordre Øyeren: omfang, fordeling og fiskernes holdninger til forvaltning og inngrep, Østlandsforskning.

10. VEDLEGG – utfyllende kommentarer og eksempler til de ulike temaene behandlet foran

10.1 Vedlegg til Identifisering av fer skvannsforekomster

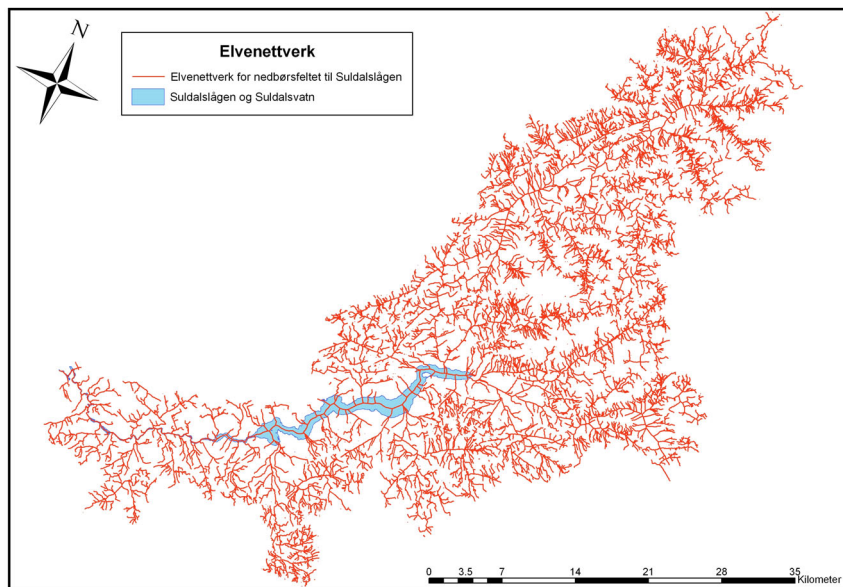
10.1.1 Vedlegg 1. Elvenettet rundt Litlavatnet i Suldalslågens nedbørfelt.

Røde streker angir nettverkssegmenter som representerer innsjøer (merket LTEMA 3111). Blå streker angir nettverkssegmenter som representerer elver/bekker (merket LTEMA 3211). Dataruten til venstre på kartet inneholder opplysninger fra REGINE knyttet til et konkret elvenettsegment fra kartutsnittet.



Figur 10.1 Elvenettet rundt Litlavatnet i Suldalslågens nedbørfelt. Kilde: NVE's elvenett og data fra NVE's REGINE-system framstilt ved bruk av Vanninfo og kartgrunnlag fra Statens Kartverk

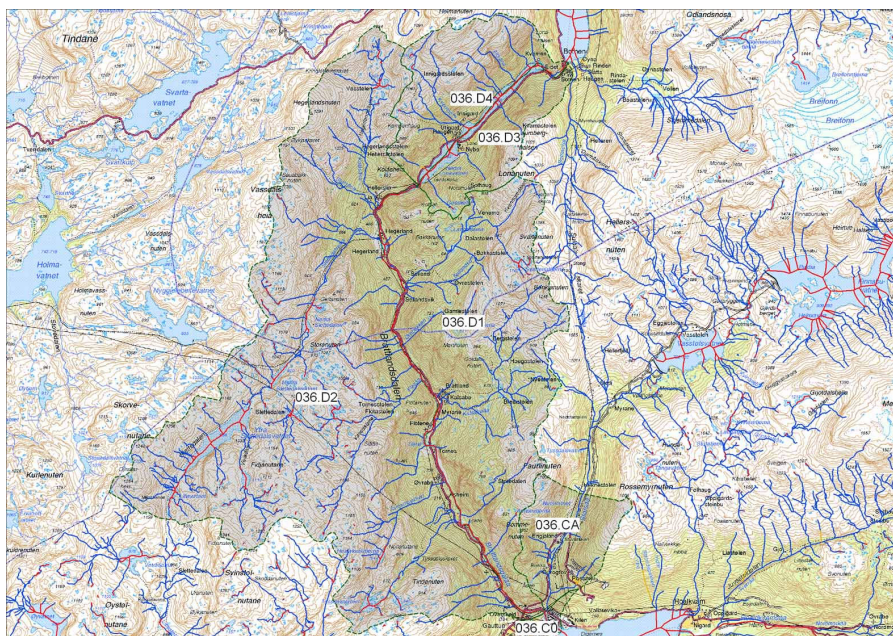
10.1.2 Vedlegg 2. Elvenettet for hele Suldalslågens nedbørfelt.



Figur 10.2 Elvenettet for hele Suldalslågens nedbørfelt. Kilde: NVE's elvenett

10.1.3 Vedlegg 3 Elvenettet for typeområdet Brattlandsåna

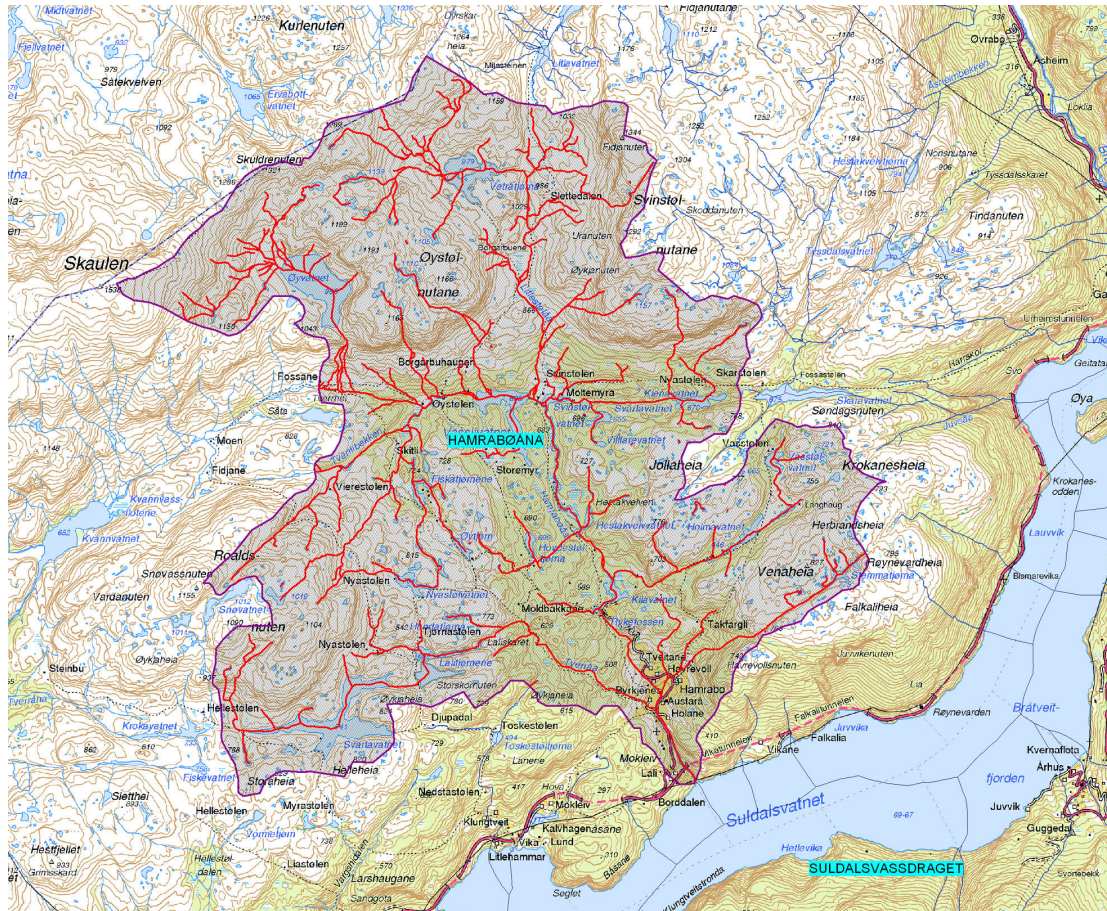
Nettsegmenter som representerer elver er angitt med blå streker og nettsegmenter som representerer innsjøer med røde streker. Nedbørfeltet til Brattlandsåna er avgrenset med bruk av REGINE-enheter



Figur 10.3 Elvenettet for typeområdet Brattlandsåna Kilde: NVE's elvenett og data fra NVE's REGINE-system framstilt ved bruk av Vanninfo og kartgrunnlag fra Statens Kartverk

10.1.4 Vedlegg 4 Elvenettet for typeområdet Hamrabøåna

Elvenettsegmenter innenfor REGINE-område 036.B4Z Hamrabøåna



Figur 10.4 Elvenettet for typeområdet Hamrabøåna Kilde: NVE's elvenett og data fra NVE's REGINE-system framstilt ved bruk av Vanninfo og kartgrunnlag fra Statens Kartverk

10.2 Vedlegg til Typifisering og karakterisering av marine vannforekomster med eksempler

10.2.1 Generelt om marine vannforekomster og vanndirektivet

I vedlegg foreligger en skisse til veileder i marin karakterisering og typifisering. I dette kapitlet forutsettes det at veilederen er kjent slik generelle definisjoner og forståelse av vanndirektivet ikke blir gjentatt her. Enkelte tekstutdrag og tabeller vil bli brukt om igjen her for å gjøre eksemplene fra Suldal, Finnøy og Stavanger mer lesbare.

10.2.2 Identifisering, karakterisering og klassifisering av vannforekomster

Prosessen for inndeling i vannforekomster og vurdering vannforekomsten, kan, som omtalt i innledende kapitler, settes opp med følgende punkter:

1. Vannforekomsten identifiseres på kart.
2. Vannforekomsten karakteriseres med hensyn til:
 - a) fysiske,
 - b) kjemiske og
 - c) biologiske kvalitetselementer
3. Vannforekomsten slås sammen med tilstøtende like vannforekomster.
4. Vannforekomsten tilordnes en vanntype, evt. identifiseres som kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst.
5. Vannforekomsten tilordnes et nedbørfeltdistrikt.
6. Vannforekomstens risiko for ikke å oppnå GOD STATUS evalueres.
 - a) Vannforekomsten klassifiseres ved sammenlikning mot referansetilstand
 - b) Vannforekomsten vurderes med hensyn til belastninger og virkninger
7. Vannforekomstens status fastsettes
 - a) Miljømålet er nådd
 - b) Risikogruppe

10.2.3 Definisjon av overgangsvann og kystvann

Vanndirektivet definerer to kategorier av sjøvann: overgangsvann og kystvann.

Overgangsvann som er blandsonen der elva slutter og kystvannet overtar, er ikke tatt med i den nasjonale veilederen, fordi det ikke er funnet behov for å definere overgangsvann for norske forhold. Overgangsvann er en viktig vanntype på kontinentet hvor store elver munner ut i et delta og tidevannet kontinuerlig beveger det saltere sjøvannet inn og ut i blandsonen. Slike vannforekomsten vil tidvis ha ferskvanns-karakter og tidvis ha sjøvannskarakter.

De typiske norske elvene munner ut i en dyp fjord uten elvedelta og med liten tidevannsforskjell. Fjordene har typisk et brakkvannslag på toppen og saltere dypvann og dette karaktertrekket er definert som en av kystvannstypene. Ingen av elvemunningene i Suldalsområdet strider mot en slik kategorisering til typen kystvann.

Det må imidlertid bemerkes at definisjonen overgangsvann kunne vært anvendt for å kategorisere det vanskelige området mellom elv og sjø, hvor vannet endrer sin kjemiske karakter og påvirker egenskapen til mange stoffer (fra giftige til giftfrie og v.v.). Elvemunninger er også et følsomt område for anadrom fisk på sin vandring opp eller ut av elvene. Med hensyn til typifisering av elver, kan det også være formålstjenelig å ha en ny kategori for den delen av elvestrekningen som har inntrenging av salt dypvann, men morfologisk fortsatt er en typisk del av elveleiet (mao. ikke kystvann).

10.2.4 Marine vannforekomster i Suldal-området

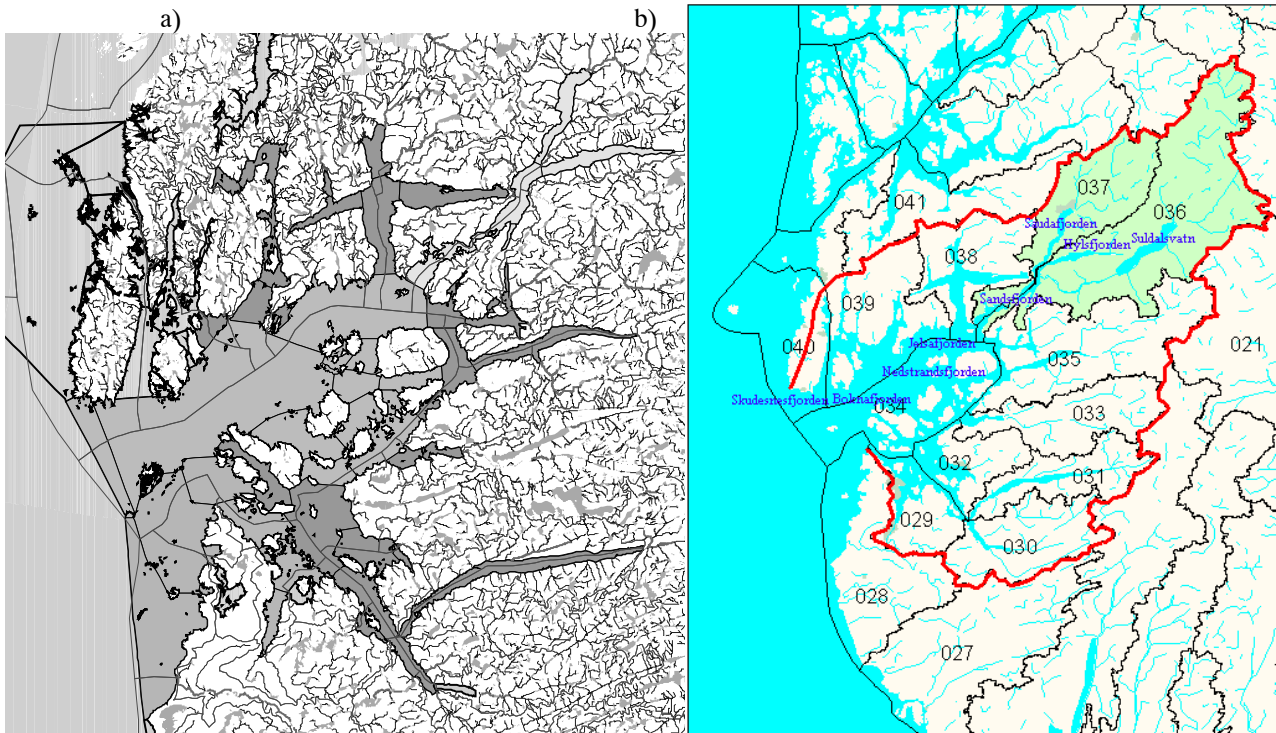
Til identifisering av vannområder i Ryfylke er det knyttet følgende interessante problemstillinger:

- a) grenseoppgang mellom REGINE og Fjordkatalogen,
- b) karakterisering og typifisering av eksempefjorder
- c) aggregering av fjorder og nedbørfelt helt ut til 1 nautisk mil og
- d) gir vannkraftutbygging 'sterkt modifiserte' fjorder

Sjøområder og nedbørfelter som berører Suldal, Finnøy og Stavanger havn, er vist i **Figur 3.1**.

10.2.5 Grenseoppgang mellom REGINE og Fjordkatalogen

Fjordkatalogen er et naturlig utgangspunkt for identifisering av marine vannforekomster. Fjordkatalogen er bygget opp etter en hierarkisk struktur som deler kystavsnitt inn i fjorder/skjærgårdsområder og i mindre bassenger definert ved topografiske elementer. Fjordkatalogen deler kyst og fjordområder inn i 'naturlige' bassenger og grensene er i størst mulig grad trukket ved fjordmunninger, ved terskler eller ved smaleste passasje mellom øyer. Det er i samsvar med vanddirektivet grunnforståelse av en marin vannforekomst, så langt vi har kunnet tolke direktivet og CIS-veilederne. Fjordkatalogen er landsdekkende, men dens tabeller med viktig følgeinformasjon til vannforekomstene er p.t. nokså ufullstendige og den inneholder også noen feil. Ut fra bruk og utesting av Fjordkatalogen i diverse prosjekter ved NIVA, synes den å være et godt redskap for direktivet.



Figur 10.5. a) Vannforekomster definert i Fjordkatalogen (fargede fjordpartier) og Reginededbørfelter (rød linjer). b) Nedbørfeltdistrikt med terrestrisk nedbørfelt (Reginenummer) og Boknafjorden med sidefjorder som marine vannforekomster.

Det anbefales at Fjordkatalogen legges til grunn for nasjonal identifisering og registrering av vannforekomster og at Fjordkatalogen derfor rettes opp og videreutvikles med sikte på å spille en slik funksjon i framtidig forvaltningen.

I **Figur 3.1** illustreres noe av problematikken knyttet til vanddirektivets definisjon av helhetlige nedbørfeltdistrikt som skal strekke seg helt ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen. Til Boknafjorden, som for omtrent alle større norske 'fjorder', strømmet det vann fra flere nedbørfelt og veldefinerte fjorder ut til en sentral fjord som grenser mot havet. Hele sjøområdet med nedbørfeltene bør forvaltningsmessig defineres som et nedbørfeltdistrikt med underinndeling i vannområder.

Fjordkatalogen og NVEs nedbørfelt (Regine) har ikke sammenfallende grenser i sjø (Figur 10.5). Regines grenser i sjø er trukket etter midtlinje-prinsippet og deler således logiske fjordbassenger i flere deler. Det strider mot vanddirektivet grunnforståelse av en vannforekomst. Både Fjordkatalogen og Regine strekker seg omtrentlig ut til grunnlinjen, men de stemmer ikke overens.

Hylsfjorden, Saudafjorden og Sandsfjorden, med Lovrafjorden og Vatlandsvågen (markert med gult i Figur 10.6), utgjør en naturlig fjordenhhet som avsluttes ved munningen av Sandsfjorden mot Nedstrandfjorden. Vann

fra Regineområdene 036 og 037 drenerer begge til dette fjordområdet. Delet mellom Regineområde 036 og 037 går midt i Sandsfjorden og det vil være naturlig å slå disse to regionene sammen til ett vannområde for å tilfredsstille vanddirektivets krav om samsvar mellom terrestrisk avrenningsfelt og marint influensområde. Det betyr at vann- og naturforvaltningsmyndigheter i fellesskap må enes om ett vann/fjordregister som har overensstemmende grenser, dvs. felles grenselinje som definerer overgangen fra elv til fjord (eller grenser mellom elv, overgangsvann og fjord). Det frarådes å beholde Reginedefinerte sjøområder i den utforming de har i dag, da det vil vanskeliggjøre marin forvaltning. Selv om vanddirektivet legger opp til helhetlig forvaltning av store nedbørfeltdistrikt, vil denne forvaltningen være bygget opp av mange små lokale forvaltningsplaner. Det medfører videre at lokale handlingsplaner, med miljømål og tiltaksplaner, aggregere til større planer. I denne prosessen må vannforekomstene lenkes sammen i et vektet vann-nett. Det vil si at enkelt-nedbørfeltene sin f.eks. %-vise bidrag til et fjordområde, legges inn i et vektet register. I neste omgang vil denne vektningen kunne brukes til å beregne kost-nytte ved evaluering av mulige tiltak.

Geografisk inndelingen av vannforekomster er en statlig oppgave som kan settes ut til konsulenter. Det kan oppnås stordriftsfordeler og rasjonalisering dersom regioner eller hele landet inndeles samtidig. Delegering av oppgaven vil medføre et unødvendig opplæringsbehov innenfor et deltema som det vil bli liten bruk for i fremtiden. I tillegg kan delegering av oppgaven gi en ulik inndeling på tvers av landet.

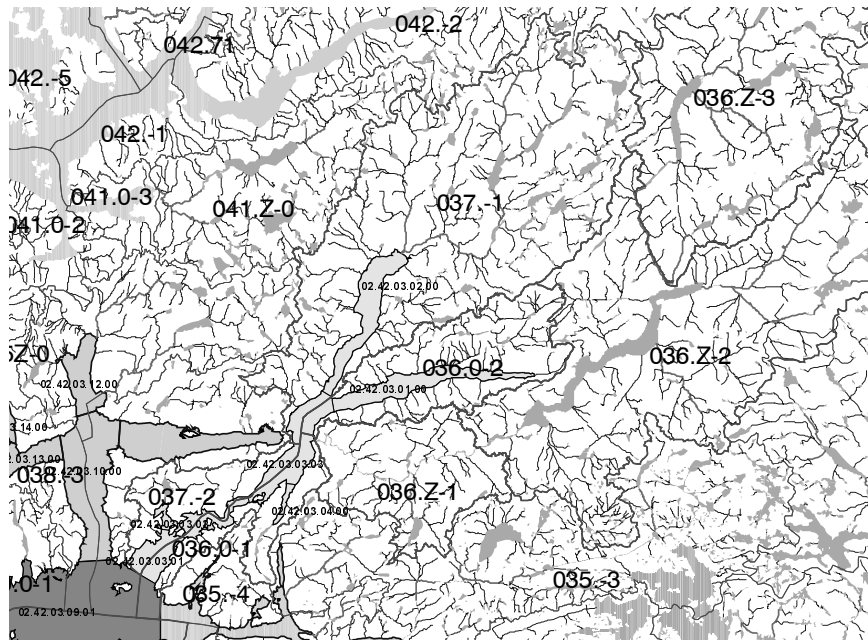
10.2.6 Karakterisering og typifisering av eksempelfjord

Som nevnt innledningsvis skal karakterisering og typifisering skje etter følgende trinn:

1. Vannforekomsten identifiseres på kart.
2. Vannforekomsten karakteriseres med hensyn til:
 - d) fysiske,
 - e) kjemiske og
 - f) biologiske kvalitetselementer
3. Vannforekomsten slås sammen med tilstøtende like vannforekomster.
4. Vannforekomsten tilordnes en vannstype, evt. identifiseres som kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst.
5. Vannforekomsten tilordnes et nedbørfeltdistrikt.

Denne prosedyren er her testet ut på det marine sjøområdet fra Hylsfjorden og ut til åpent hav, så langt mulig innenfor rammen av prosjektet.

Fjordområde	Fjordkatalognummer	Regine: Primære	Regine: Sekundære
Hylsfjorden	02.42.03.01.00	036.0-2	036.Z-1,-2,-3
Saudafjorden	02.42.03.02.00	037.-1	
Sandsfjorden	02.42.03.03.01-03	036.0-1, 037.-2	036.Z-1
Lovrafjorden	02.42.03.04.00	036.0-1, 037.-2	
Vatlandsvågen	02.42.03.03.04	036.0-1, 037.-2	



Figur 10.6. Sjøområder og nedbørfelter som berøres i prosjektet delt inn etter Fjord- og Regine-katalogen. Hylsfjorden, Saudafjorden og Sandsfjorden, med Lovrafjorden og Vatlandsvågen, er markert med gult.

Identifisering på kart

Fra kart og Fjordkatalogen er følgende vannforekomster identifisert: Saudafjord, Hylsfjorden, Sandsfjorden (med 3 deler), Lovrafjorden, Vatlandsvågen, Nedstrandsfjorden, Boknafjorden og Ytre Boknafjorden + 1 n.m utenfor grunnlinjen. Vannforekomstene kan sees i **Figur 3.1** og **Figur 10.6**.

Karakterisering iht. fysiske og kjemiske vanntypeparametre

Neste steg er å karakterisere vannforekomsten etter de vannparametre som er spesifisert i direktivet. Dette er først og fremst fysiske karakteristika og salinitet. En karakterisering av eksempelfjordene i henhold til de viktigste faktorene er vist i Tabell 10.1.

Tabell 10.1. Karakterisering av eksempelfjorder etter anbefalte kriterier for vanntypeidentifisering (CIS-veilederen for kystvann).

Identifikasjon:											
Fjordkatalognummer:			02.42.03.02.00	02.42.03.01.00	02.42.03.03.01-03	02.42.03.09.01	02.42.03.15.00	02.42.00.00.31			
Fjordnavn:			Saudafjord	Hylsfjorden	Sandsfjorden	Nedstrandsfjorden	Boknafjorden	Ytre Boknafjorden			
Obligatoriske faktorer:	Primære karakteriserende faktorer										
Lengde – breddegrad stedfesting av økoregion	Barentshavet Norskehavet Nordsjøen Skagerrak										
			X	X	X	X	X	X			
Salinitet i overflatelaget	ferskvann oligohalin mesohalin polyhalin euhalin	< 0.5 0,5 til 5 (-6) 5 (-6) til 18 (-20) 18 (-20) til 30 høyere enn 30									
			X	X	X						
						X	X	X			
Bølgeeksponering = åpenhet og lengde på vindstrekning	eksponert moderat eksponert beskyttet						X				
			X	X	X	X					
Valgfrie faktorer:	Brukes i den grad de er en avgjørende karakter										
Miksing av vannsøylen	permanent fullstendig mikset delvis lagdelt permanent lagdelt							X	X		
			X	X	X	X					
Oppholdstid På bunnvannet	kort moderat lang	dager uker måneder til år				X	X		X		
			X	X	X						
Strømhastighet	svak moderat sterk	<1 knop 1 knop to 3 knop > 3 knop	X	X	X	X	X	X			
Dyp	grunt intermediært dypt	< 30m 30-50m >50m									
			X	X	X	X	X	X			
Andel tidevannsflete i vannforekomsten	liten stor	< 50 % > 50 %	X	X	X	X	X	X			
Identifiserte vannforekomster			1	1	1	2	3	4			

Ut fra obligatoriske og valgfrie faktorer for identifisering av vanntyper, grupperes eksempelfjordene i 4 ulike vanntyper:

1. ferskvannpåvirket (/sterkt-) fjord
2. beskyttet fjord
3. moderat eksponert fjord/øygard
4. åpen eksponert kyst

Det knytter seg usikkerhet til gjennomsnittlig salinitet i overflatelaget og til graden av miksing i vannsøylen, da datagrunnlaget for denne karakteriseringen er spinkel. Men 4 vann typer synes likevel fornuftig ut fra allmen kjennskap til forholdene. Ved sammenlikning med karakteristika for vann typer i Nordsjøregionen bak i 'skisse til marin veileder', framkommer det enkelte forskjeller i graderingen for noen av faktorene. Det betyr bare at veilederen og nasjonalt valgte natur typer vil måtte justeres etterhvert som karakteriseringsdata foreligger.

Karakterisering etter biologiske, fysiske og kjemiske kvalitetsparametre

Etter at vann typene er bestemt ser en av Tabell 10.1 at 4 av fjordene er kandidater for sammenslåing (vannforekomster med like egenskaper). Men før det kan gjøres må vannforekomstene også vurderes med hensyn på biologiske kvalitetselementer og fysiske /kjemiske støtteparametre, fordi en vannforekomst skal tilhøre en type og ha en helhetlig kvalitet.

Tabell 10.2. Karakterisering av eksempel fjorder etter biologiske, fysiske og kjemiske kvalitets-elementer spesifisert i vanddirektivet.

Fjordnavn:		Indre Saudafjord	Ytre Saudafjord	Hylsfjorden	Sandsfjorden	Nedstrandsfjorden	Boknafjorden	Ytre Boknafjorden			
Identifiserte vann typer		1	1	1	1	2	3	4			
Biologiske kvalitets elementer	N=Normal, A=Avvikende sammenliknet med referanse										
	Planteplankton	n	n	n	n	n	n	n			
	Makroalger	?	n	n	n	n	n	n			
	Vannplanter	-	-	-	-	-	-	-			
	Bunnfauna	a	n	n	n	n	n	n			
Fysiske og kjemiske støtteelementer	Klasse (etter SFTs kval.system)										
Generelt	Siktedyp	2	2	2	2	2	2	2			
	Varmeforurensning	1	1	1	1	1	1	1			
	Oksygenkonsentrasjon	2	2	2	2	2	2	2			
	Næringssalter	2	2	2	2	2	2	2			
Spesifikke forurensninger	Forurensningsklasse for prioriterte og markerte miljøgifter*	5	2	2	2	2	2	2			
Hydromorfologiske støtteelementer	Er følgende forhold endret fra naturtilstand? (J=Ja / N=Nei)										
Morfologi	Bunndypet i vannforekomsten	n	n	n	n	n	n	n			
	Struktur og substrat på sjøbunnen	?	n	n	n	n	n	n			
	Struktur og substrat i strandsonen	?	n	n	n	n	n	n			
Vannstrøm	Retning og styrke av dom. vannstrøm	?	?	?	?	?	?	?			
	Bølgeeksponeringen	n	n	n	n	n	n	n			
Identifiserte vannforekomster		1	2	2	2	3	4	5			

De biologiske kvalitetselementene er planteplankton, makroalger, vannplanter og bunndyr, mens vanlige hydrofysiske/-kjemiske og miljøgifter utgjør essensielle støtteparametre.

Datagrunnlaget for biologisk karakterisering var spinkelt og støtter seg på lett tilgjengelige rapporter fra området, som absolutt ikke dekker hele området for de aktuelle parametre. Karakteriseringen må derfor betraktes som 'ekspertvurdering' som er tillatt der hvor datagrunnlaget i første omgang ikke er tilgjengelig.

Slå sammen like vannforekomster

I den grad to inntilliggende vannforekomster tilhører samme vanntype og har samme økologiske tilstand, kan de slås sammen til en vannforekomst. Men som det framgår av den biologiske, fysiske og spesielt den kjemiske karakteriseringen i **Tabell 10.2**, er det her også nødvendig å splitte Saudafjorden i to vannforekomster. Det indre bassenget er sterkt forurenset av miljøgifter som det bl.a. framgår av rapporten referert i **Figur 10.7**, og den høye miljøgiftbelastningen har også ført til redusert bunnsfauna. Indre del av Saudafjorden får dermed en redusert økologisk tilstand, men det vil trolig ikke være riktig å presentere hele Saudafjorden som dårlig. Ytre Saudafjord, Hylsfjorden og Sandsfjorden har etter karakteriseringen gjennomført her, samme kvalitet og kan ut fra dette slås sammen til en vannforekomst.

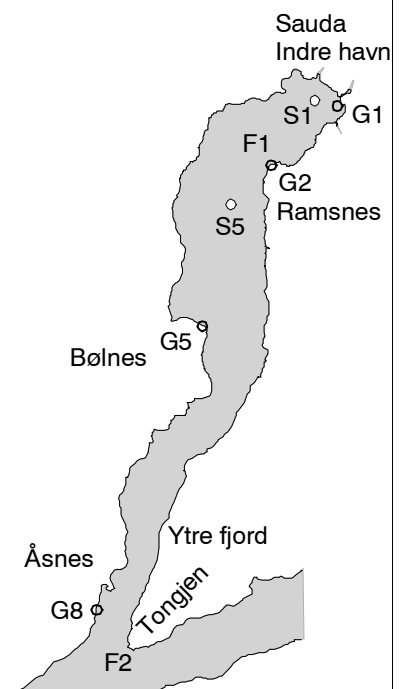
I **Tabell 10.2** er det satt spørsmålsteget ved endret hydrofysikk i fjordene pga. vannkraftregulering. Dette vil bli drøftet lenger nede i teksten.

Miljøtilstandsoversikt for Saudafjorden, 2001.

	Indre havn	Ramsnes	Bølnes	Ytre fjord
<i>Blåskjell</i>				
Kvikksølv	I	I	II	II
Kadmium	I	I	II	II
Bly	II	II	II	II
PCB-7		I		I
PAH	III	II	II	II
KPAH	IV	III	III	II
<i>Torskefilét</i>				
Kvikksølv	I			I
<i>Torskelever</i>				
PCB-7	I			I
Dioksin (TE)	I			I
<i>Sedimenter</i>				
	0-1 cm	0-1 cm		
Kadmium	V	III		
Kvikksølv	III	II		
Bly	III	II		
Sink	III	II		
PCB-7	II	I		
PAH	V	III		
Dioksin (TE)	II	II		

Klassifisering av forurensningsgrad (Molvær og medarb., 1997)

Lite	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt
I	II	III	IV	V



Figur 10.7. Miljøtilstanden i Saudafjorden i 2001. Etter Moy m.fl. 2001. Miljøtilstanden i Saudafjorden 2001. NIVArapport 4446-01. 33s.

10.2.7 Aggregering av fjorder og nedbørfelt helt ut til 1 nautisk mil

Kystvannet strekker seg helt ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen, men det vil være svært kunstig om Suldalsvassdraget skulle eie en korridor ut til stor-havet. Den eneste logiske løsning vil være å definere hele Boknafjordssystemet med alle sidefjorder som et vannområde (vannforekomster) tilhørende et distrikt og rapporteres og forvaltes som et distrikt (jfr. **Figur 3.1**). På lokalplan med lokalforvaltning og vurdering av tiltak, synes igjen et system med vektning mellom de minste enhetene å være en mulig håndterbar forvaltningsløsning.

10.2.8 Gir vannkraftutbygging 'sterkt modifiserte' fjorder?

Vannkraftregulering er en menneskeskapt fysisk endring av hydromorfologien. En regulering som fører til at vann tas fra et naturlig løp til en fjordresipient og flyttes til en annen fjord, vil føre til at begge fjordene kan være kandidat til vanntypen 'sterkt modifisert vannforekomst' (SMVF). En regulering som gir unormal ferskvannstilførsel til fjordsystemet, f.eks. reduserte flomhendelser og jevn eller uregelmessig ferskvannstilførsel

gjennom hele året, vil føre til at fjorden kan være kandidat til vanntypen SMVF. Kandidaturet skal imidlertid overprøves, iht. tabell i skissen til den marine veilederen, jfr vedlegg og **Tabell 10.3**. Hvis det er sannsynlig at vannforekomsten ikke vil kunne nå målet om god økologisk tilstand innen 2015 på grunn av de hydromorfologiske endringene, er fjorden kandidat til vanntypen SMVF. Imidlertid vil i de alle fleste tilfeller, en fjord med økt eller redusert ferskvannstilførsel kunne oppnå god økologisk status, sammenliknet med en referansetilstand for fjord tilhørende sammen salinitetsklasse. Generelt vil derfor ikke vannkraftregulerte fjorder bli klassifisert til vanntypen SMVF. Ut fra denne vurdering er ikke Hylsfjorden eller Sandsfjorden kandidater til SMVF, men klassifiseres til kystvanntype: 'ferskvannspåvirket fjord'.

Tabell 10.3. Trinnvis framgangsmåte for identifisering av mulige sterkt modifiserte vannforekomster.

1.	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> Identifisering Vannforekomsten er kunstig: Kunstig opprettet vannspeil, kanal etc. eller Fysiske endringer i vannforekomsten </div>	Ja ⇨ Nei ⇨ eller ubetydelig	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content;"> Kunstig vann- forekomst </div>
	Ja ↓		
2.	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> Beskrive og vurdere betydningen av endringen for vannutskiftning. <input type="checkbox"/> Fysisk nedbygging berører >30% av strandsonen i vannforekomsten <input type="checkbox"/> Molo som kunstig begrenser vannutskiftning Vannutskiftning beregnes ut fra åpningsareal og dyp mot innestengt volum og overflateareal, justert for tidevannsforskjell <input type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk i havner grunnere enn 30m <input type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk-korridorer i trange /grunne vannforekomster <input type="checkbox"/> Annen viktig fysisk påvirkning </div>	Nei ⇨	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content;"> Naturlig vann - fore- komst </div>
	Ja ↓		
3.	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk tilstand innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer? </div>	Nei ⇨	
	Ja ↓		
	<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content;"> Kandidat for Sterkt Modifisert Vannforekomst </div>		

10.2.9 Marine vannforekomster i Finnøy kommune

Til identifisering av vannforekomster for Finnøy kommune er det knyttet følgende interessante problemstillinger:

- Deling av vannområder som Boknafjorden, Nedstrandfjorden og Fagnafjorden med andre kommuner og andre nedbørfelt,
- vannområder med små nedbørfelt,
- 'transittområde' for vann fra innenforliggende fjorder til 1 n.m. grensen og
- akvakulturnæring.

Definerte vannforekomster etter Fjordkatalogen og Regime er vist i Figur 10.8.

slå sammen fjordområdene til et stort sjøområde tilhørende et stort nedbørfeltsdistrikt, noe ala det som gjøres i Regines vassdragsområder. Ved lokal forvaltning vil Fjordkatalogens fjordavsnitt kunne fungere som vannforekomster hvor det skal gjøres opp status om naturkvalitet, påvirkere og evt. tiltak, dvs så sant de ikke krysser grensene til vannområdet (nedbørfeltet). Vannbruk og vannkvalitet bør lokalt forvaltes for hvert område Fjordkatalogen definerer og ansvar og bidrag deles mellom administrative enheter som sogner til samme vannområde.

Fastsettelse av marint influensområde for vassdragene er nokså omtrentlig i mange tilfeller. Det spørs om det da er så farlig om man lar noen godt innarbeidete fjordnavn fortsatt være vannforekomster selv om de krysser over i et annet marint influensområde. For å nå målsetningen med direktivet synes det vel så viktig at vi beholder det som er innarbeidet, både med hensyn til 'naturlige' kystavgrensninger og eksisterende god praksis for vannforvaltning.

Aggregering av de marine vannforekomstene rundt Finnøy skal baseres på vanntype og status. En slik sammenslåing kan først finne sted etter at en karakterisering er utført. I dette demo-prosjektet har vi basert oss på hva som har vært direkte tilgjengelig av kunnskap. Basert på den kunnskap, er eksempelfjordene, ut fra obligatoriske og valgfrie faktorer for identifisering av vann typer, gruppert i 2 ulike vann typer: 1) beskyttet fjord for vannforekomstene mellom og innenfor øyene og 2) moderat eksponert fjord/øygard for vannforekomster på utsiden (vestsiden) dvs. Boknafjorden (Tabell 10.4).

Det er antatt at disse fjordene har omtrentlig lik belastning og antakelsesvis lik flora og fauna. Undersøkelser (overvåkingsrapporter) av planteplanktonsamfunn, siktedyp og næringssalter i området, viste ingen tegn til avvik fra en forventet naturtilstand. Ut fra dette vil det være naturlig å slå sammen vannforekomster som naturlig (og i henhold til kriteriene) hører sammen.

Men de marine vannforekomstene som 'tilhører' Finnøy vil være påvirket av utenforliggende kilder i langt sterker grad enn lokale kilder. Det marine vannområdet rundt Finnøy vil derfor i sterk grad være avhengig av aktivitet og evt. tiltak som gjøres i de andre nedbørfelt. Vannbruk og vannkvalitet bør lokalt forvaltes for hvert område Fjordkatalogen definerer, men ansvar og bidrag må deles mellom administrative enheter som sogner til samme vannområde.

Tabell 10.4. Karakterisering av marine vannforekomster i Finnøy kommune etter anbefalte kriterier for vanntypeidentifisering (CIS-veilederen for kystvann).

Identifikasjon:								
Fjordkatalognummer:			02.42.02.01.00	02.42.02.02.00	02.42.02.03.00	02.42.02.06.01	02.42.02.06.02	02.42.03.15.00
Fjordnavn:			Talgjefjord	Brimsefjord	Strandafjord	Helgøysund	Finnøyfjord	Boknafjorden
Obligatoriske faktorer:	Primære karakteriserende faktorer							
Lengde – breddegrad stedfesting av økoregion	Barentshavet							
	Norskøhavet							
	Nordsjøen		X	X	X	X	X	X
	Skagerrak							
Salinitet i overflatelaget	ferskvann	< 0.5						
	oligohalin	0,5 til 5 (-6)						
	mesohalin	5 (-6) til 18 (-20)						
	polyhalin	18 (-20) til 30						
	euhalin	høyere enn 30	X	X	X	X	X	X
Bølgeeksponering = åpenhet og lengde på vindstrekning	eksponert							
	moderat eksponert						X	
	beskyttet		X	X	X	X	X	
Valgfrie faktorer:	Brukes i den grad de er en avgjørende karakter							
Miksing av vannsøylen	permanent fullstendig mikset							
	delvis lagdelt		X	X	X	X	X	X
Oppholdstid På bunnvannet	permanent lagdelt							
	kort	dager						
	moderat	uker	X	X	X	X	X	X
Strømhastighet	lang	måneder til år						
	svak	<1 knop	X	X	X	X	X	X
	moderat	1 knop to 3 knop						
Dyp	sterk	> 3 knop						
	grunt	< 30m						
	intermediært	30-50m						
	dypt	>50m	X	X	X	X	X	X
Andel tidevannsflete i vannforekomsten	liten	< 50 %	X	X	X	X	X	X
	stor	> 50 %						
Identifiserte vannforekomster			1	1	1	1	1	2

10.2.12 'Transittområde' for vann fra innenforliggende fjorder til 1 n.m. grensen

I henhold til vanddirektivet skal kystvannområder administrativt knyttes til det nedbørfelt som har størst innflytelse. For Finnøy er det slik at deres vannforekomster helt klart influeres langt sterkere av nedbørfelt (vassdrag) utenfor kommunen enn av de lokale nedbørfelt. Etter bokstavtro forståelse vil det bety at flere av fjordene rundt kommunen administrativt skal knyttes til nedbørfelt utenfor kommunen og forvaltes av en annen administrativ enhet. Kun (eller kanskje) fjordavsnittene mellom øyene i kommunen kan sies å tilhøre et lokalt lite nedbørfelt. Gjennom et styrket interkommunalt samarbeid vil en slik praksis kunne fungere tilfredstillende. Med alle øykommuner vi har i Norge, vil dette eventuelt kunne være en vanlig administrativ praksis. Vi tar ikke noen stilling her til hva som er fordel, ulemper og beste løsning, da vi rett og slett ikke har erfaringsgrunnlag til å

gjøre en slik evaluering. Likevel må det understrekes at fokus på lokalt ansvar og lokal handling, er en hjørnestein i vår forvaltning som skal opprettholdes.

For å innfri vanddirektivets krav om helhetlige nedbørfeltdistrikt ut til 1 n.m., synes det naturlig å slå sammen alle fjordområdene til et stort administrativt kystannområde tilhørende et stort nedbørfeltdistrikt, noe ala det som gjøres i Regines vassdragsområder. Som beskrevet for Suldalsvassdraget, synes den eneste logiske løsning å være å definere hele Boknafjordsystemet ut til 1 n.m. utenfor grunnlinjen, med alle sidefjorder, som et vannområde (vannforekomster) tilhørende et distrikt og rapporteres og forvaltes som et distrikt (jfr. **Figur 3.1**). På lokalplan med lokalforvaltning og vurdering av lokale tiltak, synes igjen et system med vektning mellom de minste enhetene å være en mulig håndterbar forvaltningsløsning.

10.2.13 AKVAKULTUR

Akvakulturnæringen må først og fremst bli behandlet som en ordinær menneskelig aktivitet, altså en belastning, som ikke skal påføre vannforekomsten belastninger som medfører forringelse av miljøet. De klassiske forurensningsprobleme fra næringssalter og organisk materiale er for en stor del løst ved at anleggene er flyttet ut i områder med god vannutskifting og ved at man holder tettheten av anlegg og biomasser under kontroll (MOM-opplegget "Modellering og Overvåking av Matfiskanlegg). Likeledes er forurensningsprobleme på bunnområdene i stor grad løst ved at anleggene flyttes rundt slik at bunnområdene får restituert seg. Man har i stor grad løst belastningsprobleme ved å "fortynne" fiskeoppdrettet så mye mht vannutskiftingspotensiale og spredt den så mye på bunnarealer, at det muligens ikke lenger utgjør noen signifikant forurensning i de områder hvor det bedrives.

Likevel vil de fleste former for akvakulturproduksjon ha et utslipp av næringssalter og partikler som kan være en markert belastning på resipienten. Av Tabell 10.5 framgår det at akvakulturnæringen står for et vesentlig næringssaltbidrag til enkelte fjordområder som Boknafjorden (inkludert Finnøy kommune), Høgsfjord-Lysefjord, Idsefjord-Talgjefjord og Hylsfjord. MOM-standarden må evalueres og vurderes om denne er tilstrekkelig mht. vanddirektivets strenge krav til forurensning og økosystemforstyrrende aktiviteter.

Tabell 10.5. Antropogene tilførsler til vannforekomster. a) Nitrogen (tonn/år) og b) fosfor (tonn/år). (Middelverdi for 1997-2000). Områdenummer henviser til Figur 10.10.

a	Områdenr	Navn	Totalt	Befolkning	Industri	Akvakultur	Jordbruk
	58	Hafrsfjord	169.0	50.2	1.6	0.0	117.2
	59	Håsteinfjord-Kvitøyfjord	697.6	588.0	0.0	13.9	95.7
	60	Åmøyfjord-Kilsafjord	96.7	59.6	0.0	13.9	23.2
	61	Gandsfjord	3.1	3.1	0.0	0.0	0.1
	62	Høgsfjord-Lysefjord	267.4	29.5	0.0	108.9	129.1
	63	Idsefjord-Talgjefjord	323.8	40.9	0.0	170.3	112.6
	64	Boknafjord	665.7	45.1	16.9	345.6	258.0
	65	Hylsfjord	269.8	40.9	0.4	175.5	53.1
b	Områdenr	Navn	Totalt	Befolkning	Industri	Akvakultur	Jordbruk
	58	Hafrsfjord	10.7	6.6	0.0	0.0	4.2
	59	Håsteinfjord-Kvitøyfjord	29.8	23.4	0.0	3.0	3.5
	60	Åmøyfjord-Kilsafjord	12.0	7.8	0.3	3.0	0.9
	61	Gandsfjord	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0
	62	Høgsfjord-Lysefjord	22.6	1.9	0.0	16.7	4.0
	63	Idsefjord-Talgjefjord	45.4	4.7	0.0	36.1	4.6
	64	Boknafjord	91.3	4.8	2.2	74.1	10.3
	65	Hylsfjord	43.1	3.8	0.2	37.0	2.1

Utover næringssaltbelastning påfører dagens fiskeoppdrett en belastning på det økologiske systemet som sannsynlig vil være i konflikt med vannrammedirektivets målsetning. Spredning av sykdom, parasitter, gale gener og parringsstøy fra rømt oppdrettsfisk, er faktorer som klart reduserer kvaliteten med fare for at vannforekomsten ikke oppnår god status sammenliknet med en ren uforstyrret referansetilstand. I enkelte områder utgjør fiskeoppdrett i så måte en signifikant belastning på bestander av vill laks og sjøørret. Hvis vassdrag får moderat fiskestatus eller dårligere som følge av dette, krever direktivet at oppdrettsbransjen setter i verk effektive tiltak for å bedre på problemet. Foreløpig er ikke systemene for vurdering av fiskestatus definert med operative grenseverdier, men dette vil bli ferdig i løpet av få år.

Fiskeoppdrettsanleggene påvirker ikke bare vannforekomsten hvor anleggene er lokalisert, men påvirker også vannforekomster oppstrøms og nedstrøms anleggene i nedbørfeltet. Det vanlige er at forurensningsproblemene sprer seg nedstrøms. Dette er et godt eksempel på at vassdrag og deres marine influensområde bør forvaltes som en enhet.

Det skal settes igang et forskningsrådprosjekt (Nordisk Minister-råd) på akvakultur og vannrammedirektivet høsten 2003 (Fiskeridirektoratet, Havforskningsinstituttet, NIVA, m.fl.) for nettopp å se på disse spørsmålene. Det vil derfor være upassende å legge sterke føringer her for akvakulturnæringen, men avvente resultatet av ovenfornevnte prosjekt.

Selv om akvakulturanlegg i sjø uten tvil fysisk båndlegger store arealer, kan akvakultur-resipienter vanskelig klassifiseres som sterkt modifisert vannforekomst. Slik akvakulturanlegg i dag er konstruert, kan en vanskelig påstå at de fører til endringer i vannutskiftning eller i strømmønstre i vannforekomsten, som er årsak til at god status ikke vil kunne oppnås.

10.2.14 Klassifisering av vannforekomstene ved Finnøy

Klassifisering av tilstand skal baseres på økologiske tilstandskriterier, fysisk-kjemiske tilstandskriterier, vurdering av belastning og resipientens kapasitet.

For de fleste marine områder har vi liten kunnskap om økologisk naturtilstand og må derfor i første omgang i stor grad basere klassifisering på tradisjonell vurdering av belastninger på området. I første omgang skal det også bare utføres en analyse av risiko for moderat eller dårligere status.

Dataskjemaene foreslått i skissene til norske veiledere synes noe kompliserte og er ikke benyttet her. Men vurderingen (**Tabell 10.6**) er utført etter de samme prinsipper som skjemaene.

Tabell 10.6. Tilstandsvurding av de marine vannforekomstene i Finnøy kommune

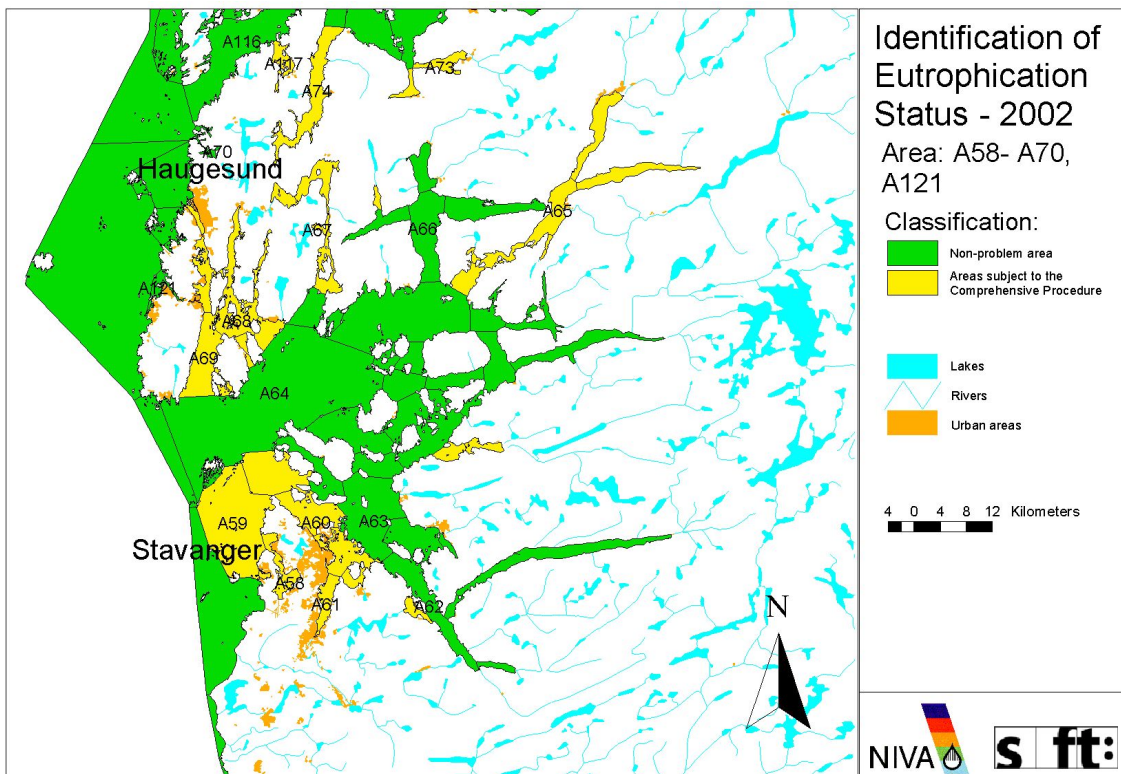
ID vannforekomst		Vurdering utført av: Navn institusjon og person	
: Navn Finnøy/Boknafjorden		NIVA	
: Type Moderat eksponert fjord		F.Moy	
: Referanse (kartposisjon)			
Tilstandskriterier	Vurdering av dagens tilstand	Kommentar	
Biologiske kriterier			
Planteplankton	God	Mange undersøkelser i forbindelse med fiskeoppdrett	
Makroalger arter/biomasse	m	Mangler	
Vannplanter	m	Mangler	
Bunnfauna	God	Noe få undersøkelser i vannområdet. jfr. Figur 10.9	
Fysisk-kjemiske kriterier			
Sikt i vannet (siktedyb)	-		
Temperaturforhold	Nei	Ingen kjølevannsutslipp	
Oksygenforhold	Gode	Undersøkelser i forbindelse med lokalisering av fiskeoppdrettsanlegg	
Salinitet	Euhalin	Gjennomsnittlig salinitet i overflatelaget er >30, men med et tynt fersker vannlag i overflaten (24-30)	
Næringsstatus	God	'God', men usikker da vurderingen er basert på få målinger, samtidig som næringssaltbelastningen på området er stor	
Prioriterte miljøgifter	Nei	Ingen indikasjon på miljøgiftproblem	
Vesentlige miljøgifter	Nei	Ingen indikasjon på miljøgiftproblem	
Hydromorfologiske kriterier			
Variasjon i dybde	Nei	Ikke markert utfyllinger eller mudring	
Substrat og struktur på sjøbunn	Nei	Ikke markert utfyllinger/mudring/tråling	
Substrat og struktur i strandson	Nei	Ikke markert nedbygging	
Strømretning og styrke	Nei	Ikke markerte fysiske endringer (molo)	
Bølgeeksponering	Nei	Ikke markerte fysiske endringer (molo)	

Som det framgår av Tabell 10.5 er det stor næringssaltbelastning på fjordene rundt og i Finnøy kommune (fjordområde A63 og 64) med akvakultur som en betydelig kilde. I forbindelse med rapportering til OSPAR under 'Common Procedure for Identification of the Eutrophication Status of Marine Area', er vannforekomstene blant annet i Ryfylket blitt klassifisert mht. næringssaltbelastning (Figur 10.10). Analysen er basert på en evaluering av næringssaltbelastninger i forhold til resipientkapasitet, vurdering av av oksygenforhold og vurdering av overvåkingsresultater fra fjordene. OSPAR-rapporten konkluderer med at sjøvannsforekomstene i Finnøy kommune (med tilstøtende fjorder) kan klassifiseres som vannområde *uten* eutrofipproblemer.

Akvakultur står for det største næringssaltbidraget, og siden dette er en næring i utvikling og til tider i kraftig vekst, bør produksjon og utslipp overvåkes regelmessig. Resipientundersøkelser studert i dette arbeidet, gir følgende karakteristikker: De vannkjemiske analysene viste generelt vannmasser med næringssaltinnhold og algebiomasse normale for området. Enkelte observasjoner viste imidlertid forhøyede næringssaltkonsentrasjoner ved oppdrettsanlegg i forhold til kontrollstasjon. Oksygenforholdene i dypvannet var tilfredsstillende. Kjemiske analyser av sedimentet, bunndyranalyser og verdier for totalt organisk karbon i vannsøylen og i sedimentet, antyder belastning av organisk materiale, men konsentrasjonene lå i tilstandsklasse II ("God") eller bedre i henhold til SFTs klassifiseringssystem. Næringssalt-forholdene er ut fra dette klassifisert som 'god' og næringssaltbelastningen som lav.



Figur 10.9. Bløtbunnsfauna klassifisert etter indikator-arter-indeks. Blå og grønn er god status. Gul, orange og rød er moderat og dårligere status.



Figur 10.10. Klassifisering av eutrofitilstand i Rogaland. Kilde: 'Common Procedure for Identification of the Eutrophication Status of Marine Area of the Oslo and Paris Conventions. SFT-rapport TA 1928/2003.

Konklusjon

Den første klassifiseringen som skal gjennomføres, skal bare vurdere vannforekomstens *risiko* for *ikke* å oppnå GOD STATUS.

Følgende er funnet for vannforekomstene i Finnøy kommune (med tilstøtende fjorder):

- Biologisk status er vurdert som GOD.
- Fysisk-kjemisk status er vurdert som GOD.
- Hydromorfologiske endringer er IKKE påført vannforekomsten.

I henhold til prosedyre for å identifisere risikoforekomster (vannforekomster som står i fare for ikke å oppnå kravet om god status eller bedre) beskrevet i skisse til veiledere, gir det resultatet 'lav risiko' (Tabell 10.7), dvs. at vannforekomsten har **god** tilstand og tilhører **ikke** et problemområde.

Tabell 10.7. Skjema for risikovurdering av vannforekomster med markering av resultatet av evalueringen av vannforekomstene i Finnøy kommune (og tilstøtende fjorder).

+ (pluss) betyr at minst en av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang; eller at minst ett av enten de fysiske-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status.

- (minus) betyr at ingen av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang; eller at ingen av de fysiske-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status.

Risiko for moderat el. dårlig status: Rød = Meget høy eller høy; Gul = Usikker; Grønn = Lav.

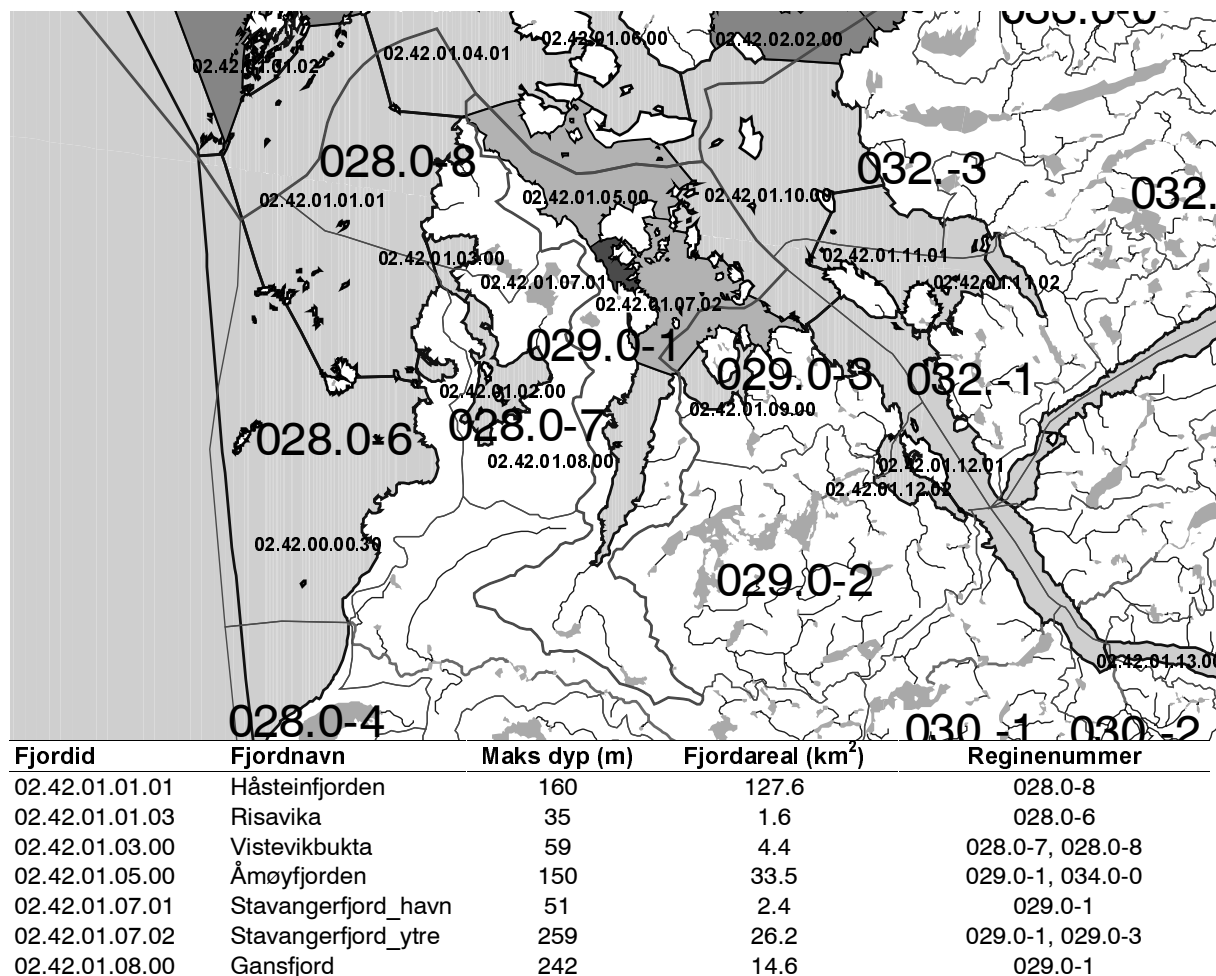
Belastningskriterier	Fysisk-kjemiske tilstandskriterier	Biologiske tilstandskriterier:	Risiko for moderat el. dårlig status:
+	+	+	Meget høy
+	+	-	Meget høy
+	+	?	Høy
+	-	+	Meget høy
-	+	+	Høy
-	+	+	Høy
-	-	+	Høy
+	-	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	?	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	-	?	Usikker, mulig sen respons må vurderes
-	-	-	Lav
-	?	?	Lav

10.2.15 Marine vannforekomster i Stavanger havneområde

Til identifisering av vannområder for Stavanger havneområde er det knyttet følgende interessante problemstillinger:

- er et havneområde HMWB,
- hvor skal grensen for et HMBW-havneområde trekkes og
- farleder

Definerte vannforekomster etter Fjordkatalogen er vist i Figur 10.11.



Figur 10.11. Sjøområder i Stavanger-området definert i Fjordkatalogen med tilhørende Reginummer.

Det finnes i dag ingen administrative retningslinjer eller havneinndelinger som kan anvendes i vanddirektivet, så langt det har vært mulig å bringe på det rene. Havnedistriktene er store og strekker seg gjerne helt ut til grunnlinjen og det definerte havneområdet underlagt de lokale Havnevesen, varierer i størrelse fra kun kaianlegget og til et utvidet sjøområde som inkluderer farleder. Kystverket opererer heller ikke med definisjoner som kan anvendes i vanddirektivsammenheng. Los-områdene er også av variable størrelse og kan dekke flere havnedistrikt. Den lokale implementeringen av vanddirektivet i Stavangerområdet, blir således en prøvestein for hvordan et havneområde i vanddirektivforstand, skal forstås og enhetlig defineres.

10.2.16 Generelt om havner i Norge

Norske havner varierer sterkt i størrelse, bruksområde og utforming. En havn kan være omgitt av piler og moloer for å gi beskyttelse mot eksponering, eller være enkle kaianlegg langs strandlinjen. I motsetning til havner på kontinentet som oftest er anlagt i så grunne områder at det er behov for å lage store kunstige konstruksjoner (f.eks. piler) for å utøve havnedrift, så er norske havner oftest anlagt i områder med stort vanddyb slik at de er

mere å betrakte som naturlige havner uten alt for store kunstige inngrep. I og med at de fleste norske havner er dype, så er behovet for mudring for å opprettholde tilstrekkelig seilingsdyp begrenset. Havner i Europa er ofte anlagt i munningsområdet av store elver som frakter store mengder sedimenter. Sedimenttilførslen til norske havner er vanligvis liten i og med at vi har få elver som er sterkt sedimentførende.

Norske havner er ofte anlagt nær større byer og industristeder og miljøkvaliteten er forringet spesielt med hensyn til bunnsedimenter som ofte har høyt innhold av miljøgifter og organisk materiale som påvirker oksygen forholdene. I Sør-Norge, hvor tidevannsforskjellen er liten, vil også vannutskiftningen i innelukkede havnebassenger være begrenset, noe som påvirker økologisk status. SFT har valgt ut 11 norske havneområder hvor pålegg om å utrede forurensningsomfang og fare for spredning av miljøgifter fra havner til andre områder som følge av oppvirvling av forurensede bunnsedimenter. Selve forurensingen er i liten grad forårsaket av direkte havnedrift. Bunnsedimentenes dårlige miljøkvalitet skyldes i stor grad tilførsler fra kommunal kloakk, industri og overflatevann fra byområder. Selve spredningen av bunnsedimenter derimot er ofte forårsaket av oppvirvling som følge av skipstrafikk (propellersosjon) og oppankring i havnebassenger.

I tillegg til forurensningsbelastning i havner som skyldes befolkning og industri representerer skipsfarten en forurensningsrisiko knyttet til utlekking av giftig bunnstoff fra skip (for eksempel tributyltinn (TBT)), oljesøl, uforsvarlig håndtering av skipsavfall og ballastvann.

10.2.17 Terminologi

Termen 'havner' er ikke entydig definert eller forstått i ulike miljøer. Etter samtale med Kystverket ved region sør-øst, er det klart uheldig å bruke ordet 'havn' om spesielle vannforekomster, da definisjonen og forståelsen av havneområdets utstrekning og havnevesenets myndighetsområde, er høyst forskjellig i landet. Fra miljøsidens brukes ordet havn stort sett om et indre havnebasseng hvor hovedtyngden av aktiviteten og kaianleggene er. Stavanger havn er et godt eksempel for å belyse problematikken. Stavanger havn omfatter totalt 5 km kailengde (i følge Stavange havnevesen), men fordelt på 10 separate terminaler spredd over et område fra Mekjarvika i nord til Risavika på Sola og Gandsfjorden i sør, med Vågen og skipsindustrien knyttet til bykjernen.

I vanddirektivet skal vannforekomster defineres ut fra geografiske og kvalitetsmessige kriterier. Disse definerte vannforekomstene kan i sin utstrekning stride mot etatlig/faglig forståelsen av begrepet 'havn'. Direktoratene med Kystverket, oppfordres til å definere en omforenet terminologi for 'havneområde' for bruk i framtidig vannforvaltning.

Med 'havn' i det følgende menes det indre havneområdet knyttet til betydelige kaianlegg og trafikktyngde.

10.2.18 Havner som kandidat til SMVF

I Norge er det et 20-talls store trafikkhavner som har et godsomslag på over 1 million tonn (lossing og lasting). Mange av havnene har en eller et fåtall store bedrifter med egen industrikaia. I noen havner inngår også last til og fra oljeraffinerier og f.eks. eksporthavner for malm.



Figur 10.12. Cruiseanløp på Vågen.

I nasjonal sammenheng er Stavanger havn en stor trafikkhavn med over 40.000 skipsanløp i året. Økningen i godsomslag har vært omfattende siste årene (163% økning fra år 1999 til 2000), med utvidelse av Stavanger interkommunale havn til Sola fra år 2000. Det betyr at havneaktiviteten er spredd på flere lokaliteter, langt ut over det indre havneområdet med Vågen i Stavanger sentrum og industri langs Randbergsiden og Gandsfjorden. Stavanger havn består av flere store havneområde som i Mekjarvika, i Dusavika og i Risavika, foruten skips/oljeindustri i Gandsfjorden. Og Vågen i Stavanger sentrum, er en av de største cruise-havnene i landet.

Proessen for vurdering av eventuell SMVF kan settes opp med følgende punkter (fra skisse til marin veileder):

1. Vannforekomsten identifiseres på kart.
2. Vannforekomsten karakteriseres med hensyn til:
 - a. fysiske,
 - b. kjemiske og
 - c. biologiske kvalitetselementer

3. Vannforekomsten slås sammen med tilstøtende like vannforekomster.
4. Vannforekomsten tilordnes en vanntype, evt. identifiseres som kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst.

....

hvor det framgår at vanntypen 'sterkt modifisert vannforekomst' skjer på trinn 4 etter at en naturlig avgrenset vannforekomst er identifisert på kartet.

Til hjelp for å avgjøre om en vannforekomst er 'sterkt modifisert' er det i den marine veilederen foreslått en trinnvis beslutningsprosess (Tabell 10.8). Som det framgår av Tabell 10.8, er det viktig å vurdere hvor stor del av et naturlig avgrenset sjøområde (vannforekomst) som står i fare for å ikke nå målet om god økologisk status innen 2015 og at dette kan tilskrives fysisk, hydromorfologisk, menneskeskapt påvirkning. SMVF omfatter altså vannforekomster som er påført menneskeskapt fysiske endringer. eks. gjennom utbygging i strandsonen eller sjøsonen (f.eks. molo) som påvirker det naturlige miljøet i så stor grad at "god økologisk status" ikke kan nås. Om en vannforekomst kan defineres som SMVF vil følgelig avhenge av havnedriften og hvor stor del av vannforekomsten som påvirkes av denne. Igjen vil dette avhenge av inndelingen av vannforekomster og størrelsen på hver enkelt vannforekomst. Det er ikke gitt noen retningslinjer i direktivet om minste størrelse for kystvannforekomster. For ferskvann er 0,5 km² foreslått som minste størrelse på en vannforekomst. For kystvann som i langt større grad enn innsjøer er et sammenhengende system, bør topografiske naturlige avgrensninger legges til grunn for identifisering av vannforekomster. Fjordkatalogen gir et anbefalt utgangspunkt for en inndeling i vannforekomster. Da vil generelt, de færreste små havner og kaianlegg være kandidat for SMVF, fordi de fysiske og hydromorfologiske endringene vil være små. Det foreslås derfor tentativt at først når påvirkningen på økologisk status berører mere enn 30% av vannforekomsten skal vannforekomsten være kandidat til SMVF. I tilfeller hvor enkle kaianlegg er anlagt langs strandsonen f.eks. som pelekai, vil den økologiske påvirkningen i stor grad være begrenset til nedbygging av strandbiotopen på stedet. I slike tilfeller vil den prosentuelle påvirkningen på vannforekomsten være mindre enn 30% og vannforekomsten vil derfor ikke være en kandidat for SMVF.

Tabell 10.8. Hjelpeskjema for identifisering av kandidater til 'Sterkt modifiserte vannforekomster' (SMVF). Skjemaet er hentet fra skisse til marin veileder og er utfylt (Ja) for et tenkt 'havn' under Stavanger havneområde.

1.	Identifisering Vannforekomsten er kunstig: Kunstig opprettet vannspeil, kanal etc. eller Fysiske endringer i vannforekomsten Ja <input checked="" type="radio"/>	Ja ⇨ Nei ⇨ eller ubetydelig	Kunstig vannforekomst
2.	Beskrive og vurdere betydningen av endringen for vannutskiftning. <input checked="" type="checkbox"/> Fysisk nedbygging berører >30% av strandsonen i vannforekomsten <input type="checkbox"/> Molo som kunstig begrenser vannutskiftning Vannutskiftning beregnes ut fra åpningsareal og dyp mot innestengt volum og overflateareal, justert for tidevannsforskjell <input checked="" type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk i havner grunnere enn 30m <input type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk-korridorer i trange /grunne vannforekomster <input type="checkbox"/> Annen viktig fysisk påvirkning Ja <input checked="" type="radio"/>	Nei ⇨	Naturlig vannforekomst
3.	Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk tilstand innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer? Ja <input checked="" type="radio"/>	Nei ⇨	
Kandidat for Sterkt Modifisert Vannforekomst (SMVF)			



Figur 10.13. Mekjarvik havneområde (under utbygging).

Ved store havne/kaianlegg, som f.eks. utbyggingen i Mekjarvik (Figur 10.13) er det ingen tvil om at strandlinjen er vesentlig berørt av utbyggingen, men det foreslås her at det skal være påvirkningsarealet i forhold til hele

vannforekomsten, som skal legges til grunn for vurdering av kandidatur til SMVF. I forhold til hele vannforekomsten som Mekjarvik tilhører, er denne vannforekomsten ikke av typen SMVF. I Risavika derimot utgjør nedbygd standlinje sannsynligvis mer enn 30% av strandlinja i denne vannforekomsten, slik at Risavika vil være kandidat til vanntypen SMVF.

I forhold til Fjordkatalogens inndelinger, vil sannsynligvis de fleste sjøområder i tilknytning til havner, byer og industristeder, måtte deles i mindre vannforekomster, fordi vannkvaliteten vil være dårligere i disse nærområdene, jfr. diskusjonen angående deling av Saudafjorden i to vannforekomster (ref. kap. 10.2.4). Det anbefales at inndeling i og karakterisering av vannforekomster starter med så store vannområder som naturlig kan identifiseres og at oppdeling i evt. mindre vannforekomster følger en iterativ prosess etter som karakteriseringsarbeidet gjennomføres.

Kandidater til SMVF skal vurderes gjennom flere trinn før de kan typifiseres som SMVF. Blant annet skal kandidatene gjennom en kost-nytte vurdering, beskrevet i vanddirektivet slik:

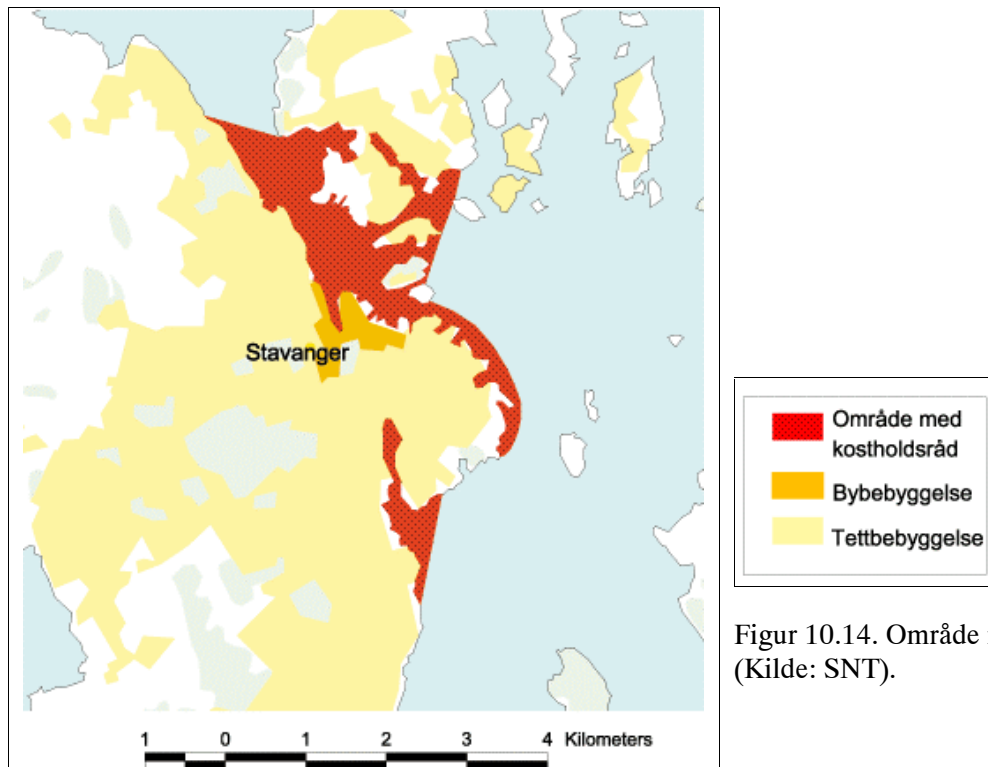
Medlemsstatene kan utpeke en vannforekomst som kunstig eller sterkt modifisert dersom de nyttige formålene for den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten på grunn av teknisk gjennomførbarhet eller urimelige kostnader, ikke med rimelighet kan oppnås på andre måter som miljømessig er vesentlig bedre.

Nedbyggingen av den naturlige strandsonen utgjør en vesentlig fysisk endring som fører til at det littorale økosystem ikke kan fungere. Å flytte en havn vil ikke gi noen miljømessig gevinst totalt sett, dessuten vil det være forbundet med uforholdsmessig store kostnader. Et intensivt drevet havneområde tilfredsstiller i så måte kravet til SMVF. Det er imidlertid vanskelig å trekke den ytre grensen for et slikt område og trolig vil vi måtte justere grenser etter som detaljkunnskap om hvert område vinnes. Et forslag til ytre grense for et modifisert område kan være der hvor forurensede sedimenter ikke lenger gjør seg gjeldende, vannområder grunnere enn 30m dyp hvor skipstrafikk vil ha fysisk innvirkning på bunnforholdene.

Det topografisk naturlige vannbassenget mellom Stavanger by og Hundvåg, definert som Stavangerfjord havn (02.42.01.07.01) i Fjordkatalogen, er ut fra nedbyggingsgrad kandidat til vanntypen SMVF. Tilsvarende må også andre deler av fjordområdet som f.eks. Stavangerfjord_ytre (02.42.01.07.02), Hillevågen (02.42.01.07.03) og Gandsfjorden (02.42.01.08.00) vurderes som mulige kandidater.

Belastningene på vannforekomstene rundt Stavanger er betydelige. I Stavanger by er det en befolkning på 111.000 personer, mens i regionen bor det 260.000 personer med en befolkningstetthet på 2300 personer pr. km². Det er lokalisert mange områder rundt Stavanger by med forurenset grunn som representerer et potensielt forurensningsstrykk på sjøområdet. Det er 4 kommunale renseanlegg i Stavanger som hver har en hydraulisk kapasitet på vel 34.000 p.e. Det er registrert 250 bedrifter innen bergverksdrift og industri i nærområdet til Stavanger. Jordbruksarealet i kommunen utgjør 14.350 dekar. Beregnet antropogene tilførsler av nitrogen og fosfor til vannforekomstene i Stavangerområdet er vist i Tabell 10.5 og Figur 10.10 (spesielt for vannområde A59 og A60) viser hvilke områder som står i fare for ikke å oppnå god status. Innen dette området er arealer med store fysiske endringer i standsonen (nedbygging) som kan gi grunnlag for å foreslå vannforekomster som SMVF.

Områder rundt Stavanger er forurenset fra menneskelig aktiviteter og som for de fleste industriområder er det miljøgifter som PAH og PCB som utgjør det største problemet (kilde SFT). Stavanger havn representerer et av de prioriterte havneområdene hvor tiltak skal utredes (SFT). For Stavanger er det innført kostholdsråd som følge av forurensningstilstanden (Statens næringsmiddeltilsyn). Det frarådes konsum av lever fra torsk og konsum av skjell fanget innenfor Stavanger havneområder (Figur 10.14).



Figur 10.14. Område med kostholdsråd.
(Kilde: SNT).

Inndeling i vannforekomster skal etter reglene i vanndirektivet, avspeile kvalitetsforskjeller og det vil derfor være riktig å foreta en oppdeling i vannforekomster som viser forurensningstilstanden. Regler for dette er beskrevet i skissen til marin veileder i vedlegget. Om resultatet av en karakterisering viser at vannforekomster rundt Stavanger blir definert f.eks. likt med områdene for kostholdsråd, må det på nytt vurderes hvor store fysiske og hydromorfologiske endringer den menneskelige aktiviteten har påført disse den definerte vannforekomsten. Om dette er betydelig og vannforekomstene på grunn av dette ikke kan oppnå god økologisk tilstand, er vannforekomstene kandidater til SMVF.

Det er ønskelig med så store vannforekomster som mulig og unødig oppsplitting skal unngås. Men på den annen side skal vannforekomstene entydig avspeile den økologiske kvaliteten innenfor det definerte vannområdet. Derfor kan det bli nødvendig å dele fjordene og kyststrekningen rundt Stavanger i mindre vannforekomster enn hva som er definert i Fjordkatalogen i dag.

Belastninger på vannforekomstene vil bli vurdert i et senere kapittel.

10.2.19 Farleder

Den kommersielle skipstrafikken foregår langs veldefinerte farleder langs kysten. Disse vil krysse vannforekomster som er definert ut fra andre forhold. Farleder vil måtte inngå som deler av definerte vannforekomster (f.eks. i henhold til Fjordkatalogen). Å definere farledene som egne vannforekomster har også vært nevnt, men dette gir neppe noen forvaltningsmessig gevinst. For identifisering av påvirkere og påvirkning, vil det imidlertid være fordelaktig å synliggjøre hovedfarledene. Skipstrafikk vil bli betraktet som en påvirkning hvor det skal settes opp et miljøregnskap, som for annen type industri.

I enkelte tilfeller vil en farled kunne medføre fysiske inngrep som kan ha innvirkning på økologisk status, som f.eks. fjerning av terskler og skjær og mudring for å øke seilingsdypet. Slike fysiske inngrep kan svært lokalt ha innvirkning på økologisk status, men det er ikke sikkert at vannforekomsten som helhet vil stå i fare for ikke å kunne oppnå god status av den grunn. Om en tar utgangspunkt i kriteriet om at minst 30% av vannforekomsten skal berøres på en slik måte at god økologisk status ikke oppnås, så vil neppe noen farleder være SMVF-kandidater.

10.2.20 Klassifisering av vannforekomstene

Klassifisering av tilstand skal baseres på økologiske tilstandskriterier, fysisk-kjemiske tilstandskriterier, vurdering av belastning og resipientens kapasitet. I Stavangerområdet foreligger det en god del biologiske og kjemiske undersøkelser som kan brukes for å klassifisere økologisk naturtilstand. **Figur 10.9** viser en klassifisering av sjøområdene rundt Stavanger basert på bunndyr, og i følge dette biologiske kvalitetselementet er tilstanden dårlig i Hafsfjorden, Risavika, Byfjorden og deler av Gandsfjorden. Som det framgår av Tabell 10.5 er det stor nærings saltbelastning (beregnet som nitrogen og fosfor) på fjordområdene Hafsfjord, Håsteinfjord-Kvitsøyfjord og Åmøyfjord-Kilsafjord rundt Stavanger by (fjordområde A58, 59 og 60) med befolkning som den største kilden. I forbindelse med rapportering til OSPAR under 'Common Procedure for Identification of the Eutrophication Status of Marine Area', er disse vannforekomstene blitt klassifisert som risiko-områder (Figur 10.10). Denne analysen har slått sammen flere vannforekomster definert gjennom fjordkatalogen og i dette tilfellet har det ført til at hele Håsteinsfjorden også er farget som et risiko-område. Siden bunndyr og makroalgeundersøkelser tyder på generelt gode forhold i Håsteinfjorden, bør en finere inndeling i vannforekomster vurderes. Vannkjemiske undersøkelser viser imidlertid generelt god tilstand med hensyn til nitrogen og fosfor (unntatt Hafsfjord), men den organisk belastningen på sjøbunnen var derimot høy (markert til meget sterkt forurenset av organisk materiale (målt som karbon)).

Den betydeligste belastningen på kystvannet er imidlertid by- og industriutvikling med lokale betydelige miljøgiftproblemer. Spesielt var sjøbunnen i havneområdene og sundet mellom Stavanger by og Hundvåg, og i ytre del av Gandsfjorden, markert til meget sterkt forurenset av tungmetallene kobber, kvikksølv og by, og av de organiske miljøgiftene PAH og PCB.

Som beskrevet ovenfor er det på bakgrunn av miljøgiftforurensningen innført kostholdsråd for sjøområdene rundt Stavanger.

Dataskjemaene foreslått i skissene til norske veiledere synes noe kompliserte og en forenklet utgave er benyttet her, men vurderingen er utført etter de samme prinsipper. Vurderingen er vist i **Tabell 10.9**.

Tabell 10.9. Tilstand og belastnings-vurdering av de marine vannforekomstene ved Stavanger

ID vannforekomst		Vurdering utført av: Navn institusjon og person	
: Navn Risavika/Byfjorden/Gandsfjorden		NIVA	
: Type Eksponert til beskyttet fjord		F.Moy	
: Referanse (kartposisjon) -			
Tilstandskriterier	Vurdering av dagens tilstand	Kommentar	
Biologiske kriterier Planteplankton Makroalger arter/biomasse Vannplanter Bunnfauna	Moderat m m Dårlig	Høy planktonproduksjon om sommeren Mangler klassifiseringssystem. Mangler Moderat til dårlig diversitet, jfr. Figur 10.9	
Fysisk-kjemiske kriterier Sikt i vannet (siktedypt) Temperaturforhold Oksygenforhold Salinitet Næringsstatus Prioriterte miljøgifter Vesentlige miljøgifter	Moderat Nei Dårlig Euhalin God ? Ja	Variabel i området og over tid Ingen kjølevannsutslipp Under 2 ml/l ble målt i dypvannet Gjennomsnittlig salinitet i overflatelaget er >30, men med et tynt fersker vannlag i overflaten (24-30) Tot-N og Tot-P i SFT-klasse I og II. Listen over prioriterte miljøgifter ikke kjent p.t. Markert forurensning av tungmetaller, PAH og PCB.	
Hydromorfologiske kriterier Variasjon i dybde Substrat og struktur på sjøbunn Substrat og struktur i strandson Strømretning og styrke Bølgeeksponering	Nei Ja Ja Nei Nei	Ikke markert gjennfyllinger eller mudring Oppvirvling av bunn i grunne havner Nedbygging av strandsonen (by og havneutvikling) Ikke markerte fysiske endringer (molo) Ikke markerte fysiske endringer (molo)	

Aktiviteter/Drivkrefter Liste over aktiviteter i forhold til hovedgrupperingene av belastninger	Belastning Antyde typen belastningen	Kvalitativ rangering av nåværende belastning 1: ubetydelig 2: noe 3: betydelig	Kvantitativ rangering av nåværende belastning i forhold til kritisk belastning: under: Nei over: Ja	Mulig endring/utvikling fram mot 2015 Ingen endring: Nei Endring: Ja (verre: + bedre: -)	Risiko for ikke å nå målet om god status 1: ubetydelig 2: noe 3: betydelig
Forurensning					
Kommune avløp		2	n	-	1
Spredte avløp					?
Industri (inkl. nedlagt)	mekanisk	3			3
Urbane områder/tette flater		3			3
Båttrafikk		3			?
Endring av hydrologisk regime					
Bølgeeksponering	molo	1	n		1
Strøm-mønster	molo	1	n		1
Morfologiendringer					
Byutvikling	nedbygging	3	j	+	3
Industrietablering	nedbygging	3	j	+	3
Moloutbygning		1	n	n	1
Havneanlegg		3	?	+	3
Skipsanløp		3	?	+	3
Småbåtanlegg		3	?	+	3
Mudring		3	?		?
Dumping/utfylling		3	?		?

Konklusjon

Den første klassifiseringen som skal gjennomføres, skal bare vurdere vannforekomstens *risiko* for *ikke* å oppnå GOD STATUS.

Følgende er funnet for vannforekomstene under begrepet Stavanger havn:

- Biologisk status er vurdert som MODERAT til DÅRLIG.
- Fysisk-kjemisk status er vurdert som DÅRLIG.
- Hydromorfologiske endringer er IKKE påført vannforekomsten.

I henhold til prosedyre for å identifisere risikoforekomster (vannforekomster som står i fare for ikke å oppnå kravet om god status eller bedre) beskrevet i skisse til veiledere, gir det resultatet 'høy risiko' (Tabell 10.7), dvs. at vannforekomsten har **høy** risiko for ikke å nå målet om *god* status og skal markeres som et risikoområde.

Tabell 10.10. Skjema for risikovurdering av vannforekomster med markering av resultatet av evalueringen av vannforekomstene i og rundt Stavanger havn.

+ (pluss) betyr at minst en av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang; eller at minst ett av enten de fysisk-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status.

- (minus) betyr at ingen av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang; eller at ingen av de fysisk-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status.

Risiko for moderat el. dårlig status: Rød = Meget høy eller høy; Gul = Usikker; Grønn = Lav.

Belastningskriterier	Fysisk-kjemiske tilstandskriterier	Biologiske tilstandskriterier:	Risiko for moderat el. dårlig status:
+	+	+	Meget høy
+	+	-	Meget høy
+	+	?	Høy
+	-	+	Meget høy
-	+	+	Høy
-	+	+	Høy
-	-	+	Høy
+	-	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	?	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	-	?	Usikker, mulig sen respons må vurderes
-	-	-	Lav
-	?	?	Lav

10.3 Vedlegg BELASTVIRK

10.3.1 Sjekkliste for Drivkrefter, som medfører belastning på ulike vannforekomster.

Drivkrefter	Vannforekomst kategori				Miljømål					
	Elver	Innsjøer	Kystvann/overg.vann	Grunnvann	WFD(biol)	Drikkevann, nitratdir	Bading, Rekreasjon	Habitat: fugler	Oppdrett	
Forurensning										
Husholdning										
Industri (nåværende, nedlagt)										
Jordbruk										
Aquaculture/fiskeoppdrett										
Skogbruk										
Utilgjengelige områder										
Gruver, pukkverk, grustak										
Avfallsplass, lagringsplass										
Transport										
Endring av hydrologisk regime										
Uttak(landbr, hushold, industri)										
Vannføringsregulering										
Vannkraftsanlegg										
Fiskeoppdrett										
Kjølevann										
Overføringer (av vann)										
Morfologiendringer										
Landbruksaktiviteter										
Byutvikling										
Industrietablering										
Flomforbygning										
Drift og vedlikehold										
Båttrafikk										
Biologi										
Fiske (inkludert sportsfiske)										
Fiskeoppdrett										
Skjelloppdrett										
Tømming av fiskedammer										

10.3.2 Sjekkliste belastninger

I direktivet deles belastningene på en vannforekomst inn i 4 typer:

1. Forurensninger (punktkilder og diffuse)
2. Endringer av vannregime (vannføring, vannstandsvariasjoner)
3. Endringer i morfologi (kanalisering, forbygning,)
4. Biologiske endringer (Overfiske, introduksjon av nye arter)

Tabell 10.11. Sjekkliste for belastninger som det kan være aktuelt å vurdere.

	DIFFUSE KILDER	
	By og tettstedsavrenning (overvann)	Avrenning fra Industriarealer, forretningsarealer
		Overløp fra kloakk
		Gateavrenning
		Flyplasser
		Hovedveier
		jernbane
		Havneområder
		Parkarealer
		Takarealer
	Diffuse kilder fra landbruk	Dyrkbar jord, beite, blandet ekstensiv produksjon
		Avling med intensive bruk av gjødsel eller pesticider, eller som medfører lange perioder med åpen jord (f.eks. korn, poteter, sukkerroer, frukt og grønnsaker)
		Overbeiting som fører til erosjon
		Grønnsaksdyrking inkludert drivhus
		Plantevernmidler
		Utkjøring av møkk og silosaft utenom vekstsesongen
	Skogbruk	Torvuttak
		Planting/markberedning
		Flatehugst
		Plantevernmidler
		Bruk av kunstgjødsel
		Oljeforurensning
		Drenering
		Erosjon fra hjulspor etter tømmermaskiner
	Andre diffuse kilder	Kloakkslam anvendt på jorder
		Atmosfærisk nedfall
		Deponering av mudringsmasser
		Båttrafikk
	PUNKTKILDER	
	Avløpsvann	Kommunalt avløpsvann, hovedsakelig kloakk
		Kommunal avløpsvann med mye industri
		Overløp
		Privat sanitærvløpsvann, f.eks. fra turisthoteller, etc.
		Privat avløpsvann med mye industri
		Diverse utslipp i havner
	Industri	Bensin/olje
		Kjemiske stoffer (organisk og uorganisk)
		Treforedling
		Ull og tekstilindustriJern og Stål, metallurgisk
		Matvareindustri

	Bryggerier
	Elektronikk og andre som bruker klorinerte løsningsmidler
	Sagbruk
	Byggevarebedrifter
	Garverier
	Skipsverft
	Andre produksjonsbedrifter
Gruvedrift	Aktive sulfidmalm gruver
	Aktive kullgruver
	Olje og gasutvinning og produksjon
	Torvutvinning
	Nedlagte gruver
	Tailing dammer (undervannsdeponi)
Forurenset grunn	Gamle fyllingsområder (kommunal eller industriell)
	Industriområder
	Planteskoler
	Militære øvelsesfelter
Punktkilder i landbruket	Gylle / blautgjødsel
	silosaftavrenning / silo lekkasje
	lekkasjer fra gjødsellagre
	Landbrukskjemikalier
	Lekkasje og søl fra dieseltanker
	Industripreget husdyrhold
Fast avfall	Drift av søppeldeponier
	Drift av gjenvinnings- og mottaksstasjoner
	Deponering av ikke-jorbruksavfall på jorder
Akvakultur	Landbasert akvakultur
	Marin merdeoppdrett
Produksjon, bruk og utslipp fra industriell / jordbrukssektor	Prioriterte stoffer
VANNUTTAK	
Reduksjon i vannføring	Uttak til jordvanning
	Drikkevannsuttak
	Uttak av vann til industri (prosessvann, kjølevann)
	Uttak av vann til landbasert oppdrett (settefiskanlegg)
	Uttak av vann til gruvedrift og steinbrudd
MORFOLOGISKE	
Regulering av vannføring	Kraftverksdammer
	Vannforsyningsreservoarer
	Flom kontroll dammer (retention dams)
	Overføringer
	Demninger
Vassdrags forvaltning	Fysiske endringer av kanalen (forbygning, kanalisering)
	Byggeaktiviteter
	Jordbrukstiltak (opprensning, senking, hindre oversvømmelse av jorder)
	Fiskeforsterkningstiltak
	Veg- brubygging
	Mudring
Fjord forvaltning	Mudring
	Brygger, havneområder, skipsverft
	Utfyllinger for å vinne land
	Sand og skjellsanduttak
Andre morfologiske	Barrierer
ANDRE ANTROPOGENE BELASTNINGER	
	Snøtipping
	Tipping av gateoppsop

		Slamtømming til sjøs
		Utnyttelse av dyr og planter (e.g. tarehøsting, fiske, etc)
		Rekreasjon
		Fiske(inkludert sportsfiske
		Introduksjon av arter
		Introduserte sykdommer
		Klimaforandringer
		Drenering av jorder og av skog
	osv.....	osv.....

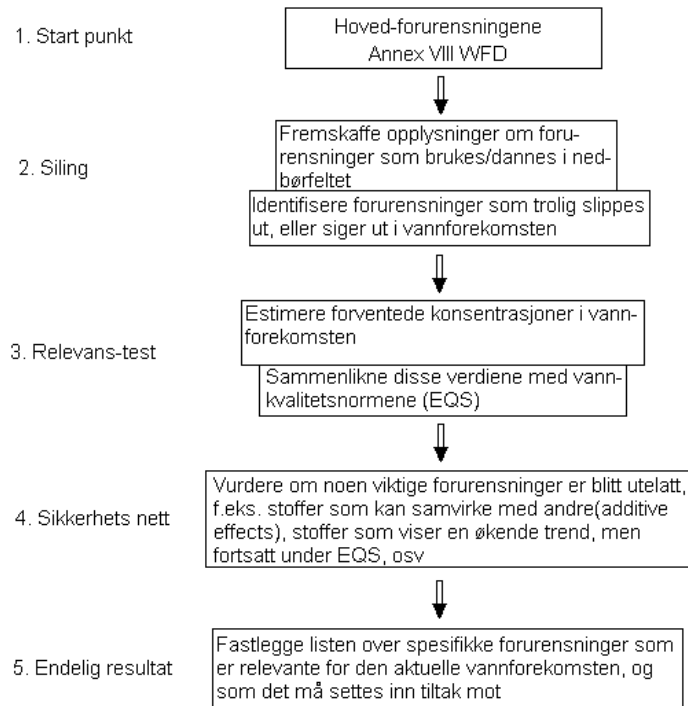
10.3.3 Vanndirektivets ”Hovedforurensninger”

Utgangspunktet for hvilke forurensninger som skal vurderes i en BELASTVIRK-analyse er listen over ”Hovedforurensninger” gitt i Annex VIII i Vanndirektivet:

1. Organohalgener og stoffer som kan danne organohalgener i aquatisk miljø
2. Organofosfor stoffer
3. Organotin stoffer
4. Stoffer og preparater, eller nedbrytningsprodukter av slike, som har kreftfremkallende og mutagene egenskaper, eller virke på reproduksjon, ha hormonhermende effekter i eller via det akvatiske miljø.
5. Persistente hydrokarboner, og persistente og bioakkumulerbare organiske miljøgifter.
6. Cyanider
7. Metaller og deres forbindelser
8. Arsen og dennes forbindelser
9. Biocider og plantevernmidler
10. Suspendert partikulært materiale (PM, POM og PUM)
11. Stoffer som bidrar til eutrofiering (særlig fosfor og nitrogen)
12. Stoffer som virker til forsuring
13. Stoffer som har en ufordelaktig innvirkning på oksygenbalansen (målt som BOD, COD, etc).

De 9 første av disse er betraktet som spesielle forurensninger, mens de 3 siste er av generell karakter og blir behandlet senere.

Gangen i utplukking av forurensninger er gitt i **Figur 10.15**.



Figur 10.15. Utvelgelse av relevante forurensninger som skal underkastes BELASTVIRK- analyse

10.3.4 Vurdering av risiko for ikke å tilfredsstille målene i Vanddirektivet

Spesifikke forurensninger

For de spesifikke forurensningene (1-9 i listen av hovedforurensninger) er det egentlig bare å sammenlikne om verdiene i vannforekomsten er over eller under verdiene i vannkvalitetskriteriene (EQS) i Direktivet.

Generelle forurensninger

For de generelle forurensningene som næringssalter, partikkelpåvirkning, organisk materiale, forsurening, osv. er det ikke så enkelt. Her har man varierende naturlige bakgrunnsverdier i ulike vannforekomster. Økologisk status relaterer seg til avvik fra naturlig bakgrunn, også kalt avvik fra referansetilstand. De omforente systemene for å fastsette økologisk status er enda ikke ferdig, slik at det neppe kan legges til grunn for karakteriseringsarbeidet som skal gjøres i 2004. WFD anbefaler da at man inntil videre bør benytte det nasjonale systemet man har benyttet inntil nå, men stiller da følgende krav:

Dataene som benyttes for beskrivelse av status i overflatevann skal være

For klassifisering av økologisk status:

Nært relatert til biologiske elementer (WFD Annex 5)

Være en relevant forurensning på nedbørfeltnivå

For klassifisering av kjemisk status:

Være stoffer fra listen over prioriterte stoffer (Annex 10, ikke ferdig ennå)

Den nest siste versjonen av SFTs veileder om vannkvalitetskriterier (SFT 1992) har et system for klassifisering av forurensningsgrad som tar utgangspunkt i avvik fra naturlig bakgrunn. Forurensningsgraden bestemmes som forholdet mellom dagens tilstand (dagens midlere verdi) og forventet bakgrunn. Forurensningsgraden deles i 5 klasser fra 1 (Lite forurenset) til 5 (Meget sterkt forurenset). Problemet med anvendelsen av dette systemet har vært todelt.

1. Det har vært vanskelig å fastsette naturlig bakgrunn for ulike komponenter.
2. I områder hvor naturlig bakgrunnskonsentrasjoner er svært lave, gir selv lave observerte konsentrasjoner et bilde av betydelig forurensning, selv om konsentrasjonene er langt under der hvor biologiske effekter oppstår.

10.4 SMVF-Vedlegg I. Eksempler fra Suldalsvassdraget av vannforekomster som kan identifiseres som sterkt modifiserte

Det er mange eksempler i Suldalsvassdraget både på sterkt modifiserte og naturlige vannforekomster, og det finnes også tvilstilfeller.

10.4.1 Blåsjø – kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst?

Blåsjø omtales til tider som en kunstig innsjø, men blir etter vanddirektivet definert som sterkt modifisert siden dette magasinet er dannet ved oppdemninger av et område som fra før bestod av mange innsjøer eller tjern. Disse drenerte naturlig ikke til Suldalsvassdraget, men til Otra, Storåna i Årdal i Ryfylke og via elvene Ulla og Førreåna til Jøsenfjorden. Disse to elvene har gitt navnet til Ulla-Førreutbyggingen. Blåsjø må deles i ulike vannforekomster siden det "tilhører" flere nedbørfelt og fylker og derfor vil komme til å berøre ulike forvaltningsplaner og trolig ulike nedbørfeltdistrikter. Disse planene må ses i sammenheng, og nedre del av Suldalsvassdraget er i dag sterkt preget av tilført vann fra Blåsjø.

Eksempelene for Suldalsvassdraget er imidlertid tatt fra det naturlige eller opprinnelige nedbørfeltet. Siden vannkraftutbygging er eneste type inngrep i dette vassdraget som gir grunnlag for å identifisere vannforekomster som sterkt modifiserte, er det naturlig å ta eksempler fra dette.

10.4.2 Vannforekomster som er sterkt modifiserte

Mens Ulla-Førreutbyggingen førte til overføring av vann mellom vassdrag ligger Norsk Hydros utbygging fra slutten av 1960-tallet, Røldal-Suldal Kraft (RSK), innenfor Suldalsvassdraget. Utbyggingen førte imidlertid til en kraftig utjevning av vannføringen på årsbasis nedover i vassdraget. Dette ble gjort mulig gjennom omfattende oppdemninger og senkninger. Det ble gitt tillatelse til at over 20 magasiner kunne reguleres med 10 m eller mer.

Innsjøer/magasiner: Valldalsvatn og Votna

Høyest reguleringshøyde har Valldalsvatn, som er demmet opp 80 m fra naturlig vannstand og nåværende på 665 m o.h., som nå er LRV, mens HRV er 745 m o.h. Votna er demmet opp 45 m, med LRV 975 m o.h. og HRV 1 020 m o.h. Det foreligger vesentlige hydromorfologiske endringer og slike vannstandsvariasjoner er så dramatiske for livet i vannet at det er enkelt å identifisere slike magasiner som sterkt modifiserte. Det samme gjelder også de andre magasinene som kan reguleres med 10 m eller mer. 10 meter er ikke ment som en generell grense for å identifisere magasiner som sterkt modifiserte, men i RSK-utbyggingen finner en ikke reguleringshøyder på magasin mellom 1 og 10 meter.

Elvestrekninger: Roaldkvamsåna og Brattlandsåna

Eksepler på elvestrekninger som kan identifiseres som sterkt modifiserte er Roaldkvamsåna og Brattlandsåna. Begge ble nær tørrlagte etter RSK-utbyggingen. De renner begge ut i Suldalsvatn og hadde tidligere lakseførende strekninger med gyteområder. Med så kraftig reduksjon i vannføringene forutsetter vi endret kapasitet for sedimenttransport slik at det også foreligger hydromorfologiske endringer. Ved å følge trinnene i **Figur 5.1** vil disse elvene bli foreløpig identifisert som sterkt modifiserte vannforekomster.

Utløpet av Storelva til Røldalsvatn bærer helt tydelig preg av å være menneskeskapt. Elva måtte kanaliseres for å unngå utrasing i det gamle elveleiet ved nedtappet magasin. Dette er et eksempel på at et inngrep (kanalisering) skyldes et annet (kraftutbygging) og at dette ikke er en kunstig vannforekomst siden det var elv der tidligere, som altså er blitt sterkt modifisert.

10.4.3 Eksempler på vannforekomster som kan være sterkt modifiserte, tvilstilfeller

Noen vannforekomster er blitt modifisert i en viss utstrekning. Problemet kan her være å identifisere slike som enten naturlige eller sterkt modifisert.

Innsjø/magasin: Suldalsvatn

regulert med 1,5 meter med en dam ved Suldalsosen, der laks kan passere. Så langt kan det vurderes som en naturlig innsjø. Men det er store endringer i vanngjennomstrømming i forhold til det som var naturlig. Med overføringer fra Blåsjø er midlere årlig tilsig økt fra 91 til 150 m³/s, mens avløpet fra Suldalsvatn til Suldalslågen er blitt redusert p.g.a. Hylen kraftstasjon. For perioden 1989-1996 var midlere avløp fra Suldalsvatn til Suldalslågen ca. 50 m³/s. Tidligere var det gytestrekninger for laks oppstrøms Suldalsvatn. Siden disse er eliminert, vil også innsjøens betydning for laks være endret. Suldalsvatn har en røypopulasjon som har vært litt småfallen og preget av parasitter som har forringet kvaliteten.

Det er ikke uten videre gitt om Suldalsvatn er naturlig eller sterkt modifisert.

Elvestrekning: Suldalslågen

Suldalslågen ble vurdert i et tilfellestudie med hensyn på sterkt modifiserte vannforekomster, og er et tvilstilfelle. Det er klare endringer i vannføringer og evne til sedimenttransport. Det har skjedd forrykninger i artsbalanse av både vannplanter, bunndyr og fisk. På den annen side er ikke noen arter registrert direkte utryddet, og noen av de biologiske endringene kan også ha andre årsaker en vannkraftutbygging. Lakselus kan føre til betydelige angrep på laksestammer i elver som munnar ut langt inne i fjordarmer og problemet med oppvandring av rømt oppdrettsfisk eksisterte ikke før kraftutbyggingene i Suldal.

10.4.4 Eksempler på påvirkede vannforekomster som er ” naturlige” etter vanddirektivet

Innsjø/magasin: Mosvatn

Mens magasinene i Ulla-Førreutbyggingen ligger i områder som naturlig ikke rant ut i Suldalsvassdraget, drenerte Mosvatn ut i Mosåna til Suldalslågen. Dette utløpet er nå demmet opp og vannet tas inn Ulla-Førresystemet. Mens Mosåna er en kandidat til å bli foreløpig identifisert som sterkt modifisert, er Mosvatn et av de mest skånsomt regulerte innsjøer i Suldalsområdet. Regulerings høyden er 2 meter, ½ meter opp og 1 ½ meter ned i forhold til under uregulerte forhold, der høyden var 517,7 m o.h.

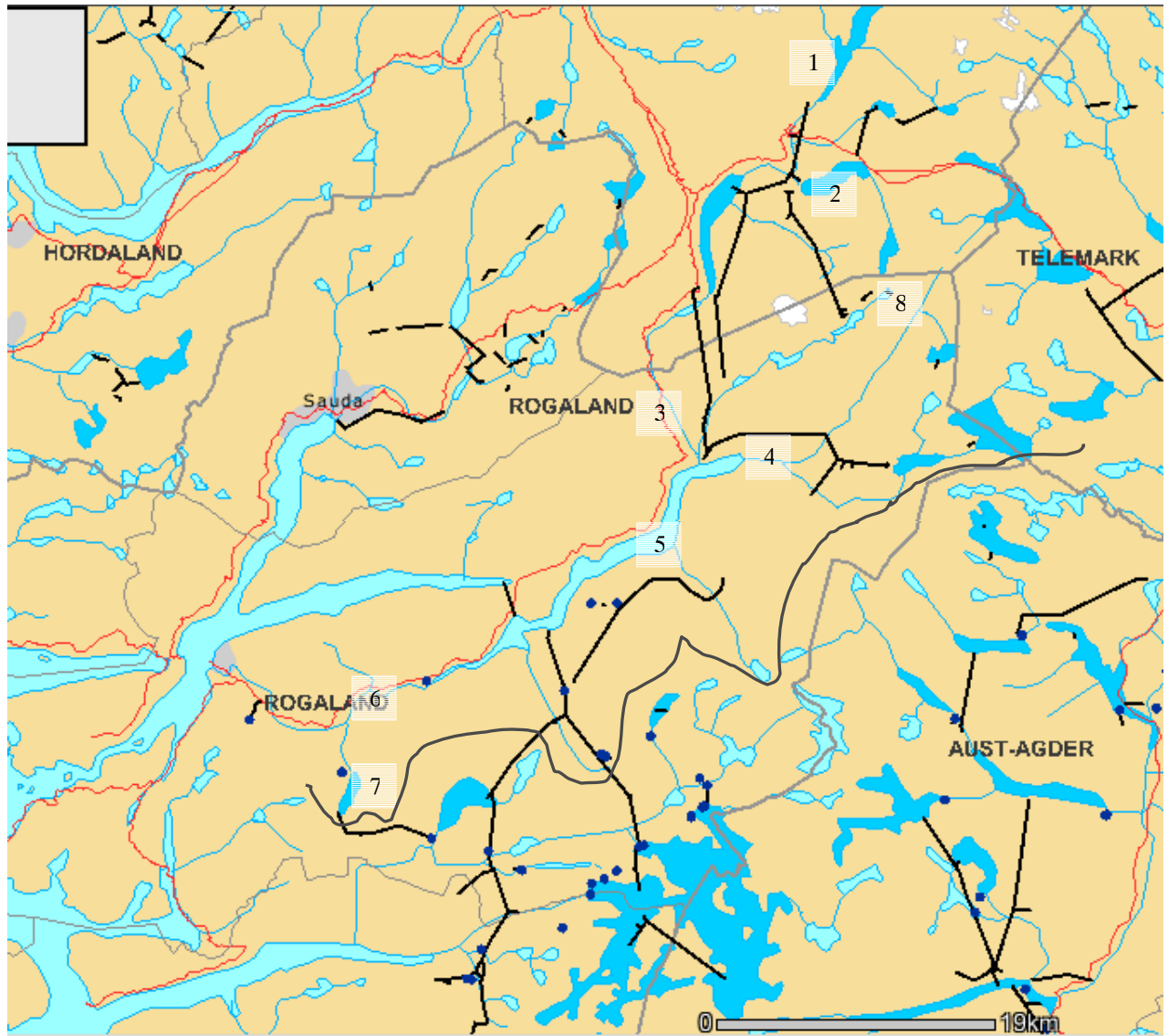
Mosvatn skal etter manøvreringsreglementet tappes ned tidligst mulig før jul. deretter kan vannstanden fram til lavvannsperiodens slutt variere mellom 516,2 m o.h. (LRV) og 517,2 m o.h.. I vårflomperioden kan vannstanden variere mellom LRV og HRV (518,2 m o.h.), og i tiden etter og fram til 1. september mellom 517,2 m o.h. og 518,2 m o.h..

Mens utløpet til Mosåna er stengt av, er innløpselvene intakte og med gyteaktivitet av en litt ”overbefolket” ørretstamme. Vannet var trolig også ”overbefolket” før regulering, og det er naturlig en ”ubalanse” mellom rekrutteringsmuligheter og næringsforhold.

Mosvatn er et eksempel på en regulert innsjø der dammen ved utløpet til Mosåna er et klart hydromorfologisk element som også bryter kontinuiteten. Men siden innsjøen ikke kan sies å få endret økologiske tilstand p.g.a dette, kommer Mosvatn trolig ut av silingsprosessen som en naturlig vannforekomst i forhold til EUs rammedirektiv for vann.

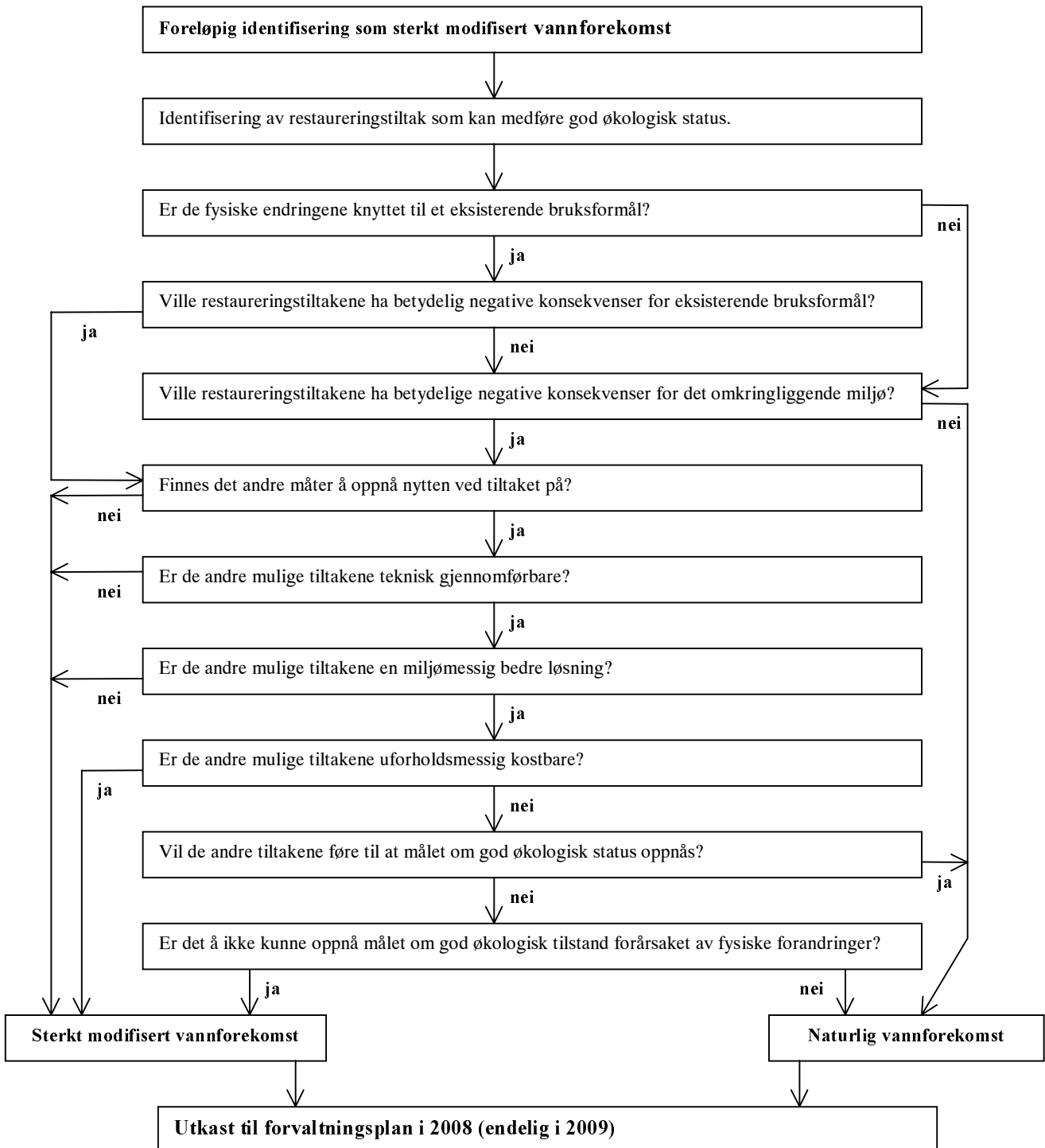
Innsjø/magasin: Kvanndalstjønn

Mens magasinene i Røldal-Suldalutbyggingen stort sett er kraftig regulert, finner vi at Kvanndalstjønn bare er senket med 1 meter. Dett er en liten regulering, med LRV på 1 215,8 m o.h. og HRV 1 216,8 m o.h. Forutsatt at ikke livssyklusen til dyra i vannet blir brutt er dette et eksempel på en naturlig vannforekomst etter vannrammedirektivet.



Figur 10.16 Eksempler på vannforekomster som er sterkt modifiserte (1-4), muligens vil bli identifisert som sterkt modifiserte (5-6) og to magasiner som trolig vil bli identifisert som naturlige vannforekomster (7-8). 1. Valldalsvatn, 2. Votna, 3. Brattlandsåna, 4. Roaldkvamsåna, 5. Suldalsvatn, 6. Suldalslågen, 7. Mosvatn, 8. Kvanndalstjønn

10.4.5 SMVF-VEDLEGG II : Trinnvis fremgangsmåte for endelig utpeking som sterkt modifisert vannforekomst etter 2004.



10.4.6 SMVF-VEDLEGG III: Bestemmelse om lavvannføring i vannressurslovens § 10, og vurdering av relevans for identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster.

Vannressurslovens § 10. (vannuttak og minstevannføring)

Ved uttak og bortledning av vann som endrer vannføringen i elver og bekker med årssikker vannføring, skal minst den alminnelige lavvannføring være tilbake, hvis ikke annet følger av denne paragraf. Det samme gjelder når vann holdes tilbake ved oppdemming.

I konsesjon til uttak, bortledning eller oppdemming skal fastsetting av vilkår om minstevannføring i elver og bekker avgjøres etter en konkret vurdering. Ved avgjørelsen skal det blant annet legges vekt på å sikre

- a) vannspeil,*
- b) vassdragets betydning for plante- og dyreliv,*
- c) vannkvalitet,*
- d) grunnvannsforekomster.*

Vassdragsmyndigheten kan gi tillatelse til at vilkårene etter første og annet ledd fravikes over en kortere periode for enkelttilfelle uten miljømessige konsekvenser. Vedtak etter dette ledd kan ikke påklages.

Bruk av dette kriteriet som basis for hva som er nødvendig endring av vannføringen på minstevannføringsstrekninger for å slippe å bruke unntaksbestemmelsen om sterkt modifiserte vannforekomster vil medføre en betydelig heving av minstevannføringer i forhold til dagens situasjon og dermed et betydelig produksjonstap. I følge en utredning foretatt av ENFO vil dette bety et årlig produksjonstap på 9 TWh som må dekket inn på annen måte (Kilde: Lundquist, D. ICH-seminar 5. mai 2003). Spørsmålet om avgrensning av hva som skal få betegnelsen sterkt modifiserte elvestrekninger pga vannkraftutbygginger blir derfor fort et spørsmål både i hvilken grad bestemmelsene i Vanddirektivet tillater landene å legge vekt på hydrologiske endringer som tillegg til hydromorfologiske endringer ,og hvor omfattende bruk av unntaksbestemmelsen norske myndigheter ønsker å legge opp til for å ivareta viktige samfunnsinteresser knyttet til bruken av vannressursene.

10.4.7 SMVF-VEDLEGG IV: Miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster

For sterkt modifiserte vannforekomster gjelder ikke det generelle målet om god økologisk tilstand innen 2015. I stedet skal det defineres ulike potensiale for forbedring av forholdene. Det er opprettet 5 tilstandsnivå: *dårlig økologisk potensiale*, *lavt økologisk potensiale*, *moderat økologisk potensiale*, *godt økologisk potensiale* og *maksimalt økologisk potensiale*. Sterkt modifiserte vannforekomster skal nå målet om godt økologisk potensiale innen 2015. I rapporteringen skal vannforekomster med maksimalt og godt økologisk potensiale settes sammen til en gruppe.

Figuren under angir direktivets definisjoner på ulike økologiske potensialer.

Maksimalt økologisk potensiale (MØP)

1. De fysisk-kjemiske kvalitetselementene samsvarer helt eller tilnærmet helt til de forhold som eksisterer ved upåvirkede betingelser for den naturlige overflatevanntypen det er mest naturlig å sammenlikne med.
2. Konsentrasjonene av spesifikke ikke-syntetiske stoffer ligger innenfor de nivå som normalt er forbundet med upåvirkede forhold for den naturlige overflatevanntypen det er mest naturlig å sammenlikne med.

Godt økologisk potensiale

1. Små forandringer av MØP-verdier for biologiske kvalitetselementer.
2. Fysisk-kjemiske elementer innenfor nivået som sikrer økosystemfunksjonene.
3. Spesifikke ikke-syntetiske stoffer overskrider ikke de miljøkvalitetsstandardene som er satt på bakgrunn av vedlegg V i direktivet.

Moderat økologisk potensiale

Moderate forandringer av MØP-verdier for biologiske kvalitetselementer.

Lavt økologisk potensiale

Betydelige forandringer av MØP-verdier for biologiske kvalitetselementer.

Dårlig økologisk potensiale

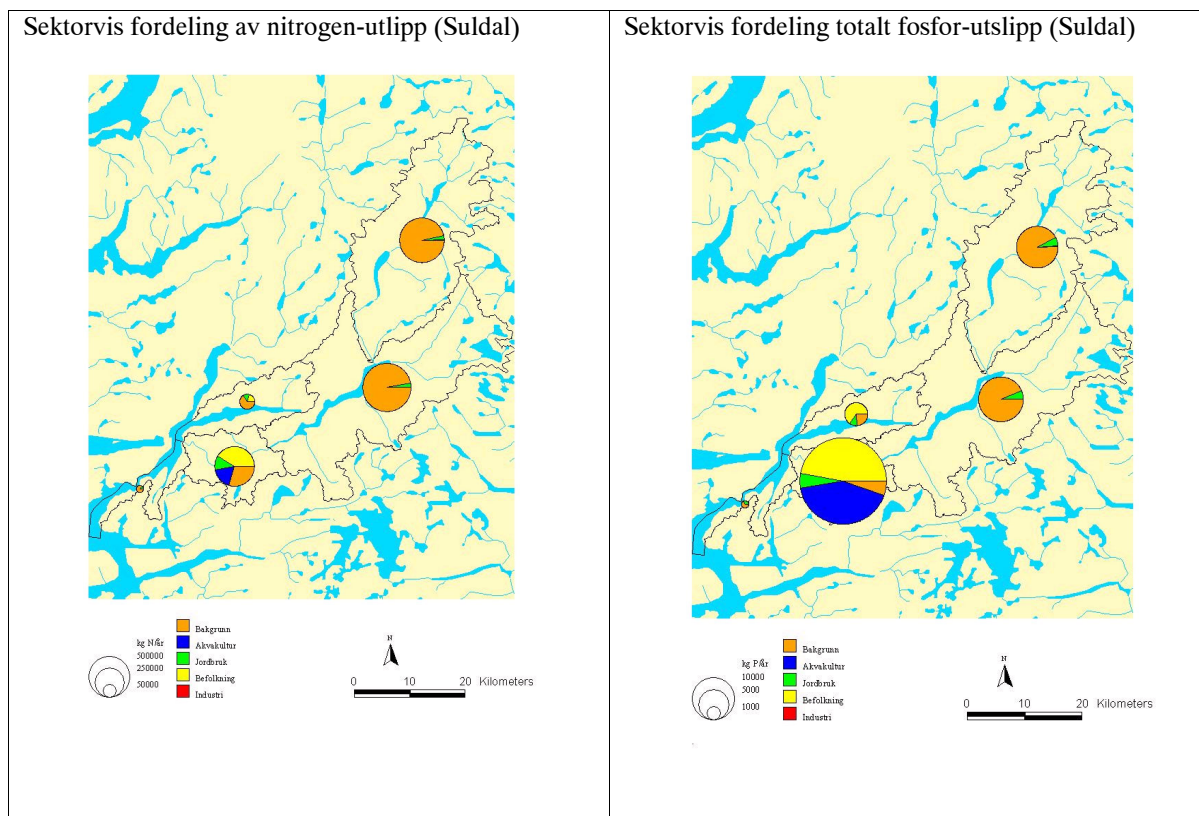
Alvorlige forandringer av MØP-verdier for de biologiske kvalitetselementene (for eksempel at store deler av de biologiske samfunn er borte).

10.5 Eksempler på sektorvis økonomisk karakterisering av vannbruk og analyser av kostnadsdekking

Vannbrukere er delt opp i husholdninger, landbruk og industri som er WFD minstekrav til rapportering. Vi har videre delt hver sektor opp i typer vannbruk som er viktigst i type-områdene for demo-prosjektene. Som det går frem av brukerkonflikt-matrisen over vil det være andre

10.5.1 TEOTIL – nitrogen- og fosfor-bidrag per sektor og statistikk-område

TEOTIL databasen - forurensning av næringssalter kan desaggregeres på statistikkområde innenfor hvert nedbørfelt. Dette er tilstrekkelig for rapporteringskravet for økonomisk karakterisering av vannbruk : aggregerte tall om resipientbruk per sektor på nedbørfeltsnivå (svart uthevet skrift i tabellene). Statistikken kan brukes til å beregne foreløpig sektorvise fordelingsfaktorer for miljøkostnader på nedbørfeltsnivå, som brukes videre i beregning av samfunnsøkonomisk kostnadsdekking. Statistikken er imidlertid ikke per vannforekomst og er lite egnet som grunnlag for tiltaksanalyser under Rammedirektivet. Dataene for de ulike sektorenes ansvarsfordeling for nitrogen og totalt fosfor i Suldal nedbørfeltene vises på neste side.



Kilde: TEOTIL databasen. NIVA.

10.5.2 KOSTRA – vannforsyning og avløp per kommune

Vannforsyning KOSTRA
Vannbrukere
Vann - antall vannverk
Vann - antall personer forsynt av grunnvann som hovedkilde
Vann - antall personer forsynt av desinfisert overflatevann som hovedkilde
Vanntjeneste-kvalitet
Vann - antall innbyggere tilknyttet kommunal vannforsyning
Vann - antall innbyggere tilknyttet kommunalt vannverk med god vannkvalitet
Vann - antall innbyggertimer uten svikt
Vann - antall innbyggertimer totalt
% svikt
Vannbruk
Vann - total vannleveranse på kommunalt distribusjonsnett (m3)
Andel av total vannleveranse som går til husholdningsforbruk (prosent)
Andel av total vannleveranse som går til industri og næringsvirksomhet (pro ..
Andel av total vannleveranse som går til annet forbruk (jordbruksvanning mv ..
Andel av total vannleveranse som går tapt pga. lekkasje (prosent)

Avløp KOSTRA
Avløp - ant innb tilknyttet kommunalt avløp med kjemisk rensing
Avløp - ant innb tilkn kommunalt avløp med biologisk-kjemisk rensing
Avløp - antall innbyggere tilknyttet kommunalt avløp (=>50pe)
Avløp - ant innb tilkn komm avløp m mek, bio, naturbasert og ukonv rensing
Avløp - ant. kommunale anlegg
Avløp - total belastning på avløpsanleggene (kg tot-P)

Tabellene illustrerer nøkkeltall fra KOSTRA som kan brukes i karakterisering vannbruk under Rammedirektivet. KOSTRA har opprettet data-kategorier for å beskrive antall og type vann- og avløpsbrukere i en kommune, kvaliteten på VA-tjenestene, og kvantifisering av bruk av VA-tjenestene per sektor. (<http://www.ssb.no/emner/00/00/20/kostra/>). Rapporteringen på kommunenivå er mangelfull for mindre kommuner og noen nøkkeltall av interesse.

10.5.3 Arealis

En rekke eksempler på kart-data som beskriver vannbrukeres lokalisering i nedbørfeltet er tilgjengelig fra forsknings- og utredningsprosjekter. Felles for denne informasjonen er at den ofte ikke er offentlig tilgjengelig og/eller landsdekkende. Det er også ofte data som er spesialisert for en bestemt sektor eller miljøproblem. I den sammenheng nevner vi her Arealis som en generell datakilde og verktøy for rapportering under Rammedirektivet

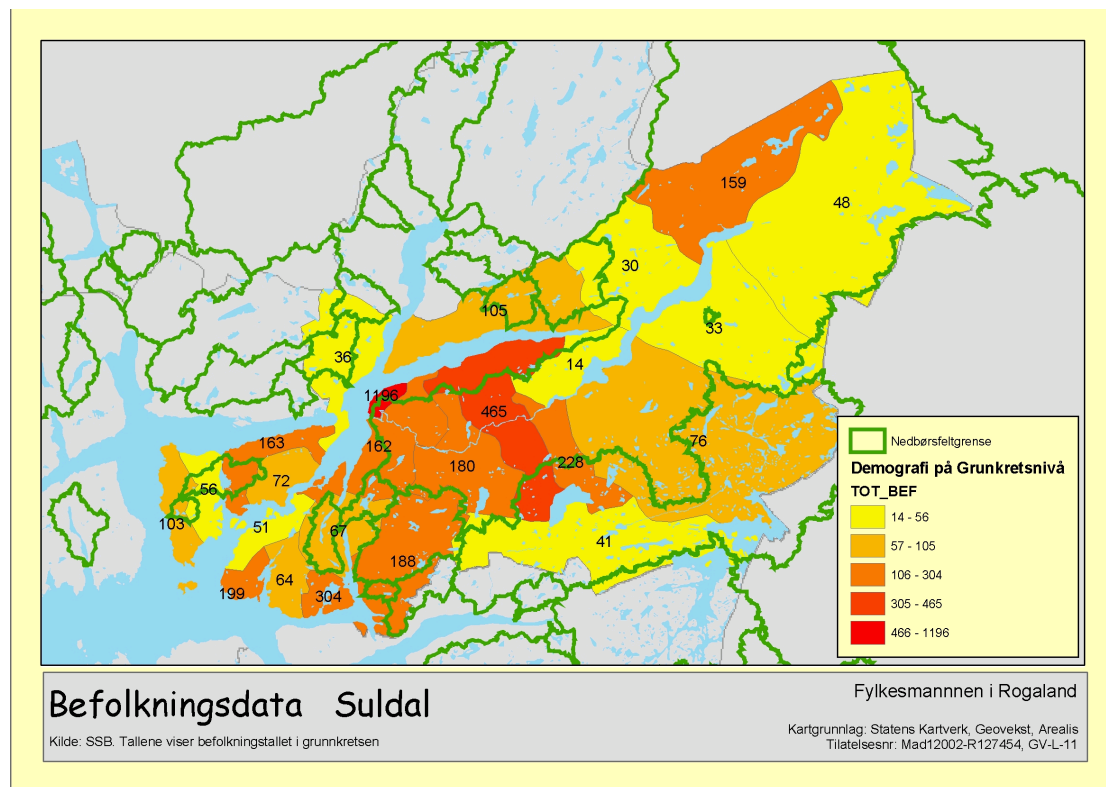
Arealis er et GIS-basert kommunalt planleggingsverktøy som er implementert i omlag 100 norske kommuner (<http://www.statkart.no/IPS/?template=arealis>). Et felles system for lagring av tema relatert til implementering

av plan- og bygningsloven i kommunene gjør det mulig å vurdere vann-relaterte og sosio-økonomiske tema samtidig. Arealis har data på grunnkrets nivå, for kommuner som helhet, reginefelt og nedbørfelt. Dersom AREALIS blir et verktøy som implementeres i alle kommuner vil det utgjøre en naturlig felles plattform for lagring av vannfaglige og økonomiske data til rapportering under Rammedirektivet.

I Morsa nedbørfelt er det bare Ski kommune som er såkalt "Arealis" kommune. I demonstrasjonsområdet i Rogaland er bl.a både Suldal, Finnøy og Stavanger kommuner med i Arealis.

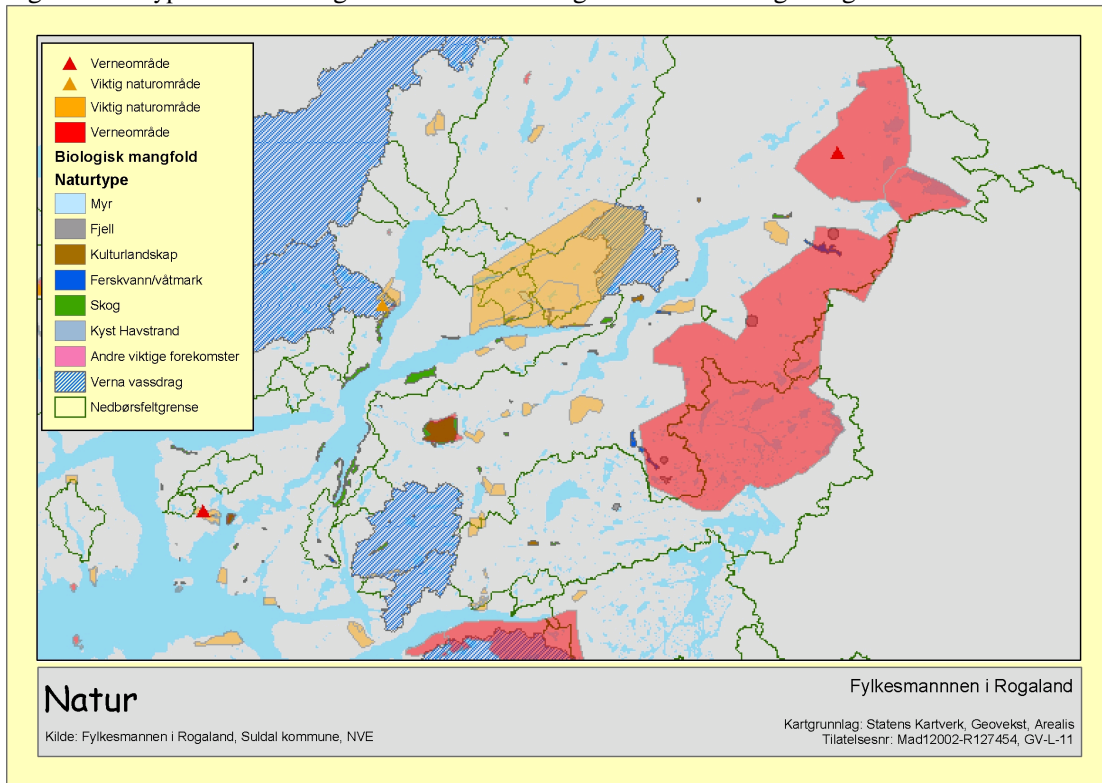
Problemet med å knytte sosio-økonomiske data til nedbørfelt gjør at vi her trekker frem noen eksempler på data av relevanse for karakterisering av vannbrukere. Selv om demo-prosjektene ikke har som hovedoppgave å vurdere GIS løsninger, er karakterisering av vannbruk ufullstendig uten at problemet med stedfesting av økonomiske data diskuteres. Rammedirektivet krever at den økonomiske analysen av vannbruk desaggregeres som et minimum til husholdninger, industri og jordbruk. Eksempler på informasjon i Arealis om disse tre typer vannbrukere er hentet fra Suldal kommune⁴. Vi ser hvordan kommunevise data kan relateres til definisjonen av nedbørfeltet. Alle flatearealer i kartene kan rapporteres i tabellarisk format.

Figur – befolkningsdata i Arealis til karakterisering av husstander og generell menneskelig påvirkning i nedbørfeltet

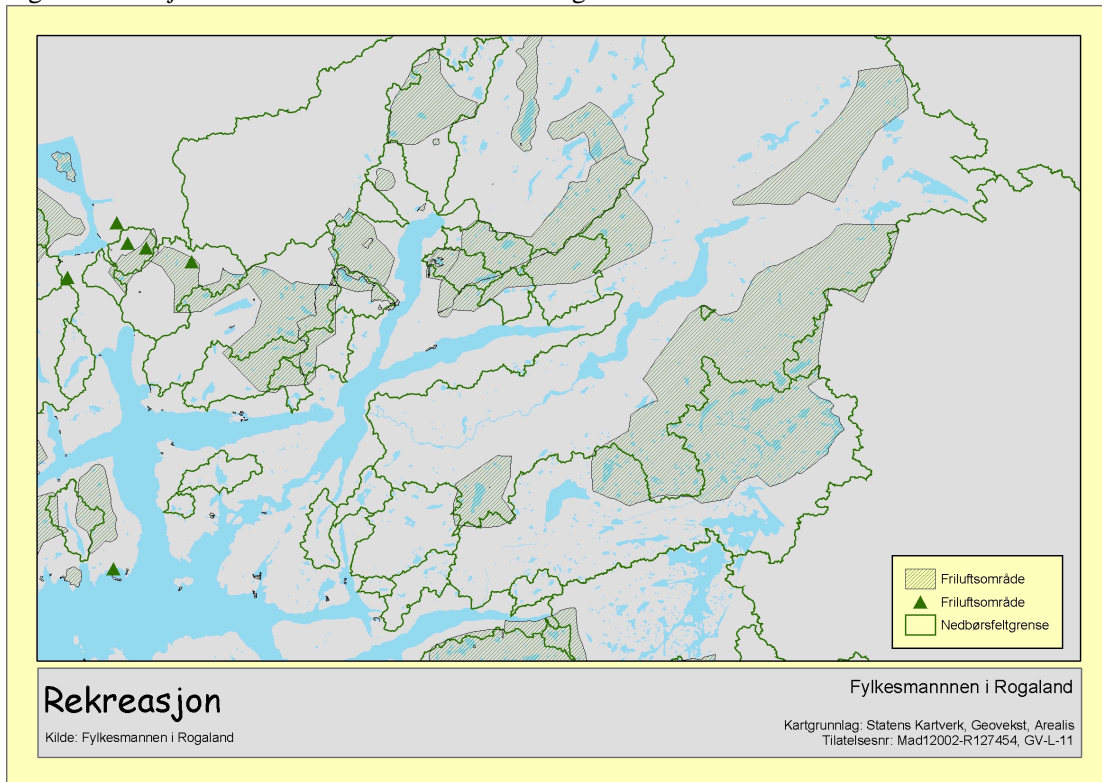


⁴ Kart- eksempler er utarbeidet av Hans Ole Ørka, AREALIS ansvarlig ved Fylkesmannen i Rogaland

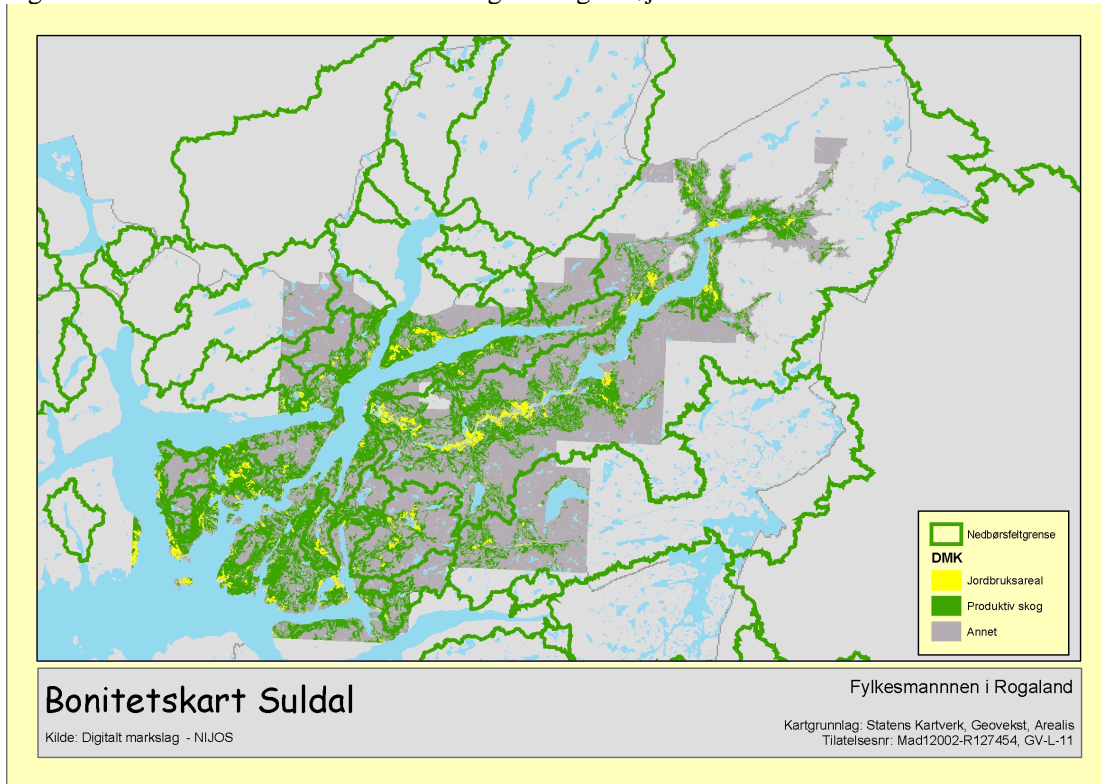
Figur – naturtyper i Arealis til generell karakterisering av nedbørfeltet og mulig brukerkonflikter



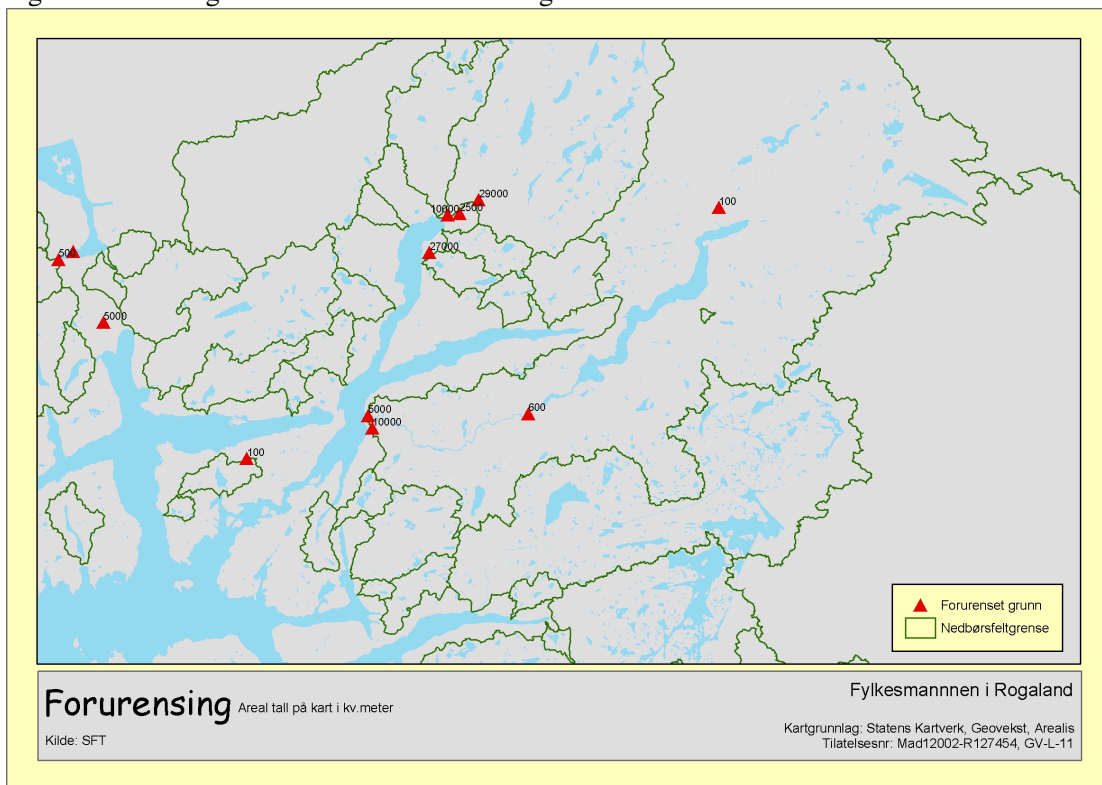
Figur – rekreasjonsområder i Arealis – karakterisering av husstander



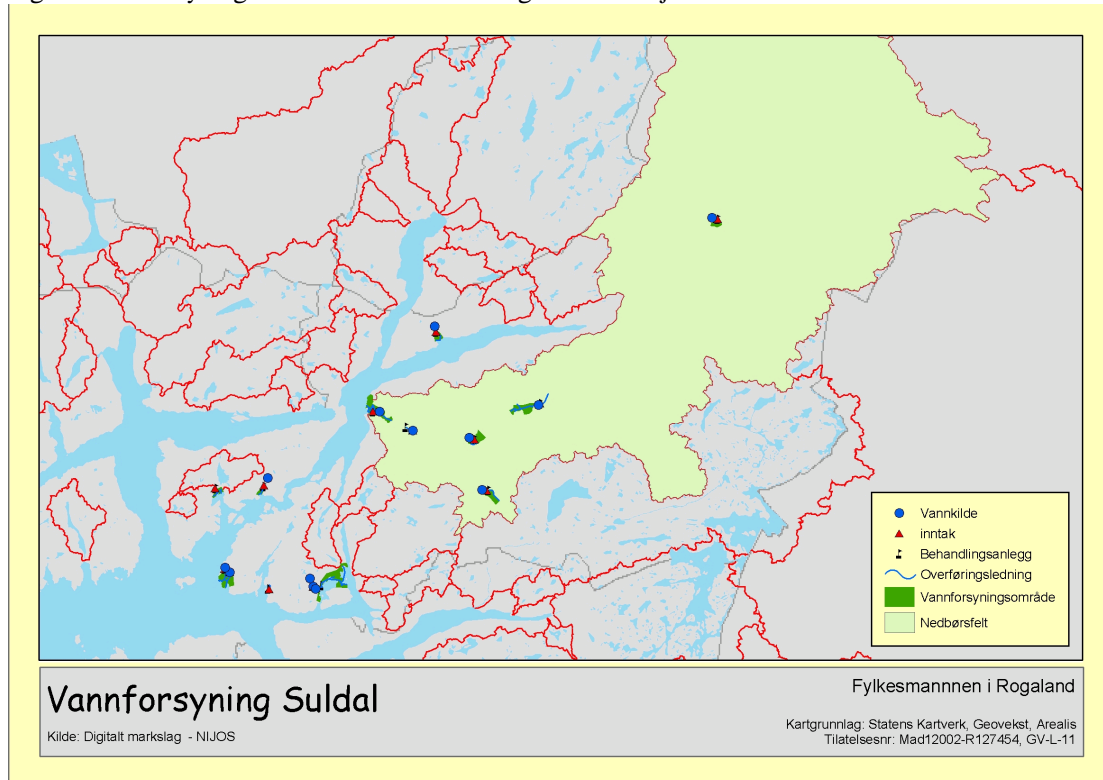
Figur – bonitetskart i Arealis – karakterisering av skogbruk/jordbruk



Figur – forurenset grunn i Arealis – karakterisering av industri



Figur – vannforsyning i Arealis – karakterisering av en vanntjeneste



10.5.4 Eksempel på kostnadsdekking av vann- og avløpstenester

For eksempler av beregning av kostnadsdekking for vann- og avløpstenester for vann- og avløpstenester vises det til rapporten fra demo-prosjektet i Morsa. Data hentes i KOSTRA og dekker alle kommuner i Norge.

Vurdering av kostnadsdekking av oppdemming, magasinerings og uttak til vannkraft (eksempel Suldal nedbørsfelt no. 036)

Det er reist spørsmål om hvorvidt vannkraft skal vurderes som en vannbruker eller en vanntjeneste under Rammedirektivet. På kort sikt er forskjellen mellom bruker og tjenesteyter vesentlig fordi vanntjenester skal rapportere om kostnadsdekking i 2004. Beregning av eventuelle kraftpriser som tilsvarer full samfunnsøkonomisk kostnadsdekking vil derimot ikke være mulig innen 2004 fordi det bl.a. vil kreve en fullstendig vurdering av skatter/overføringer og nye verdsetningsstudier av miljøkonsekvenser av vannkraft i utvalgte nedbørsfelt. Rapportering i 2004 vil måtte konsentrere seg om å dokumentere finansiell kostnadsdekking (dvs. kjente utbyggings- og driftskostnader, en gros kraftpriser).

I det følgende diskuterer vi momenter som må vurderes **dersom** oppdemming, magasinerings og uttak til vannkraft blir definert som vanntjenester av EU Kommisjonen og ESA. I praksis vil man da ønske å rapportere kostnadene ved reguleringsanlegg (oppdemming, magasinerings) og kraftverk (uttak) separat.

Arbeidsgruppene som jobber med Rammedirektivet og EU Kommisjonen har per september 2003 ikke tatt stilling til om oppdemming og magasinerings i vannkraft skal rapporteres som en vanntjeneste. Dersom denne tvetydigheten vedvarer er det sannsynlig at medlemsland vil kunne definere vannkraft som en vannbruker der dette er hensiktsmessig for nasjonal rapportering. Rapportering av kostnadsdekking for vannkraft vil da bortfalle for 2004 fristen.

Vurderingen av samfunnsøkonomiske kostnader ved vannkraft-anlegg som skisseres nedenfor vil være relevant i nytte-kostnadsvurderinger av tungt modifiserte vannforekomster med rapporteringsfrist i 2009. Vi har derfor valgt å la vurderingen få en plass i denne rapporten.

10.5.5 Finansiell kostnadsdekking

Gjenanskaffelsesverdier (GAV) -beregningene danner grunnlaget for å vurdere investerings- og kapitalkostnader i reguleringsanlegg mm. i forbindelse med vurdering av kostnadsdekking av vanntjenestene i vannkraft. For enkelthets skyld kan man se bort fra driftskostnader som er en liten andel av totale kostnader ved vannkraft.

I forbindelse med den nye skattereformen beregnet NVE gjenanskaffelsesverdi (GAV) for alle kraftverk med status for kraftverket pr.1.1.1997 og dette ble oppdatert med nye anlegg og overføringer til status pr.1.1.2000 i forbindelse med eiendomsskatten. Mange selskaper hadde ikke oversikt over anleggskostnader og NVE fikk i oppdrag å beregne denne verdien for alle kraftverkene. Selskapene kunne velge om de vil bruke informasjonen i forbindelse med inngangsverdien for skatt (Slappgård, Skau et al. 1998). Kostnadene for ovenforliggende reguleringsanlegg er fordelt etter energiekvivalenten til det enkelte kraftverk (verdiene er pr.1.1.1997).

Kostnadene for hvert anlegg er koblet til den simulerte produksjonen NVE bruker slik at man har en kr/kWh for hvert enkelt kraftverk i Norge. Gjennomsnittlig utbyggingskostnad for alle kraftverkene i Norge var på 1,75 kr/kWh⁵; 51% av kostnadene er fordelt på dammer og øvrige reguleringsanlegg, 45% på kraftstasjonsområdet (bygninger og tekniske installasjoner) og de resterende 4% på adkomstlegg (Slappgård, Skau et al. 1998).

Tabell – gjenanskaffelsesverdi (GAV) for kraftverk >1MW med fordeling av kostnader til reguleringsanlegg i nedbørfelt nr. 036.

VannKVnr	SPnr	VannKVnavn	VannKVt ype	MidProd_70_9 9 [GWh]	Idrift	Sum GAV tusen kr	kr/kWh	
Sand								
139	16601	SAND	K	10,1	1936	GAV verdier per anlegg er konfidensialitetsbelagt		
Ulla-Førre								
167	16611	HYLEN	K	921,6	1980			
222	16612	KVILLDAL	K	3 516,5	1981			
149	16613	HJORTELAND	P	-19,5	1986			
406	16615	STØLSDAL	K	61,0	1986			
407	16616	STØLSDAL	P	-8,7	1985			
362	16617	SAURDAL	PK	1 291,0	1985			
Total utbyggingskostnad				5 761,9		10 115 067	1,76	
Røldal-Suldal								
409	16621	SULDAL II	K	751,2	1967	GAV verdier per anlegg er konfidensialitetsbelagt		
219	16622	KVANNDAL	K	181,7	1967			
408	16631	SULDAL I	K	1 049,6	1965			
346	16641	RØLDAL	K	866,9	1966			
312	16651	NOVLE	K	234,5	1967			
413	16654	SVANDALSFL ONA	K	41,3	1977			
269	16655	MIDDYR	K	5,2	1981			
Total utbyggingskostnad				3 130,5		3 395 462	1,08	

Kilde: kraftverksdatabasen. NVE. Merknad: K=kraftverk, P=pumpe, PK=pumpekraftverk. Mindre kraftverk < 1MW er utelatt. Fordelingen av kostnadene til reguleringsanlegg er fordelt etter energiekvivalent til en enkelte kraftverkene. Det er ikke gjort noen særskilt fordeling av reguleringsanleggene ifm. pumpekraftverk. Utbyggingskostnaden er basert på den simulerte produksjonen for perioden 1970-99.

⁵ for nye anlegg ligger investeringskostnaden mellom 2-3 kr/kWh

Det vil umiddelbart bli spørsmål om hvilke kostnader som skal tas hensyn til fordi deler av vannkraft-anleggene ikke kan knyttes til effekter på vannforekomster (adkomstlegg f.eks). Kostander utelukkende for reguleringsanlegg og kraftstasjoner er i gjennomsnitt 1,68 kr/kWh for hele Norge - beregningen bør imidlertid foretas for vannkraftverk enkeltvis for å kunne vurdere kostnadsdekking spesielt for hvert nedbørfelt.

Som eksempel på data per vannkraftverk er GAV for Suldal nedbørsfelt no. 036 oppgitt i ovenstående tabell (tall fra NVE). GAV for reguleringsanlegg og kraftstasjoner i nedbørfeltet på 1,08 kr/kWh ligger betydelig lavere enn landsgjennomsnittet (2.7% av dette skyldes adkomstlegg). Dette inkluderer også en standard beregningsfaktor for erstatninger og tekniske *miljøtiltak* på hhv. 5% (bygg), og 2,5% (maskin og elektro). Med andre ord har man beregnet miljøtiltakskostader i forbindelse med utbygging til 0,026-0,051 kr/kWh for nedbørfelt nr. 036.

10.5.6 Netto overføringer (skatter, avgifter og subsidier)

Oversikt over overføringer til vannkraft krever en historisk gjennomgang av hver enkel utbygging - store deler av vannkraftutbyggingen i Norge er gjennomført av statseid selskap.

Skatte- og avgiftssystemet for vannkraft er sammensatt og gjenstand for revurdering gitt de senere års privatiseringer, etablering og stabilisering av kraftmarkedet (se tabell (Bye and Fjærli 2003)).

Tabell – en oppsummering avskattegrunnlag og skattearter i dagens kraftskattesystem

Skatteart	Begrunnelse	Tilfaller	Grunnlag	Formalia
1)Konsesjonsavgift	1) Kompensasjon for skade 2) Utbytte	1) Kommunen - næringsfond 2) Staten - fond - vassdragsformål etc	1) Kraftproduksjon 2) Skjønnsmessig sats, indeksreguleres hvert 5. år	VL §11 IK § 2 og 5
2) Konsesjonskraft	1) Kraft til rimelig pris	1) Kommunene 2) Staten - ikke brukt	1) Inntil 10 prosent 2) Maks forbruk alm.fors. 3) Makspris	VI §12 IK §2
3) Næringsfond	1) Utbytte 2) Kompensasjon for skade	1) Kommune - næringsfond	1) Kraftproduksjon 2) Skadeomfang	VL §2 IK §2
4) Inntekstskatt	1) Inntekt til stat	1) Staten	1) Overskudd	Skatteloven
5) Naturressurs-skatt	1) Inntekt	1) Kommunen 2) Fylkes-kommunen	2) Kraftproduk-sjonen	Skatteloven kap. 18
6) Grunnrenteskatt	1) Inntekt	1) Stat	1) Merverdien i naturbasert næring	Skatteloven kap.18
7) Eiendomsskatt	1) Inntekt	1) Kommunen	1) Verdien ved anlegg	Skatteloven kap.3

Kilde: (Bye and Fjærli 2003)

Skattedata per kraftselskap er konfidensialitetsbelagt informasjon som vi ikke har hatt tilgang til i denne studien. SSB publiserer fylkesvise skattedata (se eksempel tabell – naturressursskatt).

Tabell –Naturressursskatt for vannkraft i Rogaland

2001			
	Antall skattytere	Grunnlag naturressursskatt. GWh	Naturressursskatt. Millioner kroner
I alt	1 261	121 312	1 577
Rogaland	38	8 839	115

Kilde: SFT. <http://www.ssb.no/emner/10/02/skattkraft/>

Å oppfylle Rammedirektivets eventuelle krav til rapportering av netto overføringer fordelt på reguleringsanlegg og kraftverk, med aggregering til nedbørfeltsnivå, ville kreve en spesialisert utredning per nedbørfeltsdistrikt⁶. Hensikten med dokumentasjon av netto overføringer ville være å vurdere om kraftutbygginger har vært samfunnsøkonomisk lønnsomme, dvs. inkludert miljøkostnader. Avsetting til næringsfond og konsesjonsavgifter er de to økonomiske virkemidlene som skal ta hensyn til miljøkostnader av kraftutbygginger (se tabell ovenfor). Det er i Norge allerede reist spørsmål på teoretisk grunnlag om hvorvidt disse virkemidlene tar hensyn til alle miljøkostnadene ved utbygginger (Bye and Fjærli 2003):

Tabell – konsesjonsavgifter for Suldal II kraftverk til stat og kommuner

Konsesjonsavgifter til Stat					
Kraftverk	SULDAL II				
Regnr.	Konsdato	Hva konsesjonen gjelder		Beløp/år	
	(dmå)	hk.			
46	21.12.196	Erv. reg. Røldal-Suldalvdr. mv		694 568	
916	19.05.196	Overf. Havreåi m.v.		14 348	
420	14.07.197	Ytt. reg. Røldal-Suldalvassdr.		33 429	
Sum for kraftverket				742 345	
Konsesjonsavgifter til kommune					
Kraftverk	SULDAL II				
Kommun	Vinje kommune				
Reg.nr	Konsdato	Hva konsesjonen gjelder	Andel	Beløp/år	
		kr/nhk	kroner		
46	21.12.196	Erv. reg. Røldal-Suldalvdr. mv	5	149 356	
Sum for kommunen for kraftverket				149 356	
Kommun	Suldal kommune				
Reg.nr	Konsdato	Hva konsesjonen gjelder	Andel	Beløp/år	
		kr/nhk	kroner		
46	21.12.196	Erv. reg. Røldal-Suldalvdr. mv	30	896 139	
916	19.05.196	Overf. Havreåi m.v.	100	65 949	
420	14.07.197	Ytt. reg. Røldal-Suldalvassdr.	50	76 909	
Sum for kommunen for kraftverket				1 038 997	
Kommun	Odda kommune				
Reg.nr	Konsdato	Hva konsesjonen gjelder	Andel	Beløp/år	
		kr/nhk	kroner		
46	21.12.196	Erv. reg. Røldal-Suldalvdr. mv	65	1 941 634	
420	14.07.197	Ytt. reg. Røldal-Suldalvassdr.	44	67 680	
Sum for kommunen for kraftverket				2 009 314	
Norges vassdrags- og energidirektorat, A-konto					
		Hva konsesjonen gjelder	Andel	Beløp/år	
		kr/nhk	kroner		
	420	14.07.197	Ytt. reg. Røldal-Suldalvassdr.	6	9 229
Sum NVE				9 229	
Sum total kommune og NVE				3 206 896	
Sum konsesjonsavgifter til kommune og stat fra Suldal II				3 949 241	

Kilde: NVE konsesjonsavgifts-database

⁶ Grønn Skattekommisjon etterlyste i sin tid en vurdering av miljøeffektene av generelle skatte- og overføringsordninger. NOU (1995). Virkemidler i miljøpolitikken, Miljøverndepartementet.

(i) Avsetning til næringsfond er en engangsbetaling til kommunene basert på produsert kraft og miljøulemper - selskapet kan trekke disse kostnadene fra på skatten.

(ii) Konesjonsavgiften fastsettes basert på naturhestekrefter i kraftverket med en fordeling til stat (fiskalt begrunnet) og kommunene som lider miljøulemper ved utbyggingen. Naturhestekrefter i kraftverket er ikke nødvendigvis korrelert med miljøkostnader pga nedbørfeltspesifikke forhold.

En vurdering av hvorvidt tilskudd til næringsfond og konesjonsavgifter vil måtte basere seg på en detaljvurdering av kraftutbygginger enkeltvis. I ovenstående tabell har vi illustrert et utdrag av NVEs konesjonsdatabase for ett enkelt kraftverk - Suldal II. Tall for næringsfondtilskudd må hentes direkte fra kommunene det gjelder. Disse tallene må så aggregeres for alle kraftverk i nedbørfeltsdistriktet.

Konesjonsavgifter for Suldal II kraftverket utgjør 5.26 kr./kWh. Med visse forbehold danner dette grunnlaget for sammenligning med løpende miljøkostnader utover miljøtiltak og erstatninger under utbygging.

10.5.7 Miljø- og ressurskostnader

Det er liten tvil om at intensjonen i Rammedirektivet er at kostnadene ved signifikante påvirkninger av vannforekomster skal tas hensyn til ved fremtidige investeringer og tiltak. Det er argumentert med at vannkraft allerede betaler for eventuelle miljøskader gjennom konesjonsavgifter, tilskudd til næringsfond og miljøtiltak, som igjen reflekteres i kraftprisen (Lundquist 2003). Rammedirektivet tar også mål av seg – i forbindelse med handlingsplaner mot 2009 - å vurdere om virkemidler som konesjonsavgifter i tilstrekkelig grad tar hensyn til miljøkostnadene ved inngrep i vassdrag.

Å ta stilling om dagens virkemidler oppnår målet for kostnadsdekking, og spørsmålet om ”disproportionate costs” i forbindelse med utpeking av tungt modifiserte vannforekomster, må man basere seg på en eller annen form for økonomisk verdsetting av miljøeffektene. Vi har ikke funnet verdsettingsstudier for miljøeffektene av kraftutbygging i Suldal’s nedbørfelt (nr. 036).

I vurdering av samfunnsøkonomisk kostnadsdekking må man derfor ta stilling til om verdsettingsestimater skal overføres fra andre nedbørfelt (”benefits transfer”), eller om nye referansestudier skal gjennomføres i det aktuelle nedbørfeltet.

En sammenstilling av tilgjengelig verdsettingsestimater for miljøkostnader av norsk vannkraft (Navrud 2001) viser at anslagene for kr./kWh varierer med opptil en størrelsesorden. Ved hjelp av betinget verdsettingsestimater av henholdsvis Sauda (per1992) og Øvre Otta utbyggingene varierte med hhv. 0.02 og 0.04-0.05 kr./kWh i gjennomsnitt. I Saudautbyggingen varierer imidlertid miljøkostnaden innen de ulike overføringsprosjektene med 0.006-0.13 kr/kWh, avhengig av ulike miljøeffektene ved hvert delprosjekt og hvordan de ble karakterisert og verdsettingsmetoden som ble valgt.

For å demonstrere metoden for ”benefits transfer” på bakgrunn av eksisterende verdsettingsstudier, ble overføring av estimater utprøvd på en vannkraftportefølje (Navrud 2001). Gjennom en beskrivelse av hvert prosjekt som ble verdsatt og i porteføljen som skulle vurderes – og basert på 7 karakteriseringsvariable - kunne man identifisere kraftutbygginger som lignet på de der man hadde verdsettingsestimater:

- *reguleringsgrad/høyde – m*
- *neddemmet areale – m²*
- *berørte fosser – meter fall*
- *reduseret sommervannføring – km elvestrekning*
- *anadrome fiskeslag*
- *anleggsveier – km*
- *nye kraftlinjer - km*

5 av disse variablene er foreslått brukt i karakteriseringsarbeidet under Rammedirektivet (skrårskrift, se appendiks 6. Resultatene av ”benefit transfer” øvelsen er gjengitt i tabellen nedenfor - Overførte verdsettingsestimater uten korrigerings.

Tabell - Overførte, årlige verdsettelsestimat (øre / kWh) og summerte miljøkostnader
Millioner kroner (MNOK) ved bruk av enhetsoverføring med BT-teknikk A.

KRAFTVERK	OVERFØRT VERDSETTELSESTIMAT (øre / kWh)	MILJØKOSTNADER (MNOK)
Såheim	4,5	43,38
Svartisen, Beiarn	2,5	52,90
Svartisen, Glomfjord		
Svartisen, Melfjord		
Trollheim	0,6	4,83
Gråsjø	0,6	0,43
Suldal II	0,6	3,48
Kvanndal	0,6	0,93
Rånåsfoss I	ikke utført	ikke utført
Rånåsfoss II	ikke utført	ikke utført
SUM(uten elvekraftverk)		105,95

Kilde: (Navrud 2001)

Suldal II utbyggingen som ble brukt som eksempel tidligere har overførte miljøkostnader tilsvarende 0.006 kr/kWh. Vi ser umiddelbart av konsesjonsavgiftene som ble beregnet for dette kraftverket er mye høyere (5.26 kr./kWh). Konsesjonsavgiftene inkluderer også utbytte til kommunene (se tabell ovenfor - en oppsummering avskattegrunnlag og skattearter i dagens kraftskattesystem). Vi har ikke vurdert hvor mye av konsesjonsavgiftene kan tilskrives utbytte. Uten en detaljert vurdering av forutsetningene i analysen er det imidlertid nærliggende å konkludere at prinsippet om kostnadsdekking for miljøkostnader er oppfylt for dette kraftverket. Dette vil imidlertid måtte vurderes mer i detalj på vannkraftsverksnivå i hele nedbørfeltet.

10.5.8 Samfunnsøkonomisk kostnadsdekking for vannkraft – noen konklusjoner

Data- og metodegrunnlaget finnes for å gjøre en vurdering av samfunnsøkonomisk kostnadsdekking innen vannkraft. Informasjonsgap relaterer seg til en vurdering av skatter og overføringer fordelt på enkelte vannkraftverk, samt andel av konsesjonsavgifter som kan tilskrives hhv. utbytte til kommunen og miljøulemper.

Et kompliserende moment er at vannkraft-utbygging også avstedkommer miljøkostnader (ifb. anleggsveier, kraftlinjer) og fordeler (f.eks. substitusjon av energibærere med langtransporterte og globale miljøeffekter) som ikke er relatert til vannforekomster. Vi anbefaler at disse holdes utenfor en analyse av kraftpriser ved en vurdering av samfunnsøkonomisk kostnadsdekking under Rammedirektivet for Vann.

I forbindelse med handlingsplanen (2009) skal man vurdere all vannbruk iht. prinsippet om at forurensere skal betale (PFB), enten gjennom miljøtiltak eller økonomiske virkemidler. Sett i lys av prinsippet om full kostnadsdekking for vanntjenester, er tolkningen av PFB bred og gjør det rimelig å anta at man vil måtte dokumentere om miljøkostandene er tatt hensyn til i prisen som betales for vannkraft. Med tanke på rapportering i 2009 er det derfor mindre viktig om vannkraft blir definert som vannbruker eller vanntjeneste.

10.5.9 Eksempel på karakterisering av vannkraft som vannbruker

Oppdemming og magasinering av vann er definert som en vanntjeneste i Rammedirektivet. Samtidig er produksjon av vannkraft i seg selv ikke definert som en vanntjeneste. Valg av økonomiske nøkkeltall er derfor vanskeligere fordi oppdemming og magasinering ikke skilles fra kraftproduksjon generelt, og økonomiske nøkkeltall ikke er tilgjengelig per kraft-konsesjon, men heller per foretak. Disse opplysningene er videre konfidensialitetsbelagt. Valg av variable utover det som er tilgjengelig i NVE-Atlas og offentlige databaser hos SSB, er basert på en vurdering av tilgjengelige variable for virkningsfastsettelse som brukes i verdsettelsesstudier for å vurdere miljøkostnader ved vannkraft (Navrud 2001).

Karakteriseringsvariable	Data	Kilde
Lokalitet		
Vannkraftverkets navn / nr	Se kart nedenfor	NVE-Atlas
Geo-koordinater vannkraftverk(type), vanninntak, overføringer	Se kart nedenfor	NVE-Atlas
Vannbruk		
Middelproduksjon, Energiekvivalent	Gwh kWh pr. m ³ Se Tabell – vannkraftverk i nedbørfelt 036	NVE-Atlas (per kraftverk)
Middel vannuttak	m ³ /år Se tabell	Beregne basert på middelproduksjon og energiekvivalanter NVE-Atlas
% av vannuttak overført fra annet nedbørfelt	%	NVE-Atlas??
Areale regulert vannmagasin tilknyttet vannkraftverk	km ² *	NVE-Atlas
Reguleringsgrad , høyde per vannmagasin	m*	NVE-Atlas
Lengde elvestrekning redusert sommervannføring	Km*	Hydra II ⁷ / NVE konesjonsdatabase/ei er v.k.verk
Tørreleggings-koeffisient (årlig vanninntak/snitt årlig vannføring)	%	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Anadrome fiskearter - lengde elvestrekning endret vannføring	Km*	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Berørte fosser (brutto fallhøyde)	m*	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Økonomiske nøkkeltall		
Omsetning	kr./år	NVE økonomisk/teknisk rapportering
Årsverk kraftproduksjon	#	Kraftprodusent SSB (gjelder all kraftindustri)
Prognoser		
Gwh under utbygging, gitte konsesjoner, søkte konsesjoner	Gwh	NVE konesjonsdatabase

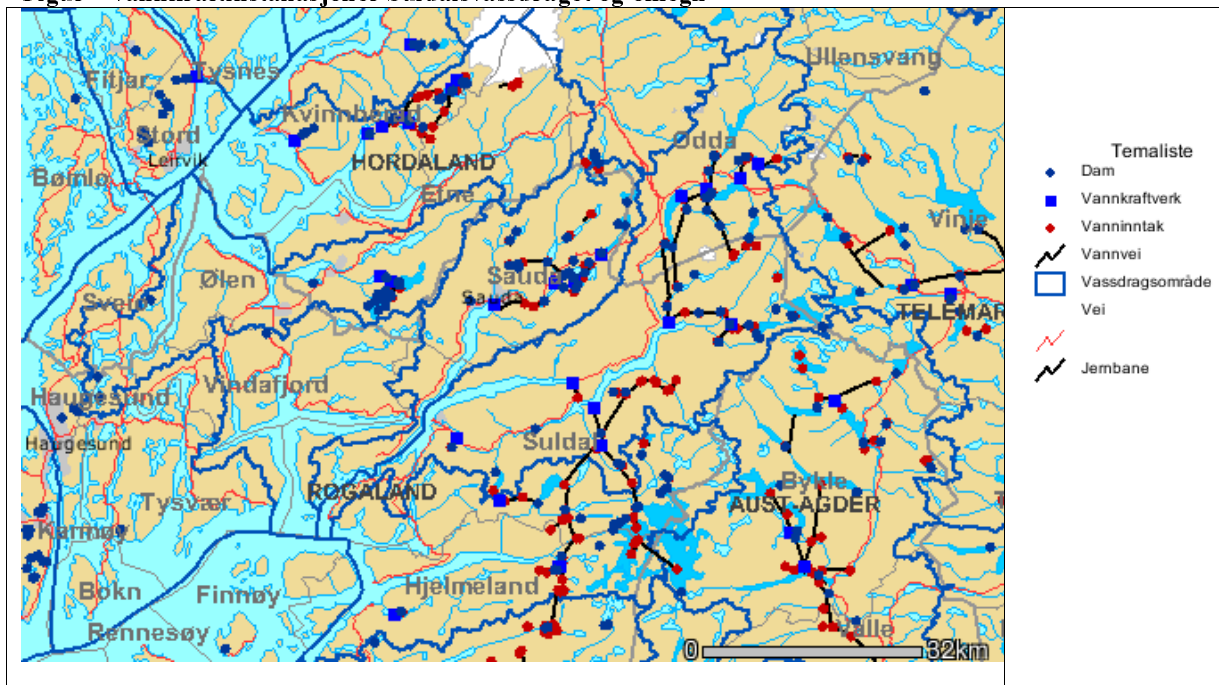
Merkand: *valg av variable basert på (Navrud 2001)

⁷ NVE elvenettverk vil gi slik informasjon direkte når det blir operativt.

Eksempel - Suldal nedbørfelt (036)

Lokalitet

Figur – vannkraftinstallasjoner Suldalsvassdraget og omegn



Kilde: NVE Atlas

Vannbruk

Tabell – vannkraftverk i nedbørfelt 036

Nettselskaper	Kraftverk	VANNKV TYPE	MID. PROD (Gwh) 1970-99	MAKS. YTELSE MW	ENERGI- EKV. kWh pr. m ³	BRUTT O-FALL (m)	IDRIFT	Miduttak Bergen (m ³ /år)
SULDAL ELVERK								
	219 KVANNDAL	K	181,716	40	0,74	314	1967	2,5E+08
	408 SULDAL I	K	1049,558	160	0,74	306	1965	1,4E+09
	409 SULDAL II	K	751,247	150	1,322	559	1967	5,7E+08
	167 HYLEN	K	921,624	160	0,165	68	1980	5,6E+09
	222 KVILLDAL	K	3516,521	1240	1,307	536,5	1981	2,7E+09
	362 SAURDAL	PK	1290,976	640	1,026	437	1985	1,3E+09
	139 SAND	K	10,134	1,3	0,722	329	1936	1,4E+07
ODDA ENERGI AS								
	269 MIDDYR	K	5,218	1,3	0,15	66	1981	3,5E+07
	413 SVANDALSFLONA	K	41,34	20	0,504	200	1977	8,2E+07
	312 NOVLE	K	234,495	40	0,694	275	1967	3,4E+08
	346 RØLDAL	K	866,939	160	0,808	365	1966	1,1E+09

Kilde: NVE-Atlas

% av vannuttak overført fra annet nedbørfelt. Denne informasjonen er ikke direkte tilgjengelig i NVE-Atlas, men kan hentes fra NVEs konsesjonsdatabase. Overført vann mellom kommuner og evt. nedbørfeltsdistrikter utgjør grunnlaget for fordeling av konsesjonsavgifter.

Areale regulert vannmagasin tilknyttet vannkraftverk. Informasjonen kan hentes direkte ut av NVE Atlas. Inngår som kriterie for vurdering av miljøkostnader ved vannkraftutbygginger (Navrud 2001)

Reguleringsgrad , høyde per vannmagasin. Informasjonen kan hentes direkte ut av NVE Atlas. Inngår som kriterie for vurdering av miljøkostnader ved vannkraftutbygginger (Navrud 2001)

Lengde elvestrekning redusert sommervannføring. Informasjonen er tilgjengelig i konsesjonsregisteret. Inngår som kriterie for vurdering av miljøkostnader ved vannkraftutbygginger (Navrud 2001).

Tørreleggings-koeffisient (årlig vanninntak/snitt årlig vannføring). Må beregnes individuelt for hver berørte elvestrekning basert på middel årlig vanninntak og måleserier for vannføringer som kan identifiseres i NVE Atlas. Koeffisienten brukes bl.a. i Frankrike til å skalere konsesjonsavgifter.

Anadrome fiskearter - lengde elvestrekning endret vannføring. Ikke offentlig tilgjengelig. Kan beregnes basert på data i lakseregisteret hos Direktoratet for Naturforvaltning. Inngår som kriterie for vurdering av miljøkostnader ved vannkraftutbygginger (Navrud 2001).

Berørte fosser (brutto fallhøyde). Data er ikke registrert i NVE Atlas, men NVE har tidligere hatt et register, som nå muligens knyttet til konsesjonsregisteret. Inngår som kriterie for vurdering av miljøkostnader ved vannkraftutbygginger (Navrud 2001).

Økonomiske nøkkeltall

Omsetning. NVE samler inn økonomisk-/teknisk informasjon for alle kraftprodusentene i Norge som omfattes av energilovens bestemmelser om omsetningskonsesjon. Informasjonen som NVE henter inn er rapportert pr. selskap, ikke pr. kraftstasjon, hvilket gjør at det ut fra "økonomisk-/teknisk rapportering" hos NVE ikke er mulig å fremskaffe informasjon pr. nedbørsfelt. Dette må eventuelt beregnes basert på middelproduksjon (se tabell ovenfor) og gjennomsnittelig kraftpris.

Sysselsetting. Offentlige tilgjengelige tall hos SSB finnes per kommune, men ikke desaggregert for vannkraft. Sysselsettingstallene inkluderer distribusjon og salg. Det er vanlig at omtrent 25% av sysselsettingen i kraftsektoren jobber i selve kraftproduksjon (WCD 2000).

Tabell - Kraft- og vannforsyning

Kommune	Antall sysselsatte (2000)
1102 Sandnes	239
1103 Stavanger	308
1122 Gjesdal	12
1129 Forsand	39
1130 Strand	20
1133 Hjelmeland	0
1134 Suldal	113
1135 Sauda	98
1141 Finnøy	2
1142 Rennesøy	3
1144 Kvitsøy	0
1145 Bokn	0
1146 Tysvær	2
1149 Karmøy	13
1228 Odda	83

Kilde. SSB. <http://www3.ssb.no/statistikbanken>

Prognoser

Gwh under utbygging, gitte konsesjoner, søkte konsesjoner. På nedbørfeltsnivå vil planlagte konsesjoner være den beste indikator på vekst i fremtidig bruk av vannforekomster. Disse er tilgjengelig i NVEs konsesjonsdatabase.

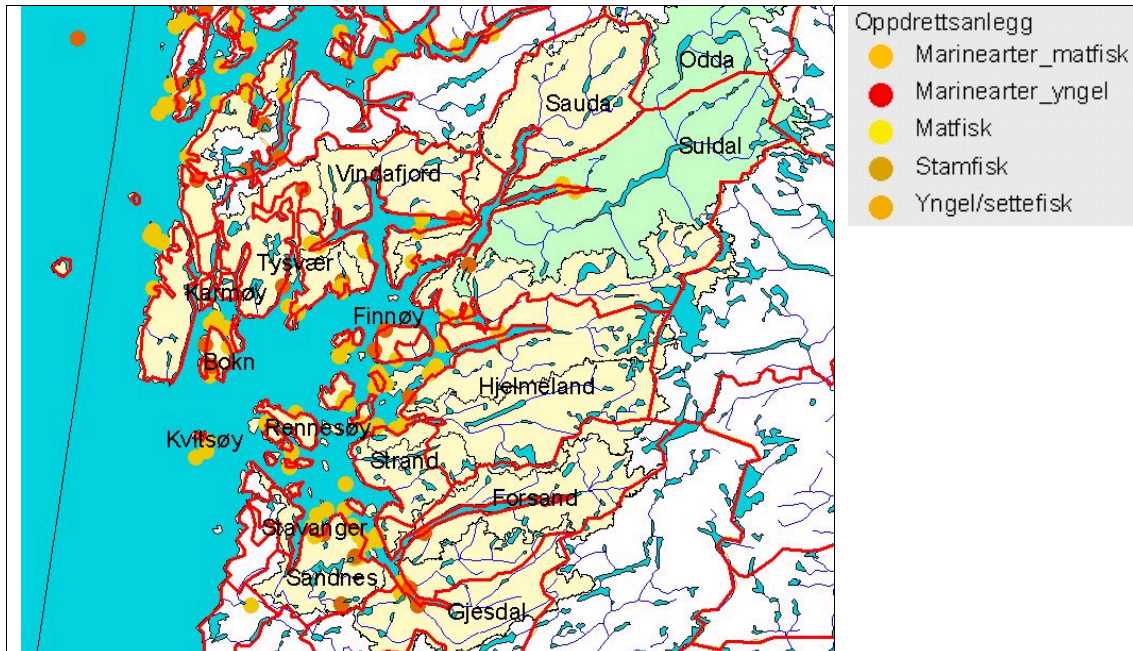
10.5.10 Eksempel på karakterisering av fiskeoppdrett som vannbruker

Fiskeoppdrett er et spesielt eksempel som ikke uten videre kan klassifiseres som jordbruk eller industri under Direktivets minstekrav til rapportering. Imidlertid vil karakteriserings-informasjon ligne mest på husdyrhold innen jordbruket.

Karakteriseringsvariable	Datatype	Kilde
Lokalitet		
Antall anlegg (navn) - settefisk - oppdrett	#	Fiskeridirektoratets havbruksdatabase
Geo-koordinater anlegg	UTM	Lokalitetsliste , www.havbruksdata.no malfinn.almklov@fid.dep.no telefon 22 24 64 21, mobil 90 54 22 41 (begrenset adgang) eller SESAM, hilde.aarefjord@sft.no
Vannuttak		
Produksjon	kg/år	Fiskeridirektoratet havbruksdatabase
Vannuttak (settefiskanlegg)	m ³ /år	Beregnet på produksjon,NIVA
Andel av total kommunal vannleveranse som forbrukes av industri/næringsvirksomhet (settefiskanlegg)	%	KOSTRA
Utslipp		
Forforbruk	kg/år	TEOTIL
Total utslipp fra egne renseanlegg på settefisk- anlegg	parameter	?
Total utslipp ikke-renset	parameter Tot-P Tot-N Organisk stoff	Beregnet på produksjon NIVA SESAM
Utslipp impregnering	Kobber	Estimert NIVA basert på produksjon
Vannressursbruk/påvirkning		
% andel rømt oppdrettslaks av total produksjon i fylket	Rømnings- kvotient (individer/tonn produsert)	Fiskeridirektoratet http://www.fiskeridir.no/sider/aktuelt/romming/region.html
Økonomiske nøkkeltall		
Årsverk (snitt /anlegg fylke)	kr./år	Fiskeridirektoratet
Omsetning/førstehåndsverdi (snitt /anlegg fylke)	#	Fiskeridirektoratet rune.skolbekken@ssb.no ,
Prognose		
Antall ny konsesjoner i nedbørfeltet	#	Fiskeridirektoratet
Nye verneområder		

Eksempel Finnøy

Lokalisering



Kilde: NIVA, TEOTIL

Økonomiske nøkkeltall

Omsetning. Oppdrettsnæringen har de siste årene gjennomgått store forandringer i eierstruktur. Fusjonering og oppkjøp av konsesjoner har ført til at oppdrettsselskapene er blitt større. Det er i dag helt vanlig at et oppdrettsselskap eier flere konsesjoner. Et oppdrettsselskap med flere konsesjoner vil som oftest ikke være i stand til å gi opplysninger på konsesjonsnivå. Eksempel: Et selskap med konsesjoner i to nabokommuner vil bruke den samme arbeidskraften i begge kommune noe som gjøre det vanskelig å fordele arbeidskraften på de to kommunene.

Fiskeridirektoratet⁸ har, på bakgrunn av overnevnte forhold, valgt å samle inn statistiske opplysninger på selskapsnivå. Dette for å sikre god kvalitet på de innsamlede opplysninger.

Fiskeridirektoratet samler inn opplysninger på selskapsnivå for samtlige oppdrettsselskap både selskap med matfiskproduksjon og selskap med settefiskproduksjon. Det betyr at våre databaser ikke inneholder opplysninger på kommunenivå.

For selskaper med settefiskproduksjon er imidlertid andelen av selskaper med flere konsesjoner ikke like stor som for selskaper med matfiskproduksjon. Andelen er imidlertid stor nok til at det vil være umulig å utlevere fullgode opplysninger på kommunenivå.

Et annet problem i forhold til selskap med settefiskproduksjon er Fiskeridirektoratets anonymitetsregel. En kommune må inneholde tre eller flere konsesjoner for at opplysninger om en kommune kan utleveres. Siden antall settefiskkonsesjoner som oftest er lavere enn dette i en kommune vil en utlevering derfor også kunne komme i konflikt med anonymitetsreglene.

Informasjon om omsetning og sysselsetning finnes fylkesvis.

⁸ personlig kommunikasjon Merete Fauske, Fiskeridirektoratet

Tabell - Solgt mengde og førstehandsverdi

	I alt		Laks		Ørret	
	Tonn¹	1 000 kroner	Tonn¹	1 000 kroner	Tonn¹	1 000 kroner
Norge	509 462 ²	9 121 202	438 210	7 962 351	71 252	1 158 851
Rogaland	31 880	617 862	28 690	562 346	3 190	55 516

Kilde: SSB

Tabell – Sysselsetting i oppdrett

	I alt	Matfisk-, stamfisk- og FOU-konsesjoner		Klekkeri- og settefiskkonsesjoner	
	Antall personer	Antall personer		Antall personer	
		Menn	Kvinner	Menn	Kvinner
Norge	3 682	2 424	221	781	256
Rogaland	261	167	24	54	16

Kilde: SSB

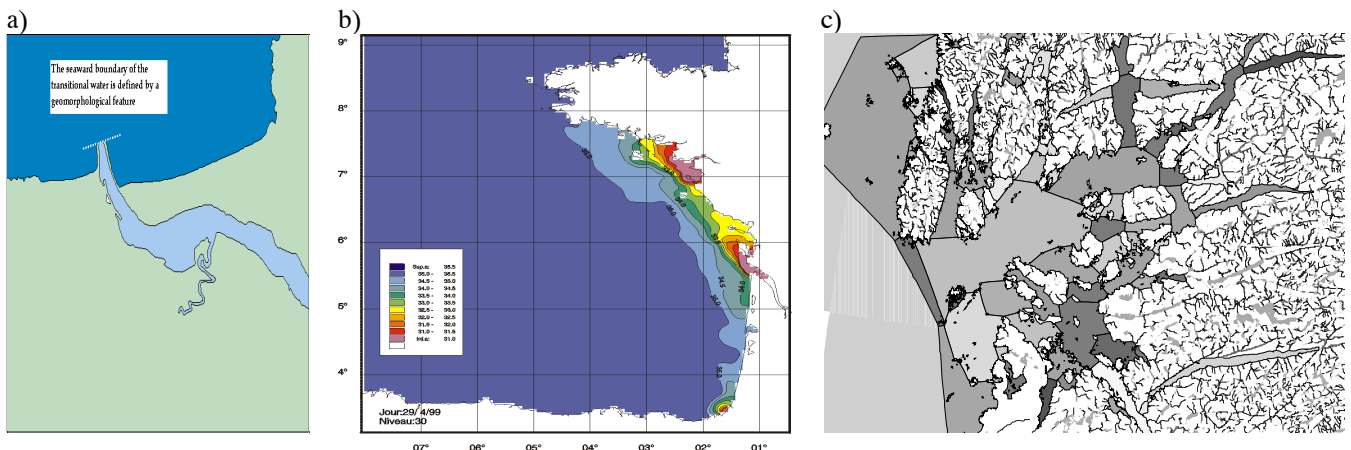
11. Uklarheter og forhold i Direktivet og CIS-veilederne som ikke passer godt i Norge

11.1 Horizontal- Guidance: Uklar (uegnet?) definisjon av vanddirektivets virkeområde i sjø

Til tross for en kystlinje på 85000 km, (medregnet øyer) som er Europas lengste, har ikke Norge og norske forhold stått sentralt ved utforming av direktivet for kystvannet. Direktivet fastsetter et viktig prinsipp om at hele nedbørfeltet skal forvaltes under ett, inklusiv det marine influensområdet, i det minste ut til 1 nautisk mil (1852m) utenfor grunnlinjen. For sentrale europeiske land går grunnlinjen nærmest ved strandkanten og for å gi direktivet et fornuftig virkeområde, ble en kystsonen på 1 n.m. inkludert i direktivet. Grensen på 1 n.m. skal regnes som 1 n.m. utenfor grunnlinjen eller 1 n.m. utenfor nedbørfeltes (vassdragets) influensområde (overgangsvann (=transitional zone)). Dette siste er tatt med da store europeiske elver kan ha et influensområde (målt som lavere saltholdighet) som strekker seg mer en 1 n.m. ut fra kysten.

I motsetning til den kontinentale grunnlinjen, har Norge en grunnlinje som for størstedelen av kysten allerede går langt mer enn 1 n.m. utenfor fastlandskysten. Den norske grunnlinjen stammer fra 1812 og er definert som den rette linje mellom de ytterste skjær og nes langs vår langstrakte kyst. Siden den gang har den 'rette grunnlinje' vært basislinjen for opprettelse av vår territorialgrense (4n.m.), fiskerigrensen (12 n.m.) og økonomiske sone (200 n.m.). Prinsippet om den rette grunnlinje var litt av et scoop den gangen for et kronglete og langstrakt land som vårt, og sikret oss våre viktige kystfiskerier.

Når vanddirektivet bruker grunnlinjen som basislinje for virkeområdet i sjø og samtidig fastsetter prinsippet om helhetlig forvaltning av nedbørfelt med dets influensområde i kystvann ut til 1 n.m. utenfor grunnlinjen, skaper det administrative vanskeligheter. Jfr. Figur 11.1 c hvor et utall nedbørfelt og fjorder møtes og blandes med atlantisk vann godt innefor grunnlinjen, før denne 'miksen' når havet 1 n.m. utenfor grunnlinjen. Det er viktig at Norge velger en formålstjenlig definisjon av vannforekomster og nedbørfeltdistrikter.



Figur 11.1. Eksempler på overganger mellom elv, kyst og hav. a) grensen mellom overgangsvann og kystvann er bestemt ved geo-morfologiske strukturer og grensen mot hav går 1 n.m. utenfor dette, b) grensen mellom overgangsvann og kystvann utenfor Loire og Gironde er bestemt ved salinitetsforskjell og grensen mot hav går 1 n.m. utenfor elvenes influensområde, og c) grensen mellom overgangsvann og kystvann går i en sidefjord som sammen med mange sidefjorder munner ut i en større fjord på mange nautiske mil i tvermål, som til sist munner ut i havet utenfor vår grunnlinje (ulike fjordsegmenter er farget med tilfeldige farger).

11.2 Refcond-Guidance: Typespesifikk referansetilstand kontra forventet naturtilstand

I vanddirektivet skal man bedømme de kvalitetsvariable mot typespesifikk referansetilstand. I det gamle norske systemet (SFT 1992) ble forurensningsgrad vurdert som avvik fra forventet naturtilstand. Dette er i og for seg ikke så forskjellig, men det gamle norske systemet gav en større fleksibilitet. Man skulle da anslå forventet naturtilstand ut fra data fra en tilsvarende vannforekomst i nærheten som ikke var påvirket. I Norge har man faktisk denne muligheten i de fleste tilfeller, i elver har man gjerne endog mulighet til å finne relevante oppstrømslokaliteter som ikke er påvirket.

De biologiske indeksene eller vurderingssysteme vi har benyttet i Norge de senere år er på mange måter allerede kalibrert mot naturtilstanden. Dvs får man en normal verdi på indeksen så er man i nærheten av naturtilstanden (eller referanseverdien), mens en høy verdi indikerer at man har en påvirkning. I enkelte tilfeller har man kalibrert disse etter en fem-delt skala ala SFTs vannkvalitetskriterier. Svært ofte har vi en referansestasjon oppstrøms det påvirkede området. Dette kan i mange tilfeller være en mye bedre referanselokaltet enn å sammenlikne med en typespesifikk referansevannforekomst i det vassdragsnaturen består av kontium og ikke av avgrensede typer.

Det typiske i norsk vassdragsovervåking hittil er at man i tillegg til distinkte verdier for fysisk/kjemiske kvalitetsvariable, har hatt en kvalitativ beskrivelse av den biologiske tilstanden: F.eks. ”algesamfunnets biomasse og artsammensetning ligger innenfor de variasjoner som er vanlig å finne i oligotrofe innsjøer på Vestlandet”. Man kan jo da spørre seg om verdien av å regne ut en EQR. Man må ha en viss romslighet i tolking av biologiske data, som bla. kan påvirkes betydelig av år-til-år variasjoner i klimatiske og meteorologiske forhold, mm.

11.2.1 Forskjellig status som kriterium for å dele en vannforekomst.

I guidance for typifisering (Refcond) heter det at en vannforekomst skal deles i 2 vannforekomster hvis deler av den har en annen status enn resten. En vannforekomst skal bare ha en status. Dette strider litt med hva som sies i Impress guidance om signifikant belastning. Der står det at en belastning er ikke signifikant hvis den ikke påvirker en betydelig del av vannforekomsten. Hvis vi tenker oss en bedrift som påvirker en liten bukt i en fjord. Helt innerst ved bedriften er det moderat status, mens allerede i ytre del av bukten er det god status. Fjorden som helhet har god status. Fjorden er den naturlig vannforekomsten som man har kommet frem til ut fra de naturlige betingede hydromorfologiske og fysiske og kjemiske kriterier for typifisering.

Hvorvidt bedriften er en signifikant belastning eller ikke er avhengig av om man kaller den indre delen av bukta for en egen vannforekomst eller ikke.

Etter hvert som bedriften foretar rensetiltak blir grensen for vannforekomsten stadig flyttet lenger innover i bukta – til slutt blir bukta nedlagt som egen vannforekomst – dvs. når bukta har fått god vannstatus.

Grensene for en vannforekomst vil altså flytte seg i tråd med hvor stort influensområde bedriftens utslipp har.

Etter vår mening burde man ikke kunne benytte menneskeskapte kjemiske påvirkninger som kriterium for å dele inn i vannforekomster. Denne praksis vil bl.a. kunne utnyttes til at enhver havn kan bli betraktet som SMVF, nærmest hvis man ønsker det: En hver by har dårlig vannkvalitetsforhold i down-town området (moderat-dårlig status). Man skal imidlertid ikke så langt ut fra ”bryggene” før forholdene blir bedre (god status). Avgrenser vannforekomsten ved status-skiellet rett utenfor bryggene, vil kaianleggenes utstrekning omfatte en vesentlig fysisk nedbygging av vannforekomstens littoralzone, og vannforekomsten blir karakterisert som SMVF. Hadde status-skiellet gått lenger ut, ville havneområdet ikke blitt karakterisert som SMVF.

11.3 Impress /Refcond Guidance: Biologiske belastninger (særlig introduserte arter) og referansetilstand

1) Ferskvann

Vurdering av biologiske belastninger på en systematisk måte for å bedømme økologisk status er nokså nytt i norsk vannforvaltning. For eksempel når det gjelder spredning av organismer som f.eks. spredning av vasspest, spredning av japansk drivtang, spredning av ørekyt på Hardangervidda, utsetting av gjedde og ørret og andre fiskeslag rundt i norsk vassdragsnatur. Vi går ut fra at det bare er introduserte arter som gir opphav til problemer som skal behandles videre.

Med økt rekreasjonsbruk av vannforekomster, transportable båter og fiskeredskaper, ballsatvann, overføringer ved reguleringer, ol har spredningen av organismer økt kraftig de senere år. Etter 20-30 år har gjerne en introdusert art "funnet sin plass i systemet" og økosystemet stabiliserer seg igjen. Det kan imidlertid være nokså forskjellig fra før introduksjonen. Ofte kan det helt umulig å bli kvitt nyinnvandrede arter som trives, som. f.eks. *Mysis relicta*, hvis introduksjon bl.a. har ødelagt røybestandene i Snåsavatn og Selbusjøen. Andre brysomme arter som *Gyrodactylus salaris* har man delvis effektive tiltak mot.

Spørsmålet er: Hvor lang tid skal det gå før man aksepterer at en introdusert art er en naturlig del av vannforekomstens artsinventar (en del av naturtilstanden), eller skal disse vannforekomster alltid ha dårlig økologisk status som følge av en introdusert art? Spesielt gjelder dette der man er klar over at man ikke har noen effektive tiltak.

2) Ikke sted-egne arter i marine strøk

Den biologiske kvaliteten kan være påvirket av introduserte, ikke-hjemmehørende arter. VRD omtaler ikke dette spesielt, men inkludere fremmede arter i begrepet 'andre signifikante antropogene påvirkninger' (Annex II 1.4). Påvirkning fra fremmede arter må selvfølgelig tas med i betraktning når referansetilstand og referansestasjoner skal fastsettes. Avgjørende er om den normative definisjonen av 'høy status' brytes og om den fremmede arten påvirker økosystem-struktur og -funksjon. Bare tilstedeværelse av en fremmed art, bryter ikke vilkårene for å kunne definere naturlig referansetilstand. Norsk og europeisk marin flora og fauna inneholder flere fremmede arter f.eks. fra Stillehavet, som bevisst eller ubevisst er blitt innført til Europa. Japansk drivtang og kongekrabbe er to eksempler. Japansk drivtang vokser på grunt vann i Sør-Norge ofte på småsteinet substrat hvor de hjemmehørende artene sjelden finner fotfeste, og kan defineres som en berikelse som øker biodiversiteten. Men i andre tilfeller vokser den i så store mengder at den fortrenger opprinnelige arter og overbelaster miljøet med organisk materiale som skal nedbrytes. Er japansk drivtang da en inntrenger som ikke ønskes blant referanseartene?

Kongekrabbe forvaltes som en ressurs i tillegg til at den er en fremmed art i vår fauna. Det gjør ikke problemstillingen lettere. Enkelte rapporter tyder på at kongekrabben har en markert påvirkning på flora og fauna, som endrer 'den naturlige' sammensetningen. I så fall ville det være logisk å føre den opp som en biologisk belastning på vannforekomsten, som igjen kanskje vil utløse tiltak.

Er det vår økologiske oppfatning av den fremmede arten som skal legges til grunn for valget mellom 'biologisk belastning' eller 'vanlig forekommende art'? Hva med de arter som helt klart har vært en biologisk belastning på vannforekomsten i sin tid, men som vi i dag oppfatter som hjemmehørende og 'gode' (f.eks. utsatt fisk som gjedde)?

3) 'Naturlig' økologiske katastrofer

Naturlige eller uforklarlige økologiske katastrofer og dets konsekvens for fastsettelse av tilstand, er ikke diskutert i vanddirektivet. Vanddirektivet sier at referansetilstanden kan justeres ned til hver 6 år, i den hensikt å kunne fange opp klimatiske endringer. Det er rimelig at lokale tiltak *ikke* utløses på bakgrunn avvik fra referansetilstand som skyldes en klimatisk endring. Men hva med avvik fra en uforstyrret naturtilstand som vi ikke kjenner årsaken til?

I 20 år har kråkeboller i enorme bestander, beitet ned den naturlige tareskogen og skapt en undersjøisk steinørken på tusenvis av kvadrat-km. Økosystemet har gått fra en meget høy diversitet til en meget lav diversitet. Kråkebollen hører så vidt vi vet, naturlig hjemme i vår fauna. Men en styringsmekanisme har gått feil og systemet er kommet totalt ut av balanse.

En slik tilstand er et markert avvik fra en naturlig uforstyrret referansetilstand, hvor stortare er den dominerende og strukturerende arten, og kråkeboller forekommer som spredte individer. Dette forholdet fører blant annet til hele Helgelandskysten og et stort antall fjorder på Vestlandet farges med 'rødt' og utløser krav om tiltak.

Fra et biologisk ståsted vil et krav om tiltak i det minste utløse en nødvendig debatt som i dag dessverre er ikke-eksisterende. Likevel synes det å være en umulig oppgave å løse. Ut fra økonomiske vurderinger kan en med sikkerhet beregne at kost-nytte effekt blir urimelig lav og frita oss for å iverksette tiltak. Men skal Helgelandskysten fortsatt være markert med en dårlig farge?

11.4 Vurdering av egnethet av WATECO-veilederen for norske forhold

Av David N. Barton, NIVA

Innledning

WATECO veilederen dekker økonomiske vurderinger under Eus Rammedirektivet for Vann.

WATECO veilederen viser til fire hovedprodukter fra den økonomiske karakterisering av nedbørfelt og som skal rapporteres i 2004 (s. 44-45 WATECO):

1. Økonomisk analyse av vannbrukere
2. Baseline scenarie og vurdering av trender i vannbruk frem til 2015
3. Vurdere dagens kostnadsdekking for vann tjenester

Egnethet av WATECO veilederen og vanskeligheter i forbindelse med rapportering av disse hovedproduktene for norske forhold diskuteres i følgende punkter:

1. Økonomisk betydning av vannbrukere

- **På hvilket nivå/skala skal økonomisk karakterisering av vannbruk finne sted?**

WATECO-veilederen foreslår at nøkkeltall for vannbruk skal rapporteres aggregert på nedbørfeltsnivå. Nøkkeltallene vil ikke være av stor forvaltningsmessig nytte da de ikke gir informasjon som kan hjelpe til å prioritere tiltak i lokale nedbørfelt for å oppnå Rammedirektivets miljømål. Imidlertid viser rapporteringen av slike nøkkeltall at medlemslandene har tilgang på relevante underliggende desaggregerte data som vil brukes i vurdering av tiltak i handlingsplanen for nedbørfeltsdistriktet (2009).

Innsamling av vannbruksdata fra et helt nedbørfelt kan være ressurskrevende, og det vil også oppstå noen problemer med overlapping av statistikk-områder og nedbørfeltsgrenser. Det meste av den økonomiske statistikken av relevanse for den økonomiske analysen av vannbrukere (arealbruk, omsetning, sysselsetting per næring, skattegrunnlag) er bare offentlig tilgjengelig på fylkesnivå, i noen tilfelle kommunenivå (se rapportene for demo-prosjektene).

Et alternativ vil være å prioritere rapportering til bare de vannbrukere i lokaliteter som har signifikant virkning på vannstatus. Fordi bare utvalgte lokaliteter rapporteres vil det redusere eventuelle problemer med definisjon av statistikk-områder ol. På den annen side stiller det høyere krav til bruk av belastnings-virkningsanalyse som prioriteringsverktøy i den økonomiske analysen. Det vil heller ikke finnes offentlig tilgjengelig statistikk på bedrifts-/lokalitetsnivå og karakteriseringen vil måtte baseres seg i større grad på intervjuer med enkelte vannbrukere. I første rapporteringsfase (2004) vil en pragmatisk kombinasjon av de to måtte brukes – nøkkeltall på nedbørfeltsdistriktnivå der data er tilgjengelige, og prioriterte vannbrukere/lokaliteter der de ikke er det.

- **Er omsetnings- og sysselsettingstall fra industri og næringsvirksomhet tilgjengelige?**

WATECO anbefaler at økonomisk betydning av vannbrukere beskrives med tall for omsetning og sysselsetting. For kommuner med få aktører (<3 produksjonsenheter) er disse opplysningene konfidensialitetsbelagt.

2. Baseline scenarie, drivere og trender i vannbruk frem til 2015

- **Skal man utarbeide kvantitative scenarier for vannbruk?**

Drivere skal legges til grunn for et basis-scenarie og alternative trender for vannbruk frem mot 2015. Dette er et arbeid som må gjøres av en tverrfaglig gruppe bestående av forvaltning, sektor-representanter og konsulenter. WATECO veilederen anbefaler en kvantitativ definisjon av et basis-scenario for vannbruk, samt alternative trender i vannbruk frem mot 2015.

En slik kvantitativ vurdering av fremtidig vannbruks-scenarier (uttak/utslipp) vil måtte ligge til grunn for nytte-kostnadsvurderinger av unntak fra Rammedirektivets miljømål ("derogations"), samt vurderingen av om det er uforholdsmessige kostnader ("disproportionate costs") ved å oppnå god vannstatus i tungt modifiserte vannforekomster.

Da slike unntak ikke skal vurderes i 2004, vil et minstekrav til rapportering kunne være at trender i vannbruk frem mot 2015 vurderes kvalitativt.

3. Dagens kostnadsdekking for vanntjenester

- **Hva er omfanget av full kostnadsdekking av vanntjenester ?**

Det er ingen etablert rapporteringspraksis i denne implementeringsfasen av Rammedirektivet. Planlagt rapportering av kostnadsdekking for vanntjenester varierer fra land til land avhengig av tilgjengelig statistikk. I Frankrike⁹ har man vurdert hvilken andel av kostnadene ved vann- og avløpstjenester som betales av husholdninger, industri og jordbruk i forhold til deres bruk av disse tjenestene. I Tyskland¹⁰ vil man rapportere om kostnadsdekking for vanntjeneste-ytere uten å se på fordeling av kostnadene.

Den franske tilnærmingen er mest i tråd med ordlyden i art.9 i forhold til prinsippet om at forurenseren betaler samfunnsøkonomiske kostnader. Tilnærmingen er dataintensiv. Den tyske tilnærmingen er en finansiell tilnærming basert på lettere tilgjengelig data. Rapportering av finansiell kostnadsdekking fra tjeneste-yterers side er sannsynligvis et minimums-rapporteringskrav og gjelder først og fremst kommunale tjenester.

Fordeling av kostnader i vann og avløp på husstander, industri og jordbruk er per idag ikke tilgjengelig i KOSTRA

- **Omfatter definisjonen av vanntjenester og rapportering av kostnadsdekking også vannkraft ?**

Vanndirektivets art. 2 gir ingen liste over "vanntjenester" i forbindelse med rapportering kravet for kostnadsinndekking. Derimot omfatter vanntjenester uttak, oppdemming og magasinering. Arbeidsgruppene for Rammedirektivet og EU Kommisjonen har per september 2003 ikke tatt stilling til om oppdemming og magasinering i vannkraft skal rapporteres som en vanntjeneste. Dersom denne tvetydigheten vedvarer i 2004 er det sannsynlig at medlemsland vil kunne definere vannkraft som vannbruker der dette er hensiktsmessig for nasjonal rapportering.

- **Hva omfatter rapportering av full kostnadsdekking for vanntjenester?**

WATECO veilederen definerer full kostnadsdekking samfunnsøkonomisk, der bedriftsøkonomiske kostnader, netto overføringer (skatter, subsidier), og miljø- og ressurskostnader er inkludert. Å følge WATECO veilederens anbefalinger fullt ut vil ikke være mulig i mange nedbørfelt i Norge pga manglende data om fordelingen av eventuelle subsidier til ulike brukere av vanntjenester, samt manglende data for miljø- og ressurskostnader.

Vanntjenester som vannbrukeren selv forsyner (f.eks. renseanlegg i industri, egne grunnvannsbrønner i jordbruk, septiktanker i husholdninger, demninger i vannkraft-produksjon) kan regnes som bedriftsøkonomisk

⁹ALSN (2003). Analyse Economique de la Récupération des Coûts. Premiers chiffres, premières hypothèses, Direction des Etudes, de la Prospective et de l'Evaluation Environnementales, Agende de l'Eau Seine-Normandy (ALSN).

¹⁰ Pers.kom. Britta Rathje, b.rathje@mulf.hessen.de

selvfinansierte for å forenkle rapporteringskravet i 2004. Dette bør begrunnes tekstuelt overfor ESA. Miljø- og ressurskostnader bør likevel identifiseres for disse vannbrukerne da de vil være relevante for samfunnsøkonomiske vurdering av unntak fra Rammedirektivets miljømål i neste rapporteringsfrist (2009).

- **Må miljø- og ressurskostnader kvantifiseres?**

Artikkel 9 i Rammedirektivet definerer full kostnadsdekking av vanntjenester og prinsippet om at forurenseren betaler som målsettinger for 2015. Kvantifisering av miljø- og ressurskostnader blir derfor nødvendig i forbindelse med utarbeidelse av handlingsplaner for nedbørfeltdistriktene. For 2004 vil et minste rapporteringskrav være at slike kostnader identifiseres og at et opplegg for hvordan de skal kvantifiseres før 2009 skisseres.

Beregning av miljø- og ressurskostnader for vanntjenester vil kunne være ressurskrevende i nedbørfelt der det er signifikant konflikt med andre brukere (der det er eksterne virkninger).

Der f.eks. vann- og avløpstjenester har gjennomført avbøtende forsynings- og rensiltak vil miljø- og ressurskostnader tildels være "internalisert" i de finansielle investeringskostnadene og rapporteringen vil forenkles. Påvirkningene av vannets status som kan avbøtes med tekniske tiltak kan kvantifiseres med tiltakskostnader. Der signifikant påvirkning ikke kan avbøtes og fører til fortsatt brukerkonflikt, må miljøkostnader kvantifiseres med økonomiske verdsettingsstudier (f.eks. betinget verdsetting).

Et problem for økonomisk verdsetting av endringer i vannstatus kan imidlertid bli at den økologiske klassifiseringen av vannforekomster under Rammedirektivet ikke uten videre samsvarer med egnethetskategoriene etablert i Miljømål for vannforekomster av SFT. Mangelen på tilknytning til egnethetsklasser vil kunne komplisere vurderingen av miljøkostnader fordi tilgjengelige verdsettingsstudier av vannkvalitet i Norge er bygger på SFTs klassifiseringssystem. Definisjonen av egnethetsklasser i forhold til ulike klassifiseringer av økologisk status under Rammedirektivet bør derfor klarlegges i forbindelse med karakterisering i 2004.

4. Andre informasjonsgap

- **Skal man samle inn data om kostnadseffektivitet av tiltak allerede i 2004?**

Artikkel 5 (Annex III) krever identifisering av kostnadseffektive tiltak allerede under arbeidet med karakterisering av nedbørfeltet for 2004. Dette skal utgjøre et grunnlag for å utarbeidelse av handlingsplaner mot 2009. Tildels store krav kan stilles til denne etappen i nedbørfelt der det ikke tidligere er gjennomført tiltaksanalyser.

Erfaringsmessig i Norge har kostnadseffektivitetsanslag blitt utarbeidet etter at analysen av teknisk tiltakseffekt er gjennomført. Direktivet prøver delvis å snu på denne prosessen. Minstekrav til rapportering i nedbørfelt uten tidligere tiltaksanalyser vil da kunne være en literatur-gjennomgang av tidligere kostandseffektivitetsstudier for relevante nedbørfelt og vannbrukere, med en rangering av potensielle tiltak basert på overførte erfaringstall. Kostandseffektivitetsanalyser av tiltak som *faktisk* er teknisk-miljømessig gjennomførbare for nedbørfeltet vil måtte utarbeides som en del av arbeidet med en nedbørfeltsvis handlingsplan (art. 11) frem mot 2009.

- **Er offentlige data tilstrekkelige for rapporteringskravet i 2004?**

Rapportering under økonomiske analyse i 2004 kan gjennomføres med eksisterende offentlige datakilder for å tilfredsstille minimumskrav, bortsett fra:

- industri-utslipp i SFTs bedriftsdatabase er ikke systematisk stedfestet
- KOSTRA kostnadsdata for vann- og avløpstjenester er ikke rapportert i alle kommuner.
- statlige overføringer til vann- og avløp kan ikke identifiseres i KOSTRA
- bruk av VA-tjenester fordelt på husstander, industri og jordbruk kan ikke identifiseres i KOSTRA pt.
- Vannforbruk til jordvanning

Tilleggsbehov for "ideell" rapportering i 2004 i tråd med WATECO veilederen:

- Rammedirektivet opp til en vurdering av hvordan offentlige skatter, avgifter og overføringer eventuelt påvirker vannbruk (uttak og utslipp).
- Nye verdsettelsesstudier av forurensning og vassdragsinngrep som kan brukes som referanse-verdier for overføring og beregning mellom nedbørfelt i Norge.
- **Finnes det tilstrekkelige IT-løsninger for rapportering?**

Det ligger også utfordringer i organisering av statistikk om vannbrukere på nedbørfeltsnivå på en slik måte at det er lett tilgjengelig for de organisasjonene som får ansvar for rapportering. Utvikling av enkle IT-løsninger for å kunne aggregere data på følgende nivå vil redusere rapporteringskostander:

- REGINE-felt
- statistikk-områder
- kommunegrenser
- fylkesgrenser
- nedbørfeltsdistrikter

Det verktøyet som idag tematisk dekker de meste av Rammedirektivets krav til rapportering om vannbrukere finnes eller planlegges i AREALIS. Imidlertid er ikke AREALIS offentlig tilgjengelig og er bare implementert i 100 kommuner i Norge. Dersom AREALIS innføres for alle landets kommuner og kartinformasjonen slås sammen med og gjøres søkbar som i NVE Atlas, vil man kunne bruke stort sett eksisterende IT -løsninger til å dekke rapporteringsbehovet når det gjelder kartinformasjon.

12. Forslag til kortfattede norske veiledere for den foreløpige karakteriseringen i 2004

Etter ønske fra direktoratsgruppa er det på bakgrunn av begge demo-prosjektene laget et forslag til kortfattet norsk veileder for karakteriseringsarbeidet i 2004. Den består av følgende deler:

Veileder for karakterisering av ferskvannsføremønstre. Denne er sammenstilt av Morsa-teamets leder Anne Lycke og er derfor i hovedsak basert på Morsa-demoprojektet. Unntak er omhandlingen av Sterkt modifiserte vannføremønstre der materiale er hentet fra Suldal-demoprojektet. Dette veileder-forslaget presenteres i derfor i Morsa-rapporten, og tas ikke med her.

Veileder for karakterisering av marine vannføremønstre. Denne er sammenstilt av Suldal-teamets Frithjof Moy, og er basert på Demo-prosjekt Suldal. Denne presenteres her.

Veileder i økonomisk analyse av vannbruk. Denne er sammenstilt av David Barton, og er basert på begge demo-prosjekter. Denne presenteres her.

RAPPORTVEDLEGG

Skisse til
'Veileder i
marin typifisering
og karakterisering'

Versjon 3 av 20. september 2003

Norsk kortversjon bygget på de offisielle CIS-veilederne

Norsk Institutt for Vannforskning

Forord

Målsetningen med dette dokumentet er å gi en kortfattet forståelig norsk veileder for implementering av vanddirektivet med hensyn til kystvann. Veilederen bygger på de offisielle CIS-veilederne:

- *Horizontal guidance document on the application of the term “water body” in the context of the Water Framework Directive*
- *Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters (CIS WG 2.4)*
- *Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive (CIS WG 2.1)*
- *Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies (CIS WG 2.2)*

'Guidance'-dokumentene er ikke en forskrift og lokale tilpasninger er utarbeidet ved denne oversettelsen. CIS-arbeidsgruppene påpeker også at videre utvikling av klassifiseringssystemer er nødvendig ettersom verktøy testes og datagrunnlaget for å etablere klassegrenser for økologisk status blir bedre. Som en følge av fremgang i det norske arbeidet må også denne veilederen oppdateres.

Dette utkastet er skrevet over en kort og intensiv periode for uttesting under DEMO-prosjektene. Erfaringene fra uttesting skal legges til grunn for den neste utgaven.

Frithjof Moy
15. sept. 03

Sammendrag

Vanndirektivets målsetning er GOD / ØKOLOGISK STATUS for alt overflatevann og alt vann skal sees i sammenheng fra øverste fjellvann og ut til åpent hav. God økologisk status i en vannforekomst skal fastsettes ved å sammenlikne definerte kvalitetsparametre mot referanseverdier. Metodikken skal følge en felles europeisk prosedyre hvor marine vannforekomster utpekes, karakteriseres, typifiseres og klassifiseres. I første omgang, før tilstrekkelig kunnskap er ervervet, skal vannforekomster klassifiseres mht. *risiko* for *ikke* å oppnå god status.

Den marine karakterisering, typifisering og klassifisering kan oppsummeres slik:

8. Vannforekomsten identifiseres på kart.
9. Vannforekomsten karakteriseres med hensyn til:
 - g) fysiske,
 - h) kjemiske og
 - i) biologiske kvalitetselementer
10. Vannforekomsten slås sammen med tilstøtende like vannforekomster.
11. Vannforekomsten tilordnes en vanntype, evt. identifiseres som kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst.
12. Vannforekomsten tilordnes et nedbørfeltdistrikt.
13. Vannforekomstens risiko for ikke å oppnå GOD STATUS evalueres.
 - c) Vannforekomsten klassifiseres ved sammenlikning mot referansetilstand
 - d) Vannforekomsten vurderes med hensyn til belastninger og virkninger
14. Vannforekomstens status fastsettes
 - c) Miljømålet er nådd
 - d) Risikogruppe

Kort om direktivet

Helhetlig europeisk vannforvaltning

EUs Rammedirektiv for vann danner en overbygning over det øvrige regelverk og gir føringer om en *helhetlig vannforvaltning* for det europeiske fellesskap og i det enkelte land. Direktivets bestemmelser er å betrakte som minimumskrav og det enkelte land står fritt til å innføre strengere bestemmelser eller et høyere ambisjonsnivå enn direktivets krav.

Vannrammedirektivets virkeområde

Virkeområdet er *vassdrag, grunnvann og sjøområder* ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen eller mht. kjemiske stoffer ut til territorialgrensen opp til 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen.

Denne veilederen tar bare for seg *overflatevann* (ikke grunnvann) og spesielt sjøområder.

Målsetning

Helt sentralt i direktivet står miljømålene (artikkel 4). Kravet er at alle vannforekomster skal beskyttes mot forringelse og om nødvendig restaureres for å tilfredsstille målsetningen om "*god status*" innen 2015. For forekomster av overflatevann (vassdrag og sjøområder) innebærer dette at både den økologiske- og kjemiske status skal være god. Forvaltningen skal skje etter handlingsplaner som utarbeides for hele nedbørfeltet.

God økologisk status

Nytt med vanddirektivet, er at vannkvaliteten ikke bare skal beskrives ved vannkjemiske parametre, men også ved *biologiske kvalitetselementer* som artsmangfold og mengde av alger, vannplanter og dyr (evertebrater og fisk). Med andre ord er det den økologiske tilstanden i våre vannforekomster som settes i fokus. Vannkvaliteten skal bedømmes etter et felles europeiske klassifiseringssystem slik at det blir mer lik forståelse av begrepet 'god' vannkvalitet.

Hvorfor typifisering

Grunnleggende i vanddirektivet er at fysiske og kjemiske (saltholdighet) faktorer setter rammen for hva slags biologisk liv eller produksjon som er mulig i den enkelte vannforekomst. Like fysio-kjemiske forhold, innen samme biografiske region skal, i prinsippet, inneholde de samme artene i lik sammensetning, om det ikke er forstyrrende, forurensende, faktorer som påvirker det rene miljøet. Således kan referansetilstanden for et rent og godt økologisk samfunn settes uavhengig av landegrensene.

Trinnene i prosessen

1. Nasjonalt definere nedbørfeltdistrikter
2. Nasjonalt definere vann typer innen vannkategoriene elv, innsjø, kystvann, modifisert/kunstig vann
3. Lokalt definere vannforekomster tilordnet vann typer og nedbørfeltdistrikt
4. Karakterisere vannforekomstene (mht. tilførsler og biologi)
5. Klassifisere vannforekomstene (dvs. fastsette naturtilstand og belastninger)
6. Vurdere risiko for manglende måloppnåelse basert på belastninger og tilstand
7. Handlingsplan for vannforekomstene (med miljømål og tiltak) (ikke omtalt her)
8. Overvåke vannforekomstene (ikke omtalt her)
9. Rullerende oppfølging av naturtilstand og tiltak (ikke omtalt her)

De første stegene i implementeringen av direktivet er å lage en oversikt over vannforekomstene i nedbørfeltdistriktene som beskriver fysiske og kjemisk forhold og økologisk status, samt en oversikt over påvirkninger og pressfaktorer fra menneskelig aktivitet og gi en oversikt over økonomiske forhold knyttet til bruken av vannet. På bakgrunn eksisterende tilstand og avviket fra forventet naturtilstand, vil en identifisere behov og omfang av tiltak for å nå miljømålene. I første omgang skal vannforekomster som står i fare for **ikke** å innfri miljøkravet til 'god status' identifiseres.

Identifisering av vannforekomster er en løpende og gjentakende prosess og kravet til identifisering av vannforekomster innen 22. desember 2004 (Artikkel 5, Annex II 1.1 & 2) og rapportering til EU-kommisjonen innen 22. mars 2005 (Artikkel 15.2), er bare første steg i prosessen. Hvor det viser seg nødvendig skal vannforekomster verifiseres og detaljeringsgraden økes i handlingsplanene som skal utarbeides for nedbørfeltdistriktene og senere oppdateringer hvert 6. år.

CIS-veiledere

Denne norske veilederen bygger på er bygget på følgende offisielle CIS-veilederne (Common Implementation Strategy) fra EU:

- *Horizontal guidance document on the application of the term “water body” in the context of the Water Framework Directive*
- *Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters (CIS WG 2.4)*
- *Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive (CIS WG 2.1)*
- *Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies (CIS WG 2.2)*

I tillegg er det CIS-veiledere for ferskvann, økonomi, overvåking, planprosesser og for økt lokal engasjement.

1. Datainnsamling

Tabellen nedenfor viser de viktigste databehovene for de ulike karakteriseringsoppgavene og hvilke datakilder som kan brukes for å finne de aktuelle datasettene. Tabellen bygger på Statkraft Grøner-rapport 560 611: Størset og medarb. 2003: EUs rammedirektiv for vann: Påvirkninger i norske vassdrag og kystområder, tilgjengelighet av eksisterende data..

Oppgave	Databehov	Datakilde
1. Inndeling av vannforekomster	sjøkart over kysten, kart over nedbørfelt, samt data for pkt. 2, 3, 4, 5 og 6	statens sjøkartverk (1:50000), statens kartverk (N 50), samt datakilder for pkt. 3, 4,5 og 6
2. Foreløpig identifisering av vannforekomster	dyp (maks og middel), terskeldyp, terskelareal, bassengvolum, overflateareal	Fjordkatalogen (DN) Statens sjøkartverk
3. Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster	inngrepsdata: vannføringsvariasjoner, kanaliseringer, forbygninger, kaianlegg,	NVE atlas GAB PB i kommune
4. Fastsetting av vanntype og naturtilstand	økoregion, salinitet, bølgeeksponering, vannutskiftning, typespesifikk flora og fauna, oksygen, næringssalter, siktedyp, klorofyll, miljøgifter	SESAM-databasen (SFT), nasjonale overvåkingsdatabaser (NIVA, Akvaplan-niva), statens sjøkartverk, faktaark (NIVA-SFT)
5. Identifisere og vurdere viktige belastninger	% jordbruksareal, % havbruksareal og produksjonsmengde, antall p.e./km ² , % nedbygging av strandsonen, skipsanløp, utbredelse av fremmede arter	areal- og befolkningsstatistikk (SSB-KOSTRA), landbruksstatistikk (SLF), kart over utbredelse av fremmede arter (DN/NINA), Kystverket, Fiskeridir.
6. Identifisere og vurdere dagens tilstand	Tot-P, Tot-N, klorofyll a, biomasse og artssammensetning for planteplankton, makroalger og bunnfauna	SESAM-databasen (SFT), nasjonale, regionale og kommunale overvåkingsdata (NIVA Akvaplan-niva, SFT, NINA, DN, LFI, FM, kommuner)

2. Identifisere vannforekomster

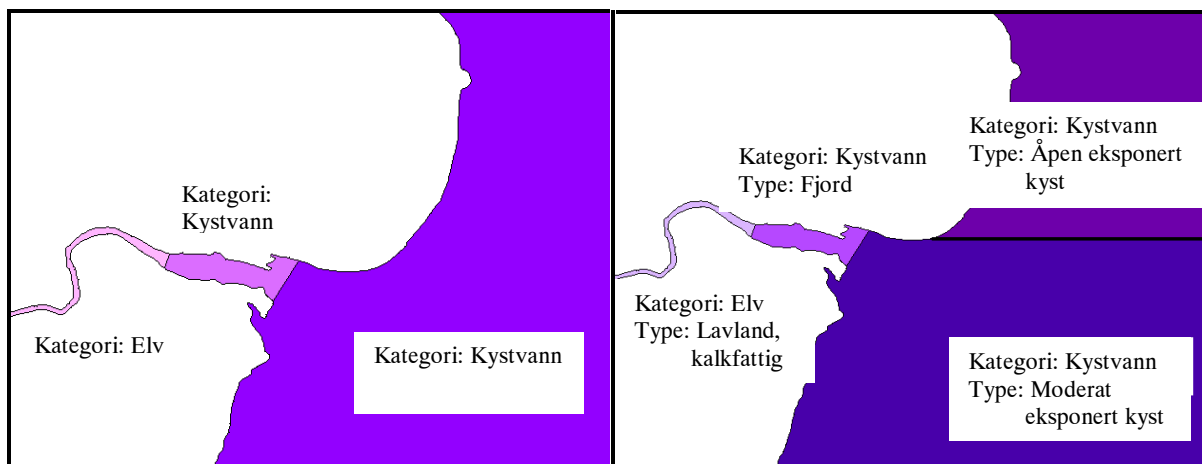
En vannforekomst kan være en fjord, en avgrenset del av en fjord eller del av en kyststrekning. Begrepet *vannforekomst* (water bodies i den engelske teksten) er helt sentralt i vanddirektivet. Vannforekomsten er forvaltningsenheten i vanddirektivet og det er vannforekomsten som skal klassifiseres med hensyn til økologisk status. Identifisering, karakterisering og typifisering av vannforekomsten er derfor grunnleggende i framtidig vannforvaltning. Vannforekomsten må i tillegg være en dynamisk enhet, i det kunnskapen om en vannforekomst øker og den økologiske kvaliteten i vannforekomsten endres, f.eks. ved måloppnåelse gjennom tiltak eller endret karakter ved f.eks. utbygging.

Hierarkisk inndeling

Vannforekomsten er del av en hierarkisk oppbygging av alt vann som omfattes av direktivet, i vannforekomster, typer, kategorier og distrikter (Tabell 1). Nedbørfeltdistriktene og i stor grad vanntypene, vil være definert på nasjonalt plan. Identifisering og karakterisering av vannforekomster er imidlertid en viktig lokal oppgave.

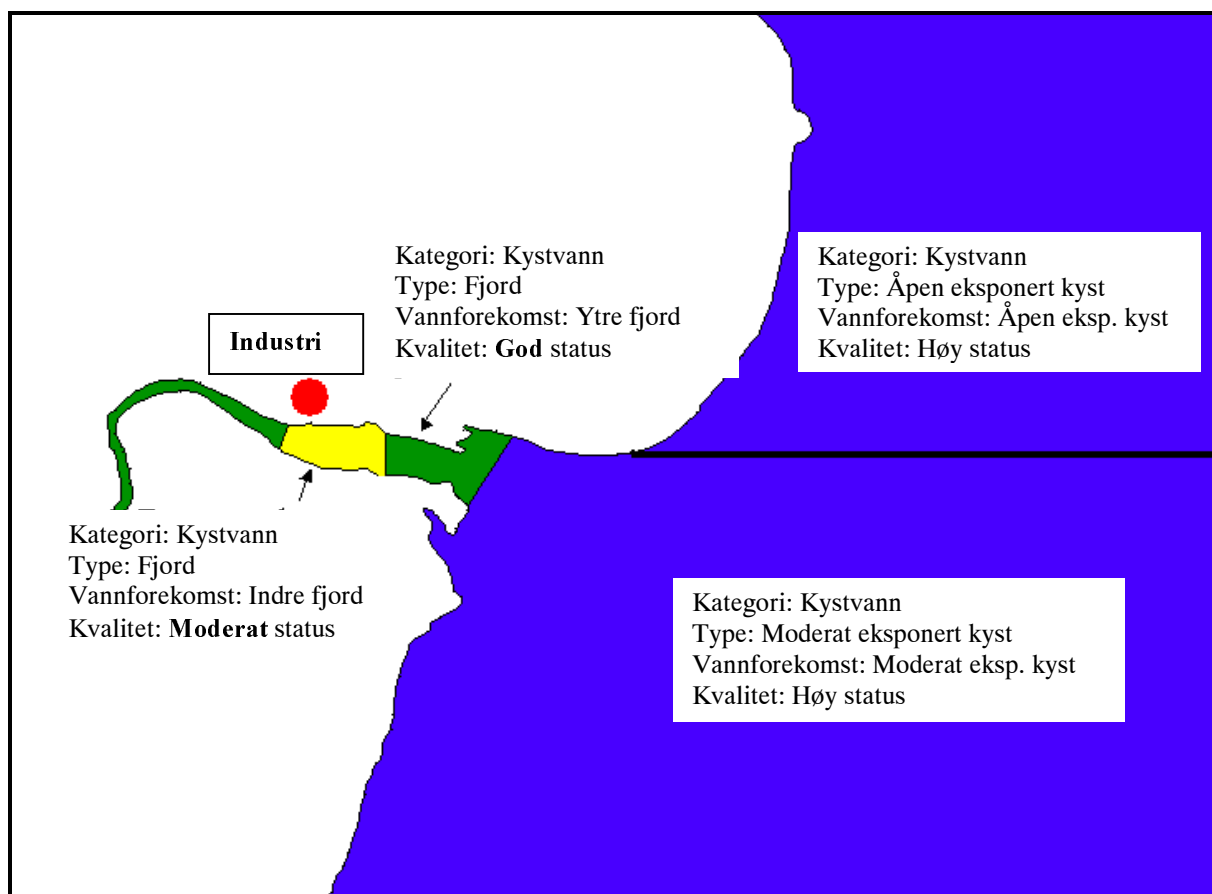
Tabell 12. Hierarkisk inndeling av overflatevann fra vannforekomst som minste signifikante enhet til nedbørfeltdistrikt som høyeste nivå.

VANN-FOREKOMST (se Figur 2)	En fjord, en avgrenset del av en fjord, et sund eller del av en kyststrekning kan være en <i>vannforekomst</i> . <i>Vannforekomsten</i> skal brukes til å beskrive vannkvalitet, inkl. økologisk tilstand og belastninger. <i>Vannforekomstene</i> skal grupperes <i>Vanntyper</i>	Annex II 1.1(ii)
TYPE (se Figur 1 og kap. 4.1)	<i>Vanntyper</i> defineres etter fysiske og kjemiske faktorer gitt i direktivet. Viktige norske vanntyper er: - åpen bølgeeksponert kyst - moderat eksponert skjærgård - beskyttet fjord - basseng med oksygenfattig bunnvann - ferskvannspåvirket fjordområde - strømrige sund - poller og andre spesielle forekomster <i>Typene</i> skal kategoriseres i <i>vannkategorier</i>	Annex II 1.1(i)
KATEGORI (se Figur 1 og kap. 4.3)	<i>Vannkategorier</i> er definert i direktivet: - elv - innsjø - kystvann - kunstig vannforekomst - sterkt modifisert vannforekomst som igjen skal tilhøre et <i>nedbørfeltdistrikt</i>	Annex II 1.1(i)
DISTRIKT	Overflatevann (ferskt og marint) skal grupperes og forvaltes i <i>nedbørfeltdistrikt</i> Distriktene defineres av myndighetene.	Artikkel 3(1)



Figur 2. Skjematisk inndeling i vannkategorier og vanntyper.

En vanntype kan bestå av en vannforekomst om det ikke er noen lokale forskjeller i kvalitet innen det området vanntypen dekker, eller en vanntype kan bestå av flere vannforekomster i disse gjenspeiler vannkvalitetsforskjeller innen vanntypen. I eksempelet vist i Figur 2 er fjorden delt i to vannforekomster, da indre del av fjorden er funnet å ha lavere kvalitet enn ytre del av fjorden. Vannforekomster identifisert på moderat eksponert kyst (Figur 2) er slått sammen til en stor vannforekomst siden de har samme økologiske status.



Figur 3. Inndeling i vannforekomster etter behovet for å differensiere ulike økologiske status.

Med Fjordkatalogen, sjøkart, lokal og annen tilgjengelig kunnskap, skal naturlige avgrensede vannforekomster identifiseres. Inndelingen i vannforekomster skal være så nøyaktig som mulig for å

kunne underbygge korrekt beskrivelse av kvalitetsstatus og forvaltning. Følgende regler er gitt for inndeling i vannforekomster:

- *'Vannforekomsten' skal være en sammenhengende enhet i vannområdet*
- *'Vannforekomsten' skal utgjøre en avgrenset (ut fra geografiske og hydromorfologiske kriterier), ensartet (en tilstandsklasse) og betydelig del (over et bestemt overflateareal) av kystvanntypen*
- *'Vannforekomster' skal ikke overlappe eller bestå av deler av overflatevann som er usammenhengende (kunne tegnes som sammenhengene enheter på et kart).*
- *en 'Vannforekomst' må tilhøre kun en kategori (her kystvann)*
- *en 'Vannforekomst' kan ikke bestå av flere ulike vanntyper*
- *sterkt modifiserte vannforekomster kan identifiseres og utpekes der god økologisk status er umulig å oppnå på grunn av de konsekvensene som er påført vannforekomsten gjennom fysiske påvirkninger/inngrep*

Det er ikke gitt noen minstemål for en vannforekomst, men i veilederen for ferskvann er det foreslått 0,5km² som minstemål for innsjøer. I direktivet heter det at vannforekomsten skal utgjøre en betydelig del av vanntype. Det betyr at en skal fokusere på de store linjer.

Fjordkatalogen er bygget opp etter en hierarkisk struktur som deler kystavsnitt inn i fjorder/skjærgårdsområder og i mindre bassenger definert ved topografiske elementer som terskler, innsnevringer etc. Ettersom karakteriseringen skrider fram vil Fjordkatalogen oppdateres for å ta opp i seg verifiserte signifikante vannforekomster. Versjon 1.0 av fjordkatalogen er lagt til grunn i denne versjonen av veilederen.

I utgangspunktet skal minste enhet i Fjordkatalogen definere en vannforekomst. Hvis derimot inntilliggende enheter har lik type, belastning og vannkvalitet, skal enhetene i Fjordkatalogen grupperes til en felles vannforekomst. Og motsatt skal en definert enhet i Fjordkatalogen, f.eks. en fjord, splittes i 2 vannforekomster f.eks. en 'indre fjorddel' og en 'ytre fjorddel', hvis det er ulik belastning eller ulik tilstandsklasse i disse to deler av fjorden.

I arbeidet med å implementere vanddirektivet skal fjordkatalogen i foreliggende versjon legges til grunn ved typifisering og klassifisering. Påkrevde endringer av Fjordkatalogens vannforekomster skal rapporteres til utpekt myndighet (DN?) for løpende oppdatering av Fjordkatalogen.

3. Karakterisere vannforekomster

Vannforekomsten skal beskrives etter et gitt sett av fysiske, kjemiske (abiotiske) og biologiske (biotiske) parametre. Tankegangen er at fysiske og kjemiske faktorer setter rammen for hva slags biologisk liv eller produksjon som er mulig i den enkelte vannforekomst. Vannforekomster med like fysio-kjemiske forhold, innen samme biogeografiske region skal, i prinsippet, inneholde de samme artene i lik sammensetning, om det ikke er forstyrrende, forurensende, faktorer som påvirker det rene miljøet. Først skal derfor de abiotiske faktorer fastsettes med høyest mulig grad av detaljering (vil variere ved første gangs karakterisering). Dette resultatet skal legges til grunn for TYPIFISERING, se kapittel 4. Dernest skal de biotiske faktorene beskrives med størst mulig grad av nøyaktighet. Dette resultatet skal brukes til å bedømme eventuell sammenslåing av vannforekomster, vurdere kandidatur for svært modifiserte vannforekomster og klassifisere økologisk status i vannforekomsten, se kapittel 5.

3.1. Abiotiske faktorer

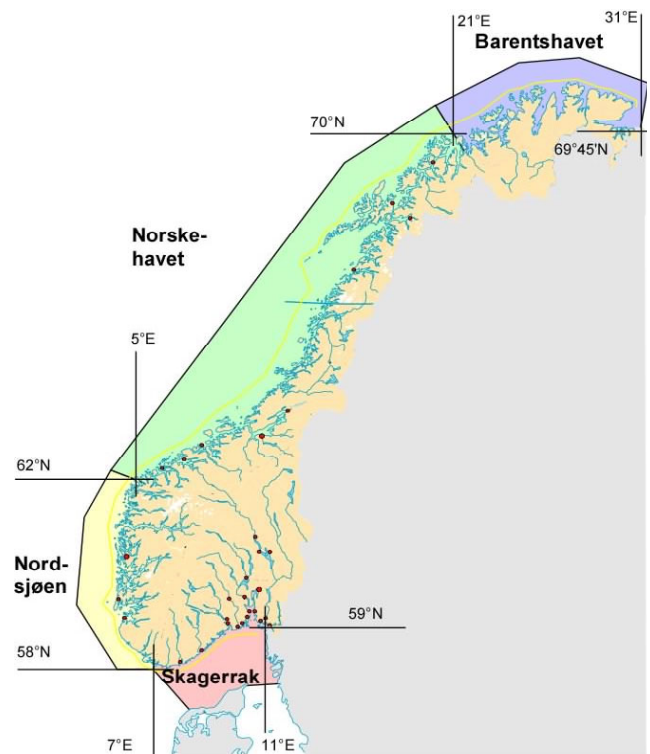
De abiotiske faktorer som skal brukes for å karakterisere vannforekomsten er gitt i Tabell 2. Det er en målsetning å beskrive vannforekomsten ved så mange faktorer som mulig. I det minste skal alle 'kritiske' faktorer for økologisk tilstand i vannforekomsten brukes.

Økoregion

Det er definert 4 økoregioner for Norge: Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak, som gjenspeiler biogeografiske endringer langs vår kystlinje. Økoregionene er vist i Figur 3. I økoregionen er også en faktor som tidevann inkludert. Gjennom stedfesting av vannforekomsten er økoregionen gitt.

Salinitet

Salinitet er en viktig styrende faktor for det biologiske livet i havet og kan variere fra ferskvann ved elveutløpet til helt salt på åpen havkyst og tilsvarende styre artssammensetningen i overflate-laget langs den samme strekningen. Dypvann dypere enn 30m vil alltid ha salinitet høyere enn 30 slik at denne faktoren ikke vil kunne brukes til å beskrive fysiske kvalitetsforskjeller her. Derfor skal saliniteten i overflatelaget legges til grunn for karakteriseringen av vannforekomsten. Vannforekomsten skal karakteriseres i henhold til 5 kategorier fra ferskvann (<0,5 psu) til euhalint sjøvann



Figur 4. Økoregioner definert for norsk kystvann

(>30 psu). I henhold til SFTs veileder 'Klassifisering av miljøkvaliteten i fjorder og kystfarvann' er overflatelaget å forstå som øvre 0 til 10m dyp. Saliniteten skal beregnes som årsgjennomsnitt av middelverdier over dette dybdeintervallet.

Tabell 13. Karakterisering av vannforekomst.

Identifikasjon:				
Fjordkatalognummer:	evt. Underinndeling:			
Fjord-/kystnavn:	Stedsnavn:			
Navn/adresse på ansvarlig utfyller:				
Obligatoriske faktorer:	X			
Lengde – breddegrad stedfesting av økoregion	Barentshavet		<input type="checkbox"/>	
	Norskehavet		<input type="checkbox"/>	
	Nordsjøen		<input type="checkbox"/>	
	Skagerrak		<input type="checkbox"/>	
Salinitet i overflatelaget	ferskvann	< 0.5	<input type="checkbox"/>	
	oligohalin	0,5 til 5	<input type="checkbox"/>	
	mesohalin	5 til 18	<input type="checkbox"/>	
	polyhalin	18 til 30	<input type="checkbox"/>	
	euhalin	høyere enn 30	<input type="checkbox"/>	
Bølgeeksponering = åpenhet og lengde på vindstrekning	eksponert		<input type="checkbox"/>	
	moderat eksponert		<input type="checkbox"/>	
	beskyttet		<input type="checkbox"/>	
Valgfrie faktorer:	Brukes i den grad de er en avgjørende karakter		X	
Miksing av vannsøylen	permanent fullstendig mikset		<input type="checkbox"/>	
	delvis lagdelt		<input type="checkbox"/>	
	permanent lagdelt		<input type="checkbox"/>	
Oppholdstid På bunnvannet	kort	dager	<input type="checkbox"/>	
	moderat	uker	<input type="checkbox"/>	
	lang	måneder til år	<input type="checkbox"/>	
Strømhastighet	svak	<1 knop	<input type="checkbox"/>	
	moderat	1 knop to 3 knop	<input type="checkbox"/>	
	sterk	> 3 knop	<input type="checkbox"/>	
Dyp	grunt	< 30m	<input type="checkbox"/>	
	dypt	> 30m	<input type="checkbox"/>	
Andel tidevannflate i vannforekomsten	liten	< 50 %	<input type="checkbox"/>	
	stor	> 50 %	<input type="checkbox"/>	
Substrat (= dominerende substrattype)	hardbunn (stein, blokker, rullestein)		<input type="checkbox"/>	
	sand-grus		<input type="checkbox"/>	
	Mudder		<input type="checkbox"/>	
	blandet sediment		<input type="checkbox"/>	
Varighet av isdekke	irregulær		<input type="checkbox"/>	
	kort	< 90 dager	<input type="checkbox"/>	
Fysiske og kjemiske	støtteelementer for klassifisering av tilstand		verdi	
Generelt	Siktedyp		<input type="checkbox"/>	
	Varmeforurensning		<input type="checkbox"/>	
	Oksygenkonsentrasjon		<input type="checkbox"/>	
	Næringssalter	Tot-N		<input type="checkbox"/>
		NO3		<input type="checkbox"/>
		NH4		<input type="checkbox"/>
		Tot-P		<input type="checkbox"/>
PO4		<input type="checkbox"/>		
Spesifikke forurensninger	Forurensningsklasse for prioriterte miljøgifter		<input type="checkbox"/>	
	Andre miljøgifter som forekommer i betydelige mengder		<input type="checkbox"/>	
Hydromorfologiske	støtteelementer for klassifisering av tilstand		Ja/Nei	
Morfologi	Er bunn-dypet i vannforekomsten endret?		<input type="checkbox"/>	
	Er struktur og substrat i kystsonen endret?		<input type="checkbox"/>	
	Er struktur og substrat i strandsonen endret?		<input type="checkbox"/>	
Vannstrøm	Er retning og styrke av dominerende vannstrøm endret?		<input type="checkbox"/>	
	Er bølgeeksponeringen endret?		<input type="checkbox"/>	

Bølgeeksponering

Bølgeeksponering er først fremst en viktig styrende faktor for livet i fjæra og i overflatelaget. Graden av bølgeeksponering er også bestemmende for sannsynligheten av bunntyper som klippekyst eller mudderstrand, samt at den også vil si noe om graden av vannutskiftning i vannforekomsten. Bølgeeksponering skal først og fremst brukes for å skille mellom bølgeeksponert åpen kystlinje, moderat eksponert øy-/skjærgård og beskyttede fjorder/bukter, som alle har ulik artssammensetning av makroalger og bunndyr. Nasjonalt skal det brukes 3 trinn: eksponert, moderat og beskyttet (6 mulige europeiske definisjoner). Eksponeringsstyrken for disse tre kategorier vil variere mellom de 4 økoregionen.

Vannmiksing

Vannmiksing er avgjørende for utveksling mellom overflatelaget og dypvannet, og beskriver f.eks. hvor hyppig en vannmasse omrøres. Lagdeling er f.eks. typisk i norske fjorder med et ferskere overflatelag og et saltere dypvann. De fleste fjorder i Sør-Norge vil være permanent lagdelte, selv om grad av lagdeling vil variere med årstiden. Karakteriseringen 'permanent lagdelt' forteller også at det er ulike samfunnstyper i overflatelaget og i dypvannet. Vannforekomsten skal karakteriseres som 'permanent fullstendig mikset', 'delvis lagdelt' eller 'permanent lagdelt' etter vannforekomstens framtrepende egenskap.

Oppholdstid

Oppholdstiden er først og fremst en kritisk faktor for bunnvannet hvor det kan oppstå oksygenvinn. Følgelig er det gjennomsnittlig oppholdstid for bunnvannet i vannforekomsten som skal angis, spesielt for de vannforekomster hvor det er fare for oksygenvinn. Oppholdstiden av overflatelaget vil oftest være styrt av ferskvannstilførselen og vindpåvirkning.

Strømhastighet

Strømhastighet er først og fremst tenkt anvendt for å skille vannforekomster av typen strømrrike sund eller tanger/nes (> 3 knop) fra andre kyststrekninger, hvor disse strømrrike områdene har en særegen flora og fauna.

Dyp

I norsk sammenheng vil ikke faktoren dyp bli anvendt med unntak av signifikante vannforekomster som er grunnere enn 30m. Generelt sett er alle norske vannforekomster svært dype sammenliknet med generelt grunne kystområder i øvrige Nordsjøland.

Tidevannsflate

Andel tidevannsflate er også en lite aktuell faktor i Norge, men det kan være områder hvor lokal identifisering av vannforekomster trenger denne faktoren for å beskrive et særegent miljøet på tidevannsflaten. Tidevannsflaten karakteriseres som stor hvis mer enn 50% av overflatearealet i vannforekomsten tørrlegges ved lavvann.

Varighet av isdekke

Varighet av isdekke skal bare brukes der hvor dette fysiske forhold skaper et særegent og karakteristisk miljø som skiller det fra andre fjorder og kystområder. Generelt vil ikke isdekke oppgis eller være av irregulær karakter.

Hydromorfologiske støtteelementer

Dette omfatter endringer i vannforekomstens dyp (f.eks. mudring /dumping), struktur og substrat på sjøbunnen og i strandsonen, endret strømretning eller -styrke eller endret grad av bølgeeksponering.

Fysiske og kjemiske støtteelementer

Dette omfatter tradisjonelle miljømåleparametere som siktedyp, temperatur, saltholdighet, oksygenforhold, næringssalter og miljøgifter.

3.2 Biotiske faktorer

De biotiske faktorene skal først og fremst brukes til å klassifisere økologisk status i vannforekomsten, se kapittel 5, men kunnskap om biologiske parametre skal også brukes for å vurdere et kandidatur for kategorien 'svært modifisert'.

De biologiske kvalitetselementene er *planteplankton*, *makroalger*, *vannplanter* og *bunndyr* (Tabell 3) og typisk ønskes det informasjon om artssammensetning og mengde av de ulike artene. I den grad en har biologisk informasjon fra vannforekomsten må metode og innsamlingsdyp også beskrives. Ved nye undersøkelser skal innsamling og opparbeiding utføres iht. standardiserte prosedyrer. Naturkvaliteten eller avvik fra referansetilstand bør baseres på den vurdering som er gitt i gjennomførte undersøkelser, samt foreta en ny vurdering basert på de referanseverdier som blir opprettet ved implementering av vanddirektivet.

Tabell 14. Biologiske kvalitetselementer som skal brukes for å fastsette miljøstatus i vannforekomsten.

Organisme	Måleparameter	X	Referanse til artslistene og metodikk
Planteplankton	Sammensetning		
	Forekomst (biomasse)		
	Giftige alger		
Makroalger	Sammensetning		
	Forekomst (biomasse)		
Vannplanter	Sammensetning		
	Forekomst (biomasse)		
Bunndyr	Sammensetning		
	Forekomst (biomasse)		

4. Typifisere vannforekomster

4.1. Vanntype

Vanntype kan utledes gjennom skjemaet i Tabell 4.

Tabell 15. Identifisering av vanntype. Karakteristika for vanntypene er gitt i vedlegg.

1. Identifisering av kategori av (overflate-)vann Fysisk modifisert eller kunstig bygget vannforekomst	Ja ⇒	Kunstig eller Svært modifisert vannforekomst
↓ Nei		Se kap. 4.5
2. Naturlig vannforekomst		
↓ Ja		
Vann langs kysten utenfor elvemunninger, nedenfor spring høyvannsmarket og salinitet høyere enn 0,5	Nei ⇒	Ferskvann Se egen veileder
↓ Ja		
Kystvann		
3. Økoregion		
↳ Nord for ca 70°N (Fugløya)	Ja ⇒	Barentshavet (Ba)
Nei ↳ Nord for ca 62°N (Stad)	Ja ⇒	Norskehavet (No)
Nei ↳ Vest av ca 7°Ø (Lindenes)	Ja ⇒	Nordsjøen (Ns)
Nei ↳	Ja ⇒	Skagerrak (Sk)
↓		
åpen bølgeeksponert vannforekomst	Ja ⇒	Type: C1 åpen eksponert kyst
↓ Nei		
vannforekomst er beskyttet mellom øyer og skjær		
↓ Ja		
kraftig strømsetting av tidevannet	Ja ⇒ Nei ↓	Type: C7 strømrike sund
↓ Nei		Type: C2 moderat eksponert skjærgård
vannforekomst ligger beskyttet i en fjord og har tilstrekkelig vannutsiftning		
↓ Ja		
overflatelaget (snitt 0-10m) har lav salinitet overflatelaget (snitt 0-10m) har svært lav salinitet, men regnes ikke som elv	Ja ⇒ Ja ⇒ Nei ↓	Type: C4 Type: C5 ferskvannspåvirket fjord
↓ Nei		Type: C3 beskyttet fjord
vannforekomst hvor bunnvannet har lang oppholdstid (måneders til år)	Ja ⇒	Type: C6 basseng med naturlig oksygenfattig bunnvann
↓ Nei		
innelukkede vannforekomster av spesielle karakter	Ja ⇒	Type: C8 poller
↓ Nei		
vannforekomsten har andre signifikante egenskaper	Ja ⇒	Definer vanntype iht. karakterisering i Tabell 2

4.2. Slå sammen like vannforekomster

Identifisert vannforekomst avmerkes på kartet. Hvis tilstøtende vannforekomst er av samme type er de to kandidater for en eventuell sammenslåing. Hvis de to vannforekomstene representerer vann av samme kvalitet, ut fra vurdering iht. kapittel 5, skal de to forekomstene slås sammen. En skal ikke operere med flere vannforekomster enn nødvendig for dekkende beskrivelse av vannkvalitet og status i nedbørfeltdistriktet.

4.3. Vannkategori og distrikt

I hierarkiet fra vannforekomst til nedbørfeltdistrikt skal vannforekomstene lenkes sammen til vann typer, vannkategorier og til slutt til et distrikt for enhetlig forvaltning av alt vann innen nedbørfeltdistriktet. Når en vannforekomst er identifisert etter de retningslinjer som her er gitt, vil tilordningen i hierarkiet være gitt.

4.4. Kategori: Kystvann

Utvexling av stoffer fra elver til det åpne havet skjer i *kystvannet*. Kystvannet skal derfor identifiseres og tilordnes til nærmeste og best egnede nedbørfeltdistrikt eller distrikter (Artikkel 3.1). Det kan bety at strekker av kystvann som tradisjonelt er betraktet som en sammenhengende enhet, må splittes i flere kyststrekninger som tilordnes hvert sitt nedbørfeltdistrikt. Oppdeling og tilordning skal skje slik at målsetningen om enhetlig forvaltning kan oppnås. Der hvor det er mulig skal etablerte grenser (f.eks. verneområder) anvendes og samtidig skal naturlige grenser brukes så langt som mulig for å unngå unødig oppsplitting av kystlinja.

Ytre grense for kystvannet (mot havet) er definert som overflatevann ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen eller en nautisk mil utenfor ytre grense for overgangsvann, der hvor denne grensen går utenfor grunnlinjen. Dette siste er tatt med da grunnlinjen mange steder på det europeiske kontinentet nærmest faller sammen med kystlinja for fastlandet, samtidig som de store elvene har markert innflytelse på sjøvannssonen ut over grunnlinja. Norske forhold er stikk motsatt. Grunnlinja langs Norges kyst er strukket mellom de ytterste øyer og skjær og går de fleste steder flere nautiske mil fra fastlandet. Elvene er langt mindre og ender typisk ut i en dyp fjord uten større elvedelta. På den bakgrunn er det, på nåværende tidspunkt, heller ikke definert overflatevann i Norge tilhørende kategorien *overgangsvann* (blandsone). Fjorder med sterk elvepåvirkning defineres som egne vann typer under kategorien kystvann.

På landsiden gjelder vanndirektivet opp til og med fjæresonen dvs. opp til høyvannsmark.

Med hensyn til miljøforurensende kjemiske stoffer er ytre grensen for direktivets virkeområde satt til territorialgrensen eller opp til 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen.

4.5 Kategori: Kunstig eller sterkt modifisert vannforekomst

Mange vannforekomster er påvirket av tyngre tekniske inngrep som påvirker naturlig vannutskiftning (eller vannføring og vannstand i elver og innsjøer) og/eller endrer de fysiske forhold i vannforekomsten. Vanndirektivet åpner (artikkel 4) for at det kan settes spesielle miljømål for slike vannforekomster, og at de samles under kategoriene "kunstige" og "sterkt modifiserte vannforekomster". Kunstige vannforekomster er lite vanlig i Norge. Vi vil derfor anbefale at disse samles under benevnelsen "sterkt modifiserte vannforekomster" (SMVF). Eksempler på kunstige vannforekomster er nytt vannspeil, f.eks. en dam hvor det er ledet inn sjøvann, eller kanaler som er blitt gravet ut.

Vanndirektivet setter spesielle krav (artikkel 4(3)) som må innfris for at en vannforekomst skal kunne defineres som sterkt modifisert vannforekomst:

"Medlemsstatene kan utpeke en vannforekomst som (kunstig eller) sterkt modifisert dersom

- c) *de endringer i vannforekomstens hydromorfologiske egenskaper som er nødvendige for å oppnå god økologisk status, ville ha vesentlige negative virkninger på*
- vi) *miljøet generelt,*
 - vii) *navigasjon, herunder havneanlegg, eller fritidsaktiviteter,*
 - viii) *aktiviteter som ligger til grunn for vannmagasineringen, for eksempel drikkevannsforsyning, produksjon av elektrisitet eller jordvanning*
 - ix) *vannregulering, flomvern, drenering, eller*
 - x) *annen like viktig bærekraftig menneskelig virksomhet*
- d) *de nyttige formålene for den kunstige eller sterkt modifiserte vannforekomsten på grunn av teknisk gjennomførbarhet eller urimelige kostnader, ikke med rimelighet kan oppnås på andre måter som miljømessig er vesentlig bedre.*

En slik utpeking med begrunnelse skal nevnes spesifikt i de forvaltningsplaner for nedbørfelt som kreves i henhold til artikkel 13 og som skal revideres hvert sjette år.”

Til hjelp for utpeking og håndtering av svært modifiserte vannforekomster (SMVF) er det utarbeidet en egen norsk veileder. For å bli kategorisert som sterkt modifisert må en vannforekomst være *vesentlig forandret av et fysisk inngrep* og det skal være *biologiske avvik* fra naturtilstanden som skyldes disse inngrepene. Hydrologiske (strømmønster, vannutskiftning etc.) endringer alene er etter direktivet i utgangspunktet ikke nok til å definere en vannforekomst som sterkt modifisert.

Endringer i vannutskiftning eller strømsetting og oppvirveling ved skipstrafikk, fører i de aller fleste tilfeller til endret sedimenttransport og dermed endrede bunnforhold, som klart er en hydromorfologisk endring. Skipstrafikk i beskyttede farvann fører til en kunstig økt bølgeeksponering i strandsonen og i trange farvann som kan det føre til signifikant strømsetting (vannforflytting). Propellene på store skip vil kunne virvle opp bunnsedimenter ned til 30m dyp og gi åpenbare biologiske påvirkninger. Derfor er det rimelig å identifisere havneområder grunnere enn 30m som SMVF. En nedbygging av vannforekomsten som overstiger 30% av strandlinjen, må likeledes antas å ha signifikant effekt på forekomsten. Typen av nedbygging er dog av betydning, i det pelebrygger eller brygger som ikke går ned i sjøen, gir liten fysisk påvirkning.

Identifisere mulige 'Sterkt modifiserte vannforekomster' (eller kunstig vannforekomst) kan utføres ved hjelp av det skjematisk spørreoppsettet nedenfor.

1.	<p>Identifisering</p> <p>Vannforekomsten er kunstig: Kunstig opprettet vannspeil, kanal etc. eller</p> <p>Fysiske endringer i vannforekomsten</p> <p>Ja ↓</p>	<p>Ja ⇒</p> <p>Nei ⇒</p> <p>eller ubetydelig</p>	<p>Kunstig vann- forekomst</p>
2.	<p>Beskrive og vurdere betydningen av endringen for vannutskiftning.</p> <p><input type="checkbox"/> Fysisk nedbygging berører >30% av strandsonen i vannforekomsten</p> <p><input type="checkbox"/> Molo som kunstig begrenser vannutskiftning</p> <p><input type="checkbox"/> Vannutskiftning beregnes ut fra åpningsareal og dyp mot innestengt volum og overflateareal, justert for tidevannsforskjell</p> <p><input type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk i havner grunnere enn 30m</p> <p><input type="checkbox"/> Betydelig skipstrafikk-korridorer i trange /grunne vannforekomster</p> <p><input type="checkbox"/> Annen viktig fysisk påvirkning</p> <p>Ja ↓</p>	<p>Nei ⇒</p>	<p>Naturlig vann - fore- komst</p> <p>Gå til kap. 4.1</p>
3.	<p>Er det sannsynlig at vannforekomsten ikke vil nå målet om god økologisk tilstand innen 2015 på grunn av hydromorfologiske endringer?</p> <p>Ja ↓</p>	<p>Nei ⇒</p>	
<p>Kandidat for Sterkt Modifisert Vannforekomst</p>			

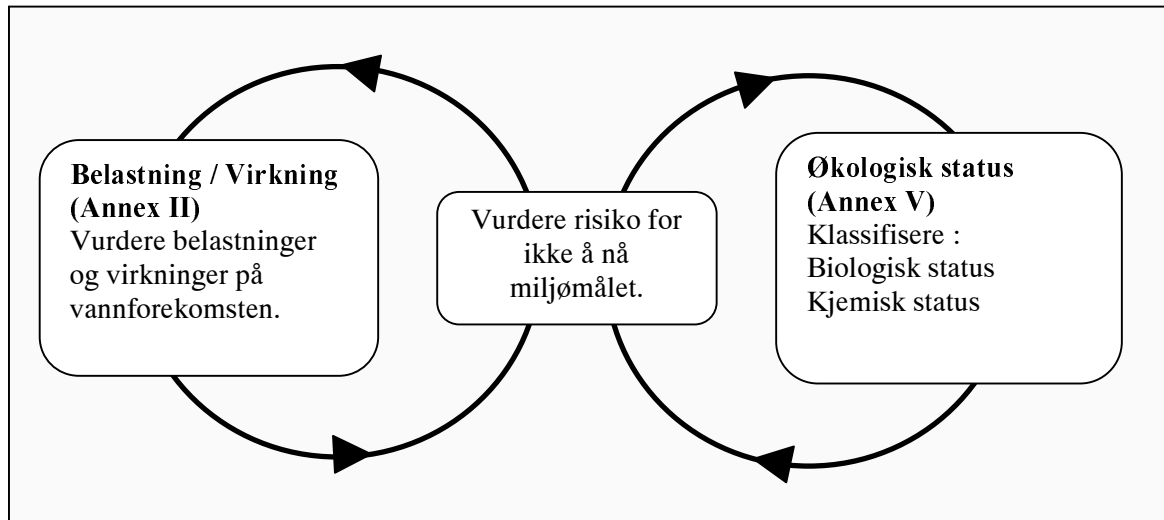
5. Klassifisere vannforekomster

Vannforekomstens *risiko* for ikke å oppnå GOD STATUS skal evalueres.

Å ha risiko for ikke å tilfredsstillere vanndirektivets mål vil si:

- Vannstatusen i vannforekomsten tilfredsstiller ikke Vanndirektivets mål i dag
- Det er stor sannsynlighet for at det er en utvikling på gang slik at vannstatusen ikke er i overensstemmelse med Vanndirektivets mål i 2015

Vurdering av risiko for ikke å nå målsetningen er en vekselvis vurdering av a) økologisk tilstand og b) belastning/virkning på vannforekomsten (Figur 4).



Figur 5. Risiko for ikke å nå målsetningen skal bedømmes ut fra en vekselvis vurdering av a) økologisk status (Annex V, se kap.5.1) og b) belastninger og virkninger på vannforekomsten (Annex II, se kap 5.2).

5.1. Økologisk tilstand

Økologisk tilstand skal vurderes på bakgrunn av artssammensetning og forekomst av planteplankton, makroalger, vannplanter og bunndyr som beskrevet i kap. 0, sammen med fysiske og kjemiske støtteparametre og hydromorfologiske støtteparametre vist i tabell under.

Måleparameter		Kriterium for høy status
Biologiske kvalitets-elementer	Arter og forekomst av: plateplankton makroalger vannplanter bunndyr	Artssammensetning og mengde samsvarer med uforstyrrede referanseforhold. Oppblomstringer forekommer ikke hyppigere eller større enn normalt. Sensitive arter assosiert med uforstyrrede forhold skal være tilstede.
Fysiske og kjemiske kvalitets-elementer	Siktedyp, temperatur, saltholdighet, oksygenforhold, næringssalter, prioriterte miljøgifter, betydelig miljøgiftbelastning	Temperatur og saltregimet skal ikke være endret. Verdier av næringssalter og miljøgifter skal tilsvare klasse 1 i SFTs klassifikasjonssystem for fjorder og kystvann eller nye grenseverdier gitt av CIS-gruppen.
Hydro-morfologiske kvalitets-elementer	Endringer av: dyp, struktur og substrat på sjøbunn og i strandsone, strømretning og strømstyrke, bølgeeksponering.	Dybdevariasjon, struktur og substratforhold på sjøbunnen og i strandsonen skal tilsvare omtrentlig uberørte forhold.

Vurdering av økologisk status

Vurdering av økologisk tilstand skal utføres i henhold til diagrammet under. For de to beste klasser skal også fysiske og kjemiske kvalitetselementer ligge innenfor kvalitetskravet for god status. I første

omgang skal bare risiko for ikke å nå målet om god status evalueres. I den grad en har mangelfulle biologiske data vil fysiske og kjemiske måltall tilsvarende SFT-klasse III (mindre god/markert forurenset) medføre at vannforekomsten må klassifiseres i risikogruppen for ikke å oppnå GOD status.

Klassifisering av økologisk status skal utføres som vist i diagrammet under. Til hjelp for evaluering er det også laget et skjema som skal besvares (neste side).

	Biologiske verdier (EQR)		Fysiske og kjemiske måletall		Hydromorfologiske måletall		Klasse
1	Er artssammensetning og mengde av: - planteplankton - makroalger - vannplanter og - bunndyr i vannforekomsten tilnærmet lik med naturtilstand (refereansverdi) Nei ↓	Ja ⇒	Tilsvarende måleverdiene av fysiske og kjemiske verdier tilstandsklasse 1 i henhold til SFTs veileder for kystvann*	Ja ⇒	Hydromorfologiske forhold som dyp, bølgeeksponering, strømretning og styrke i vannforekomsten, er lik med det opprinnelige	Ja ⇒	Høy status
2	Avviker de biologiske måleverdiene svakt fra referansetilstand Nei ↓ Videre klassifisering er basert på biologi. ↓	Ja ⇒	Sikrer de fysiske og kjemiske verdiene målt i vannforekomsten god økosystemfunksjon og er miljøgiftene innenfor kravene (klasse I/II)* Nei ↓	Ja ⇒	⇒		God status
3	Er avviket fra referansetilstand for de de biologiske kvalitets-elementene MODERAT Større ↓	Ja ⇒	⇒	⇒	⇒		Moderat status
4	Er avviket fra referansetilstand for de de biologiske kvalitets-elementene MARKERT Større ↓	Ja ⇒	⇒	⇒	⇒		Dårlig status
5	↘		⇒	⇒	⇒		Svært dårlig status

* CIS ekspertgruppe vil utarbeide de endelige grenseverdiene. For kjemikalier vil det utarbeidet en EQS (standard). Grenseverdier for prioriterte miljøgifter vil bli satt tilnærmet lik null (deteksjonsgrense).

Dataskjema for vurdering av tilstand

ID vannforekomst : Navn : Type : Referanse (kartposisjon)	Vurdering utført av: Navn institusjon og person
---	--

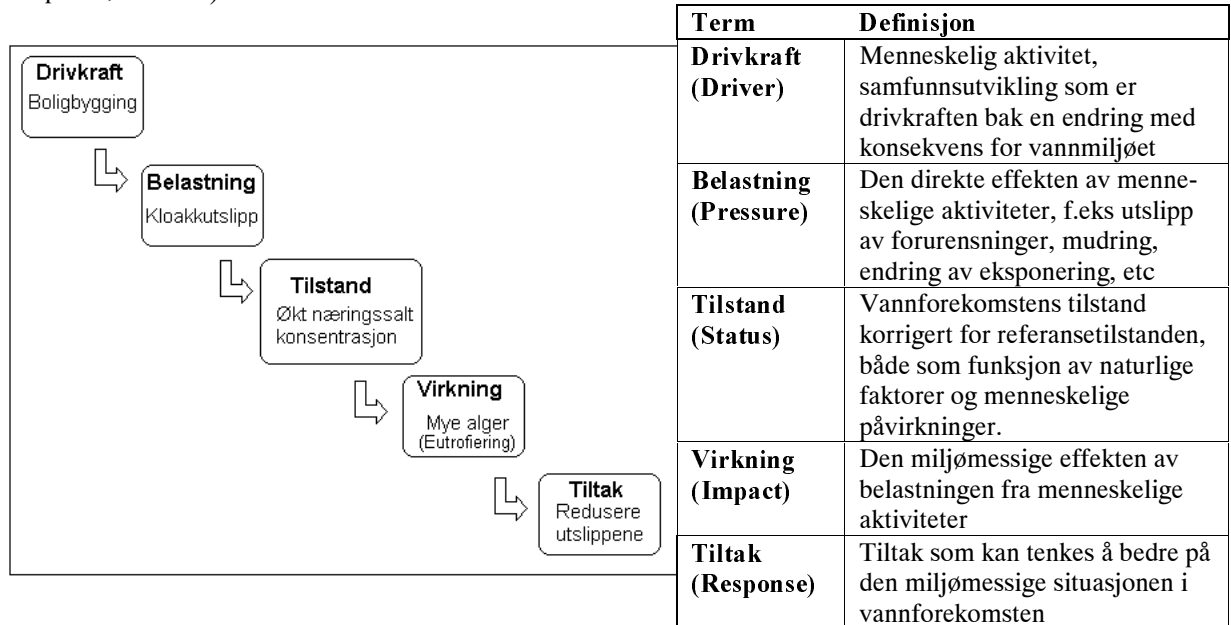
Tilstandskriterier	Dagens tilstand	Naturtilstand	EQR * el. EQS **	Risiko for ikke å nå målet om god status ubetydelig: EQR > grense* betydelig: EQR < grense* , og/ eller EQS overskredet
Biologiske kriterier Planteplankton Makroalger arter/biomasse Vannplanter Bunnfauna				
Hydromorfologiske kriterier Variasjon i dybde Substrat og struktur på sjøbunn Substrat og struktur i strandson Strømretning og styrke Bølgeeksponering				
Fysisk-kjemiske kriterier Sikt i vannet (siktedyp) Temperaturforhold Oksygenforhold Salinitet Næringssalter Prioriterte miljøgifter Vanlige miljøgifter				

* EQR ("ecological quality ratio"), dvs. forholdet mellom dagens tilstand og naturtilstand, for alle tilstandskriterier hvor en har data. Grenseverdi vil bli bestemt av CIS-ekspertgruppe.

** EQS ("environmental quality standards") klassifiseringstandard for miljøgifter (SFT-klassifiseringssystem). Grenseverdier vil bli bestemt av CIS-ekspertgruppe.

12.1 Belastning og virkning

Vannforekomster som har risiko for ikke å tilfredsstille vanddirektivets mål skal identifiseres også med hensyn til press fra samfunnsutviklingen. Belastninger og virkninger skal beskrives sammen med drivkreftene i samfunnsutviklingen og tiltak som denne krever, for at målsetningen om god status skal nås. Analysen er bygget opp etter en såkalte DPSIR-modellen (Driver, Pressure, Status, Impact and Response, se under).



Figur 6. Trinnene i en belastning/virkningsanalyse (DPSIR-modellen: Driver, Pressure, Status, Impact and Response) for identifisering av sammenhenger og tiltak.

Prosedyre

1. Finn fram data om aktuelle belastninger fra diverse offentlige registre (se kap. 1 ovenfor) mht. forurensning, fysiske inngrep som endrer hydrologi el. morfologi og biologiske belastninger (fremmede arter).
2. Ranger de enkelte belastningene kvalitativt (ubetydelig, noe, betydelig) i hht. gitte kriterier eller lokal kunnskap og skjønn. Ta hensyn til gjennomførte tiltak.
3. Hent inn prognoser for endringer av belastningene fram mot 2015 (kommunale og fylkeskommunale planer)
4. Vurderer risikoen for at de enkelte belastningene (hver for seg og samlet) er så store at vannforekomsten ikke vil nå målet om god status / evt. godt økologisk potensiale uten nye tiltak (se egen boks nedenfor med vurderingssystem)

Risikovurdering av belastninger:

Betydelig risiko fås ved følgende alternativer:

- a) belastningen er betydelig og det forventes ingen endring eller en økning, eller
- b) belastningen er moderat, men det forventes en økning, eller
- c) mange enkeltbelastninger med noe risiko (se nedenfor)

Noe risiko:

- a) belastningen er betydelig, men det forventes en reduksjon, eller
- b) belastningen er moderat og det forventes ingen endring

Ubetydelig risiko:

- a) belastningen er ubetydelig og det forventes ingen endring, eller
- b) belastningen er moderat og det forventes en reduksjon

Tabell 16. Skjema for å identifisere og vurdere aktiviteter/drivkrefter og belastninger.

ID vannforekomst : Navn : Type : Referanse/posisjon		Vurdering utført av: Navn institusjon og person			
Aktiviteter/Drivkrefter Liste over aktiviteter i forhold til hovedgrupperingene av belastninger	Belastning Antyde typen belastningen	Kvalitativ rangering av nåværende belastning 1: ubetydelig 2: noe 3: betydelig	Kvantitativ rangering av nåværende belastning i forhold til kritisk belastning: under: Nei over: Ja	Mulig endring/utvikling fram mot 2015 Ingen endring: Nei Endring: Ja (verre: + bedre: -)	Risiko for ikke å nå målet om god status 1:ubetydelig 2: noe 3: betydelig
Forurensning					
Kommunale avløp					
Sprede avløp					
Industri (inkl. nedlagt)					
Skogbruk					
Jordbruk					
Fiskeoppdrett/havbruk					
Urbane områder/tette flater					
Gruver, pukkverk, grustak					
Avfalls-/lagringsplasser					
Transport/samferdsel					
Båttrafikk					
Langtransporterte forurensninger					
Endring av hydrologisk regime					
Bølgeeksponering					
Strøm-mønster					
Fiskeoppdrett					
Fiskeindustri					
Kjølevann					
Skjellsanduttak					
Vannføringsregulering					
Morfologiendringer					
Landbruksaktiviteter					
Byutvikling					
Industrietablering					
Moloutbygning					
Havneanlegg					
Skipsanløp					
Småbåtanlegg					
Mudring					
Dumping/utfylling					
Biologiske belastninger					
Fiske					
- tråling					
- garn					
- line					
Taretråling					
Sportsfiske					
Fiskeoppdrett					
Skjeloppdrett					

5.3. Identifisere risiko-vannforekomster

Ved sammenstillinger som vist nedenfor kan en identifisere hvilke vannforekomster som trenger tiltak for å nå miljømålet om god status / godt økologisk potensiale.

Enkel prosedyre for vannforekomster uten eller med svært lite tilstandsdata

Grad av belastning	Resipientkapasitet el. tålegrense (skjønn)	Risiko for manglende måloppnåelse
Høy el. moderat	Lav	Høy
Høy el. moderat	Høy	Usikker (bør skaffe tilstandsdata)
Liten	Lav	Usikker (bør skaffe tilstandsdata)
Liten	Høy	Lav

Fullstendig prosedyre for vannforekomster med flere tilstandsdata

Integrering av kategoriserte vurderingskriterier for bedømmelse av risiko for moderat eller dårlig status, dvs. for ikke å nå miljømålet om god status (justert fra OSPAR-rapport 1927/2003). "One out – all out" –principle: + (pluss) betyr at minst en av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang eller at minst ett av enten de fysiske-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status (dvs. EQR < CIS-grense* eller overskridelse av EQS* for miljøgifter). - (minus) betyr at ingen av belastnings-kategoriene har noe eller betydelig omfang, eller at ingen av de fysiske-kjemiske eller de biologiske kvalitetselementene har dårlig el. moderat status. Risiko for moderat el. dårlig status: Meget høy eller høy (rød), Lav (grønn).

Belastningskriterier	Fysisk-kjemiske tilstandskriterier	Biologiske tilstandskriterier:	Risiko for moderat el. dårlig status:
+	+	+	Meget høy
+	+	-	Meget høy
+	+	?	Høy
+	-	+	Meget høy
-	+	+	Høy
-	+	+	Høy
-	-	+	Høy
+	-	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	?	-	Usikker, mulig sen respons må vurderes
+	-	?	Usikker, mulig sen respons må vurderes
-	-	-	Lav
-	?	?	Lav**

* den grenseverdi for EQR og EQS som vil bli vedtatt av CIS-ekspertgruppe.

** krever at det finnes tilstandsdata for lignende vannforekomster av samme type i samme område, og at disse viser at EQR < CIS-grense, evt. at miljøgifter er under grenseverdiene (EQS). Dette er aktuelt ved gruppering av vannforekomster, se kap 4.2.

Om det er risiko for at målsetningen om GOD STATUS ikke vil nås, må det foretas en kost-nyttevurdering av mulige tiltak, før tiltak må og kan settes iverk. I så tilfellet:

Gå til VEILEDER FOR ØKONOMISK ANALYSE .

6. Vedlegg: Definerede foreslåtte vanntyper

Følgende til sammen 23 nasjonale vanntyper fordelt på 4 økoregioner, er identifisert og foreslått for kategorien KYSTVANN. Vannforekomstene skal så langt som mulig grupperes i en av disse vanntypene.

Økoregion Barentshavet

Forkortelser: A: Avgjørende kvalitet X: sannsynlig kvalitet	Tidevannsforskjell	Salinitet i overflatevann					Bølgeeksponering					Oppholdstid i bunnvann			Strømhastighet					
		Middels 1-5m	Liten <1m	Euhalin >30	Polyhalin 18 - 30	Mesohalin 5 - 18	Oligohalin 0.5 - 5	Ferskvann <0.5	Ekstremt eksponert	Svært eksponert	Eksponert	Moderat eksponert	Beskyttet	Svært beskyttet	Kort -dager	Moderat -uker	Lang -måneder til år	Svak < 1 knop	Moderat 1-3 knop	Sterk > 3 knop
Definerede vanntyper																				
Åpen eksponert kyst	A	A	A				A							X				X		
Eksponert kyst og fjord	A	A	A					A						X				X		
Beskyttet kyst og fjord	A	A	A							A				X				X		
Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	A	A	A	X							A			X				X	X	
Strømrrike sund	A	A	A						A											A

Økoregion Norskehavet

Forkortelser: A: Avgjørende kvalitet X: sannsynlig kvalitet	Tidevannsforskjell	Salinitet i overflatevann					Bølgeeksponering					Oppholdstid i bunnvann			Strømhastighet					
		Middels 1-5m	Liten <1m	Euhalin >30	Polyhalin 18 - 30	Mesohalin 5 - 18	Oligohalin 0.5 - 5	Ferskvann <0.5	Ekstremt eksponert	Svært eksponert	Eksponert	Moderat eksponert	Beskyttet	Svært beskyttet	Kort -dager	Moderat -uker	Lang -måneder til år	Svak < 1 knop	Moderat 1-3 knop	Sterk > 3 knop
Definerede vanntyper																				
Åpen eksponert kyst	A	A	A				A							X				X		
Eksponert øy/skjærgård	A	A	A					A						X				X	X	
Beskyttet fjord	A	A	A							A				X				X		
Beskyttet fjord med lang oppholdstid	A	A	A								A				A			X		
Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	A	A	A							A				X				X		
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	A	A	A								A			X				X	X	
Strømrrike sund	A	A	X						A					X						A

Økoregion Nordsjøen

Forkortelser: A: Avgjørende kvalitet X: sannsynlig kvalitet Definerte vanntyper	Tidevanns forskjell	Salinitet i overflatevann	Bølgeeksponering					Oppholdstid i bunnvann	Strømhastighet					
	Middels 1-5m Liten <1m	Euhalin >30 Polyhalin 18 - 30 Mesohalin 5 - 18 Oligohalin 0.5 - 5 Ferskvann <0.5	Ekstremt eksponert	Svært eksponert	Eksponert	Moderat eksponert	Beskyttet	Svært beskyttet	Kort -dager	Moderat -uker	Lang -måneder til år	Svak < 1 knop	Moderat 1-3 knop	Sterk > 3 knop
Åpen eksponert kyst	A	A		A					X				X	
Eksponert øy/skjærgård	A	A			A	X			X				X	
Beskyttet fjord	A	A				X	A			X			X	
Beskyttet fjord med lang oppholdstid	A	A					A				A		X	
Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	A	A					A			X			X	
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	A	A					A	X		X			X	X

Økoregion Skagerrak

Forkortelser: A: Avgjørende kvalitet X: sannsynlig kvalitet Definerte vanntyper	Tidevanns forskjell	Salinitet i overflatevann	Bølgeeksponering					Oppholdstid i bunnvann	Strømhastighet					
	Middels 1-5m Liten <1m	Euhalin >30 Polyhalin 18 - 30 Mesohalin 5 - 18 Oligohalin 0.5 - 5 Ferskvann <0.5	Ekstremt eksponert	Svært eksponert	Eksponert	Moderat eksponert	Beskyttet	Svært beskyttet	Kort -dager	Moderat -uker	Lang -måneder til år	Svak < 1 knop	Moderat 1-3 knop	Sterk > 3 knop
Åpen eksponert kyst	A	A		A					X				X	
Moderat eksponert øy/skjærgård	A	A				A			X				X	X
Beskyttet fjord	A	A					A			X			X	
Beskyttet fjord med lang oppholdstid	A	A					A				A		X	
Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	A	A					A	X		X			X	

Veileder for økonomisk analyse av vannbruk i 2004

Forslag utarbeidet av David Barton, NIVA

Innledning

Kravene som stilles til økonomisk analyse av vannbruken er omhandlet i hovedsak av artiklene 5 og 9, samt anneks II og III i Rammedirektivet for Vann. Det er videre utarbeidet en egen CIS-veileder innen økonomi av en arbeidsgruppe med navnet WATECO, heretter kalt WATECO-veilederen. Vi har valgt å dele metoden for rapportering under økonomisk analyse for 2004 i to deler:

1. økonomisk karakterisering av dagens vannbruk, drivere og trender
2. vurdering av dagens kostnadsdekking for vanntjenester

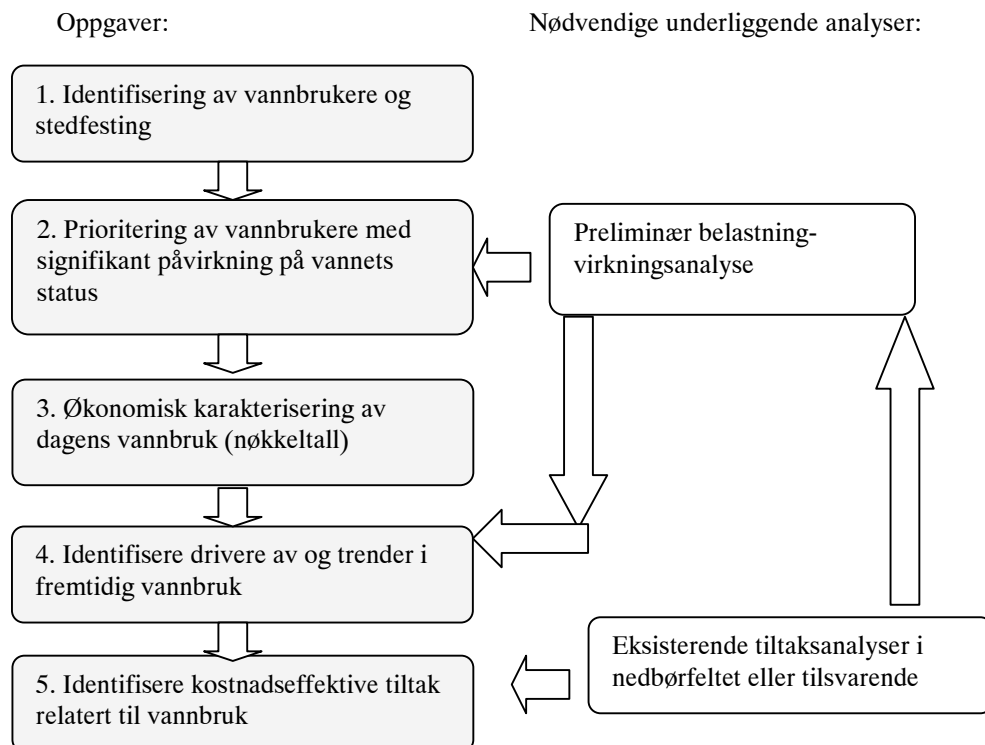
Egnethet av WATECO-veilederen og vanskeligheter med rapportering behandles i eget vedlegg/notat.

Karakterisering av dagens vannbruk er i stor grad beskrivende, og dreier seg om innsamling og fremstilling av nøkkeltall / statistikk og kart over vannbrukere. Vurdering av drivere og trender for fremtidig vannbruk – inkludert eksisterende eller planlagte tiltak og virkemidler - er et separat trinn i WATECO-veilederen. Av praktiske hensyn har vi slått det sammen med karakterisering av dagens vannbruk da informasjonskildene – vannbrukerne selv – ofte vil være de samme.

Vurdering av dagens kostnadsdekking for vanntjenester krever noen enkle renskapsmessige beregninger der informasjonen ikke er offentlig tilgjengelig.

Økonomisk karakterisering av vannbruk

Følgende veiledning er en sammenfatning av WATECO Guidance Document og en forenklet fremstilling av rapporteringskravene for 2004 innen økonomisk analyse av vannbruk. De generelle oppgavene i økonomisk analyse av vannbruk, oppsummeres i flytdiagrammet nedenfor



1. Identifisering av vannbrukere og stedfesting

Direktivet krever at rapportering skal desaggregeres for minst tre store kategorier med ”vannbrukere”:

- husstander
- industri
- landbruk

Videre inndeling kan være hensiktsmessig for økonomisk viktige næringer som er vannbrukere. I Norge er det hensiktsmessig at vannkraft og akvakultur beskrives i tillegg til disse tre hovedkategoriene.

Hver sektor vannbruker beskrives ideelt med:

- Kart-utdrag over nedbørfeltet
- Identifisering/stedfesting av større vannbrukere

En kartfremstilling av befolkningstetthet, større industrianlegg, landbruksarealer, vannkraftverk etc. bør lages. Informasjonen skal fremstilles på nedbørfeltsdistrikts-nivå. I Norge vil karskalaen for denne informasjonen typisk være sammensatt av flere 1:50 000 eller ett 1:250 000 kart.

Eksempel på identifisering og stedfesting av vannbrukere gis i vedlegg.

2. Prioritering av vannbrukere med signifikant påvirkning på vannets status

Prioritering er nødvendig for å greie rapporteringskravene innenfor tidsrammen som er gitt av Rammedirektivet. Vannbruk som er tiltaksrelevante under Rammedirektivets målsettinger skal ha en signifikant påvirkning på vannets status. Signifikante vannbrukere må identifiseres i en belastnings- og virkningsanalyse (eller “pressure-impact analysis” som angitt i IMPRESS veilederen). Belastningsvirkningsanalysen vil måtte være preliminær og/eller basere seg på eksisterende tiltaksanalyser, fordi den må gjøres forut for en prioritert økonomiske karakterisering av vannbrukere i nedbørfeltet.

Et praktisk tilleggskriterie er at vannbrukere som er relevante/signifikante for tiltaksvurdering må være i brukerkonflikt. Brukerkonflikter kan gis en økonomisk vurdering gjennom eksterne virkninger som en bruker påfører en annen, også kalt miljø- og ressurskostnader. Brukerkonfliktmatriser er ikke nevnt i WATECO, men en fremstilling av vannbrukere på denne måten er likevel et verktøy for å gi en oversiktsmessig økonomisk karakterisering av nedbørfeltet og forberede datainnsamling om miljø- og ressurskostnader ved vannbruk.

Et eksempel på prioritering av karakterisering basert på brukerkonfliktmatrise og en preliminær vurdering av belastning-virkning gis i vedlegg.

3. Økonomisk karakterisering av dagens vannbruk (nøkkeltall)

Nøkkeltall for vannbruk på nedbørfeltetsnivå skal fremstilles. Offentlig statistikk vil være tilgjengelig på sektornivå, eller eventuelt på fylkes- kommunenivå. For demoprojektene vil kommunegrenser ikke samsvare med demo-nedbørfelt. Dette problemet vil trolig være mindre for analyser på nedbørfelt-distrikter fordi de ofte vil samsvare med fylkesdefinisjoner.

Vannbrukere eller sektorer som ikke har signifikant påvirkning på vannstatus og/eller ikke er i brukerkonflikt med andre kan utelates fra rapporteringen.

Større individuelle vannbrukere innenfor nedbørfeltet med signifikant påvirkning på vannstatus i bestemte vannforekomster bør beskrives særskilt. Tabell 1 er en oppsummering av de viktigste vannbruksvariablene nevnt i Anneks II og III av Rammedirektivet.

Akvatiske arter av økonomisk betydning skal identifiseres i den økonomiske analysen – i praksis arter relatert til fritidsfiske, yrkesfiske og oppdrett.

Tabell 1. Karakteriseringsvariable for vannbrukere på nedbørfeltsnivå (generelle)

Vannbrukere med signifikant påvirkning	Lokalitet	Vannuttak	Utslipp	Inngrep	Produksjon	Omsetning	Ansatte
Brukertype 1 (nedbørfelt)	Totalt antall aktører	Total	Total	Totalt antall	Total	Total	Total
Bruker 1 (navn, nr.)	Stedsnavn georef.	m ³ /år	kg/år forurensnings-stoff	Antall, beskrivelse	Produkt/tjeneste-enheter	Kr./år	Antall årsverk
Bruker 2 etc.							
Brukertype 2 etc.							

Merknad: totale tall per nedbørfelt

4. Identifisere drivere av og trender i fremtidig vannbruk

Direktivet krever også en vurdering av faktorer som driver fremtidig vannbruk og at dette blir en regulær aktivitet i rulling av tiltaksanalyser på nedbørfelts-nivå (første frist 2009). Drivere skal ligge til grunn for et basis-scenarie og alternative trender for vannbruk frem mot 2015. Et basis-scenarie for vannbruk skal utgjøre grunnlaget for å vurdere risiko for ikke å oppfylle Rammedirektivets krav til god vannstatus vannforekomstene. Identifisering av sektor-spesifikke faktorer som driver vannbruk må gjøres i samarbeid med konsulentene i BELASTVIRK analysen.

Tabell 2. Sektor-spesifikke faktorer som endrer fremtidig vannbruk (uttak/utslipp/inngrep)

Vannbruker	Teknologi-endringer/ Planlagte tiltak og investeringer	Nye økonomiske virkemidler	Nye reguleringer, konsesjonsvilkår, arealbruks-planer osv.
Sektor 1			
Sektor 2			
Etc.			

Merknad: bruk av tabell eller tekstuell fremstilling

Med mindre konsulenten som utfører den økonomiske analysen er godt kjent med sektoren som karakteriseres vil informasjon om faktorer som påvirker fremtidig vannbruk ofte komme fra intervju med vannbrukerne selv. Dette gjelder spesielt konsesjonsvilkår, overføringer og investeringsplaner for de enkelte vannbrukere. Derfor bør informasjon om trender i vannbruken innhentes samtidig som karakterisering av vannbrukere.

I tillegg til bruker-spesifikke faktorer vil noe sektor-overgripende og samfunnsmessige eksogene variable påvirke vannbruk i et nedbørfelt:

- befolkningsvekst
- økonomisk vekst (endring i PNB/cap.)

Som et minstekrav til rapportering for økonomi anbefaler vi at en oversikt over drivere av fremtidig vannbruk utarbeides en i stikkord/ tabelarisk form som over, men tekstforklaring i vedlegg. En kvantitativ vurdering av fremtidige vannbruks-scenarier (uttak/utslipp) vil måtte ligge til grunn for nytte-kostnadsvurderinger av unntak ("derogations", HMWB) fra Rammedirektivets miljømål. Da unntak ikke skal vurderes i 2004 vil et minstekrav til rapportering kunne være at trender i vannbruk frem mot 2015 vurderes kvalitativt (økning, reduksjon, tiltagende eller ikke).

5. Identifisere kostnadseffektive tiltak relatert til vannbruk

Artikkel. 5 (Annex III) krever at kostnadseffektivitet av tiltak skal vurderes allerede under arbeidet med karakterisering av nedbørfeltet og rapporteringskravet for 2004. Dette skal utgjøre et grunnlag for å utarbeide en tiltaksplan mot 2009. Direktivteksten stiller tildels store krav til denne etappen fordi kostnadseffektivitetsanalysen skal samle inn kostnadseffektivitetsdata som er relevante for tiltak før en teknisk-miljømessig egnethetsvurdering av tiltakene er gjennomført i en tiltaksanalyse.

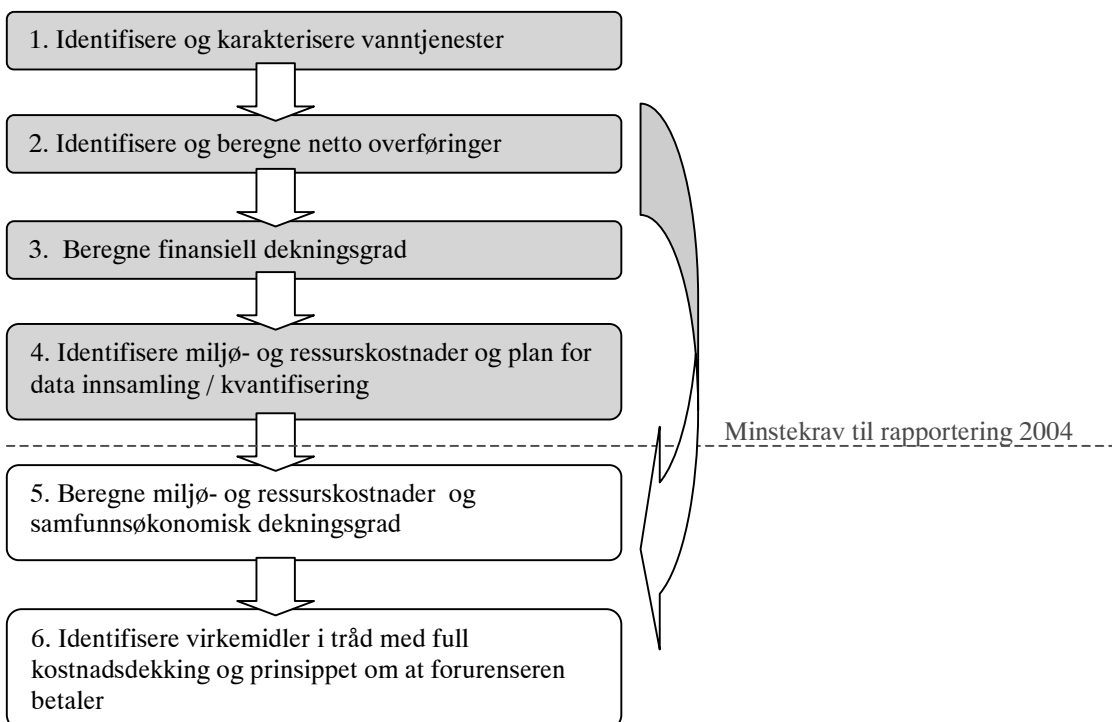
Vi foreslår derfor at vurderingen av kostnadseffektive tiltak bygger på tidligere tiltaksanalyser som er gjort i relevante nedbørfelt med lignende vannbrukere. Minstekrav til rapportering bør være en oppstilling av disse teknisk-økonomisk relevante tiltakstypene. Listen vil inkludere planlagte tiltak og således være noe overlappende med listen drivere av fremtidig vannbruk (forrige punkt). Der effekt/kostnadstall er tilgjengelige bør disse rapporteres.

Eksempel gis i vedlegg.

Kostnadsdekking av vanntjenester

Fomålet med beregning av kostnadsdekking i Rammedirektivet er å vurdere om brukere av vanntjenester betaler de langsiktige samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med eventuelle endringer i vannets status. Rapportering for 2004 skal vurdere dagens kostnadsdekking for vanntjenester. Beregning av dagens kostnadsdekking skal legge grunnlaget for å vurdere fullkost prising av vanntjenester overfor vannbrukere innen 2015, i tråd med prinsippet om at forurenseren betaler (PFB). Analysen skal også synliggjøre fordelingen av kostnadene av vanntjenester mellom ulike sektorer husstander, industri og jordbruk. "Full kost" begrepet som brukes i WATECO veilederen inkluderer bedriftsøkonomiske kostnader, fratrukket skatter og overføringer, inkludert miljø- og ressurskostnader.

Den generelle prosedyren som er foreslått i WATECO-veilederen for å oppfylle Vanddirektivets krav til rapportering i 2004 skisseres i flytdiagrammet nedenfor.



Minstekrav til rapportering

Vanntjenester som private vannbrukere selv forsyner (f.eks. renseanlegg i industri, egne grunnvannsbrønner i jordbruk, septiktanker i husholdninger) vil i mange tilfelle kunne regnes som bedriftsøkonomisk selvfinansierte. Der dette begrunnes forenkler det rapporteringskravet i 2004 fordi man i prinsippet kan demonstrere full finansiell kostnadsdekking. Miljø- og ressurskostnader bør likevel identifiseres for disse vannbrukerne da de vil være relevante for samfunnsøkonomiske vurdering av unntak fra Rammedirektivets miljømål i neste rapporteringsfrist.

Et minstekrav til rapportering i 2004 bør derfor inkludere beregning av finansiell dekningsgrad, samt skissering av en plan for hvordan identifiserte miljø- og ressurskostnader skal kvantifiseres før neste rapporteringsfrist. Identifisering av økonomiske virkemidler kan foretas, men en vurdering av prising versus andre virkemidler er ikke mulig på dette stadiet uten data om bl.a. miljø- og ressurskostnader.

1. Identifisere og karakterisere vanntjenester

Vanntjenester er definert i art.2 i Rammedirektivet. 'Vanntjenester' ytes til vannbrukere for:

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

I få tilfelle er kostnadsdata offentlig tilgjengelig, et unntak er for vann- og avløp gjennom Kommune Stat Rapportering (KOSTRA). For noen vanntjenester som defineres i direktivet vil det ikke være hensiktsmessig å beregne kostnads dekking fordi tjenestene inngår i annen produksjon. På grunn av høye kostnader ved å fremskaffe kostnadsdata for disse vanntjenestene vil det sannsynligvis ikke kreves rapportering av kostnadsdekking særskilt for:

- avledning, oppdemming og lagring av vann til produksjon av vannkraft¹¹.
- overvannsoppsamling og bortledning i kommunale overvanns- og avløpsanlegg.

I andre tilfelle må kostnadsdekking for vanntjenestene rapporteres samlet pga. måten tjenesten er betalt eller kostnadsdata samlet inn på i Norge:

- kostnadene for avløpsoppsamling og avløpsrensing vurderes ikke særskilt i KOSTRA
- oppdemming og overføring inkluderes i vannforsyningskostnader i KOSTRA

Jordvanning som vanntjeneste. Der vannet hentes fra kommunalt nett kan man bruk data fra KOSTRA. Det finnes ikke offentlig tilgjengelig statistikk over kostnadene ved privat jordvanning. For rapportering i 2004 kan vi se bort fra privatfinansierte jordvanningsanlegg fordi de per definisjon vil dekke sine egne kostnader. I Norge er det relativt lite intensiv bruk av grunnvann til jordvanning – dersom det ikke kan påvises brukerkonflikter vil det ikke prioriteres i rapportering av kostnadsdekking.

Som minimumskrav til hvilke vanntjenester som skal rapporteres anbefaler vi derfor:

- kommunalt og interkommunalt vannforsyning
- kommunalt og interkommunalt avløp
- jordvanning fra fellesanlegg eller fra kommunalt nett

Hver vanntjeneste karakteriseres med nøkkeltall. Eksempel på identifisering og karakterisering av vanntjenester gis i vedlegg.

¹¹ Arbeidsgruppene for Rammedirektivet og EU Kommissjonen har per september 2003 ikke tatt stilling til om oppdemming og magasinering i vannkraft skal rapporteres som en vanntjeneste. Dersom denne tvetydigheten vedvarer er det sannsynlig at medlemsland vil kunne definere vannkraft som vannbruker der dette er hensiktsmessig for nasjonal rapportering.

2. Identifisere og beregne netto overføringer

En oversikt over skatter og overføringer mellom det offentlige og vanntjenester er nødvendig for en fullstendig bedriftsøkonomisk analyse av hver vanntjeneste. Slike netto overføringer må identifiseres for å få klarhet i hvor mye hver vannbruker faktisk betaler for vanntjenester. Ideelt sett er beregning av netto overføringer en del av den finansielle analysen, men offentlig informasjon om overføringer er ikke tilrettelagt for direktivets definisjon av vanntjenester.

Data om allminnelige skatter og overføringer er tilgjengelig fra SSB aggregert per fylke og sektor. På kommunenivå og for vannbrukere inne nedbørfeltet er data om beskatning og overføringer ofte konfidensialitetsbelagt. Videre skiller ikke KOSTRA eller VREG inntekter per vannbruker av vann- og avløpstjenester slik Rammedirektivet krever (husholdninger, jordbruk, industri).

Som minstekrav bør overføringer som kan knyttes til vanntjenester identifiseres. Dersom overføringer finnes men ikke kan kvantifiseres, bør man skissere en plan for innsamling av data som vil gjøre det mulig å vurdere dette til neste rapporteringsfrist.

3. Beregne finansiell dekningsgrad

Databehovet for beregning av finansiell kostnadsdekking og full samfunnsøkonomisk kostnadsdekking skisseres i tabellen nedenfor.

Tabell 3. Generelt databehov ved rapportering av kostnadsdekking for vanntjenester

Kostnad/inntektspost	Enhet	Kommentar
+ Driftskostnader	€	
+ Vedlikeholdskostnader	€	
+ Kapitalkostnader (ikke miljøtiltak):	€	
avskrivninger	€	
kapitalens alternativkostnader	€	
planlagte investeringer	€	
+ Administrative kostnader	€	
+ Andre kostnader	€	
+ Avgifter (mva mm)	€	
= Total finansielle kostnader (A)	€	
Vann-/utslippspris (/m ³)	€	Prisstruktur per vannbruker
+ Netto overføringer	€	Begrenset offentlig tilgang
= Totale inntekter (B)	€	
Finansiell dekningsgrad (=B/A)	%	Minstekrav til rapportering i 2004
Miljøavgifter / Ressursavgifter	€	
+ Miljøtiltakskostnader	€	Tiltaksanalyser
+ Andre verdsette miljøkostnader	€	Verdsettingsstudier
= Totale miljø- og ressursøkonomiske kostnader (C)	€	
Samfunnsøkonomisk dekningsgrad (=B/(A+C))	%	Målsetting med rapportering

Som minstekrav skal kostnadsdekking beregnes for vanntjenesten som helhet (for eksempel drikkevannsforsyning eller avløpshåndtering). Målsetting for Rammedirektivet er at kostnader og inntekter kunne fordeles på husstander, jordbruk og industri for å synliggjøre eventuell kryss-subsidiering av vanntjenester mellom vannbrukere. En plan for hvordan dette skal gjøres bør oppgis i rapporteringen.

Eksempel på beregning av finansiell kostnadsdekking gis i vedlegg bak i veilederen..

4. Identifisere miljø- og ressurskostnader og plan for data innsamling

For vann- og avløpstjenester som har gjennomført avbøtende forsynings- og rensertiltak vil miljø- og ressurskostnader allerede være "internalisert" i de finansielle investeringskostnadene. Der man kan argumentere for at avbøtende tiltak fjerner miljø- og ressurskostnader vil bedriftsøkonomiske og samfunnsøkonomiske kostnader være tilnærmet like og rapporteringen forenkles. Beregning av miljø- og ressurskostnader for vann tjenester vil kunne være ressurskrevende i nedbørfelt der det fortsatt er signifikant konflikt med andre vannbrukere.

Ved første rapportering (2004) vil tilgjengelig informasjon om miljøkostnader i de fleste nedbørfelt være entydig med miljøavgifter og miljøtiltak som faktisk betales eller er gjennomført. Data vil måtte fremskaffes fra ordinære regnskap. Denne informasjonen vil måtte samles inn via direkte intervjuer med vanntjeneste-ytere der de er private. Andre signifikante miljø- og ressurskostnader bør identifiseres (se brukerkonfliktmatrisen).

EU-Kommisjonen /ESA vil sannsynligvis forvente at medlemsland har en detaljert plan for hvordan nødvendig data skal fremskaffes frem mot neste rapporteringsfrist i 2009.

Et eksempel på identifisering av miljøkostnader er gitt i vedlegg bak i veilederen.

5. Beregne miljø- og ressurskostnader og samfunnsøkonomisk dekningsgrad

Grunnet vanskeligheter med å kvantifisere miljø- og ressurskostnader innen rapporteringsfriste 2004, vil det trolig ikke kreves at samfunnsøkonomisk dekningsgrad rapporteres. For noen nedbørfelt der det eksisterer relevante verdsettelsesstudier, eller verdsettelsestimer kan overføres fra andre nedbørfelt, vil det være mulig å gjøre tentative beregninger av samfunnsøkonomisk dekningsgrad.

6. Identifisere virkemidler i tråd med full kostnadsdekking og prinsippet om at forurenseren betaler

Dette skal gjøres forberedelser for vurdering av virkemidler i handlingsplaner som skal rapporteres i 2009. Prising av miljø- og ressurskostnader i forsyning av vann tjenester til samfunnsøkonomisk selvkost er målsettinger i rammedirektivet. Man kan eventuelt vise til alternative virkemidler som oppnår samme mål.

Som minstekrav bør det som tilstrekkelig å identifisere virkemiddel typer som er i bruk idag og informasjonskilder som vil kunne brukes til å vurdere effektiviteten av virkemidlene (utredninger, tiltaksanalyser etc.).

Systematisering av data

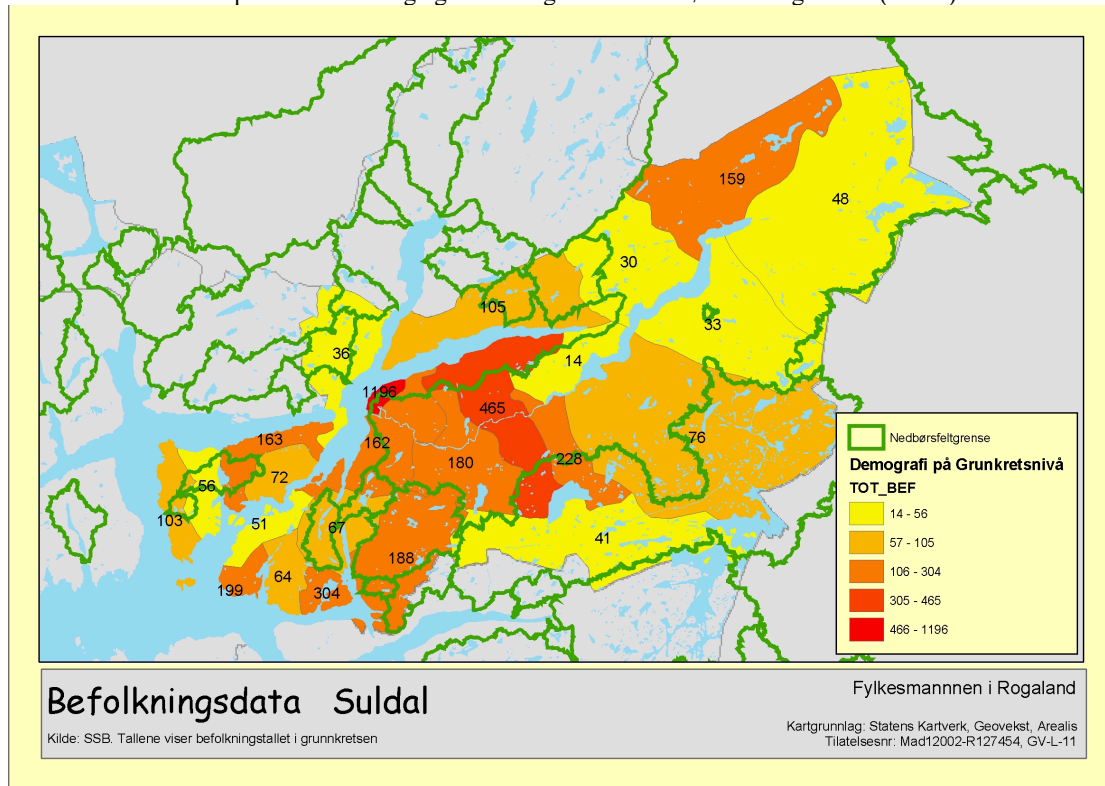
Et enkelt tabellarisk format bør brukes for å dokumentere data som ligger til grunn for nøkkeltall som rapporteres i den økonomiske karakteriseringen. For hver vannbruker foreslår WATECO veilederen at informasjons-tilgang og -kvalitet vurderes etter følgende kriterier og rapporteres i oversiktstabeller. Målsettingen er å få oversikt over datamangler som kan hindre økonomisk vurdering av tiltak og virkemidler i handlingsprogrammene for hvert nedbørfelt som skal legges frem i 2009.

Referanse / potensiell datakilde
Dato
Skala/oppløsning på data
Datakvalitet
Tilgjengelighet
Eventuell kostnad av studier

EKSEMPLER HENTET FRA SULDAL OG MORSA DEMO-PROSJEKTER

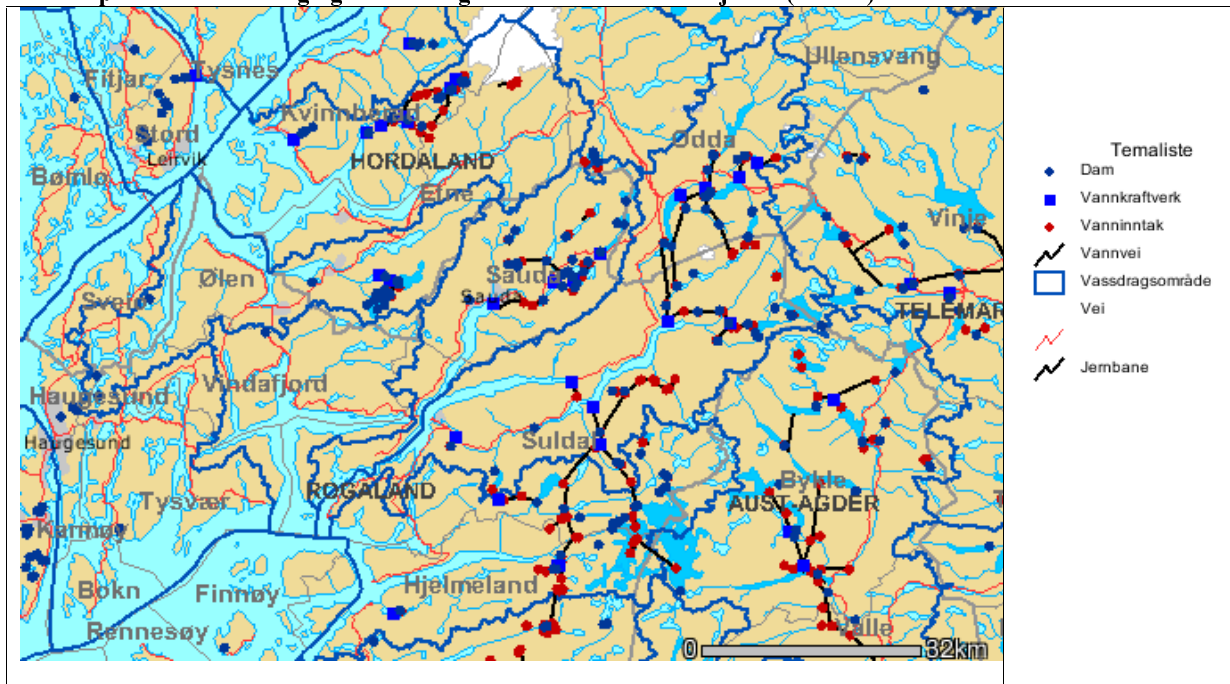
1. Identifisering av vannbrukere og stedfesting

Eksempel – identifisering og stedfesting av husstander/befolkningstetthet (Suldal)



Kilde. AREALIS

Eksempel – identifisering og stedfesting av vannkraftinstallasjoner (Suldal)

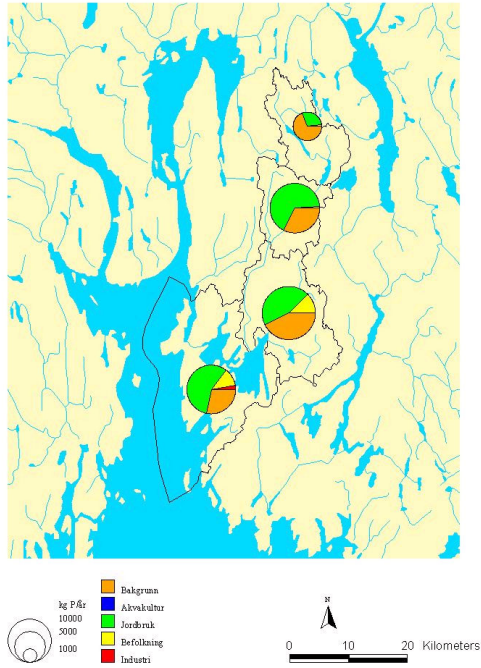


Kilde: NVE ATLAS

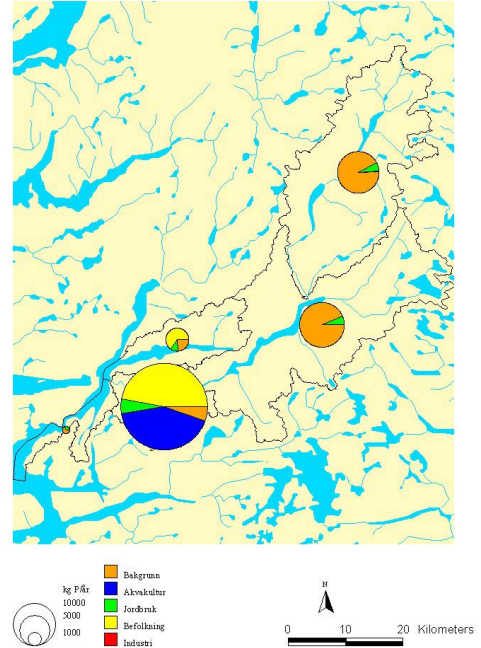
2. Prioritering av vannbrukere med signifikant påvirkning på vannets status

Eksempel – prioritering av vannbrukere basert på nærings salt-belastning

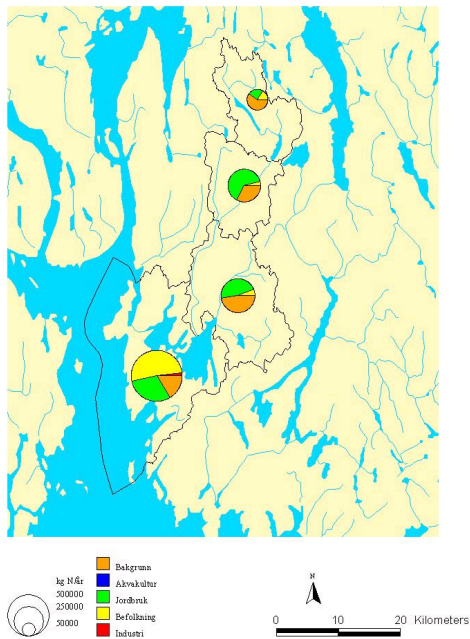
Sektorvis fordeling totalt fosfor-utslipp (Morsa)



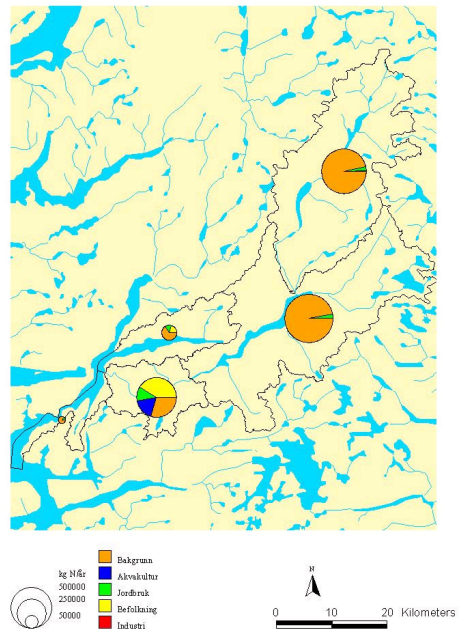
Sektorvis fordeling totalt fosfor-utslipp (Suldal)



Sektorvis fordeling av nitrogen-utslipp (Morsa)



Sektorvis fordeling av nitrogen-utslipp (Suldal)



Kilde: TEOTIL.. NIVA. Merknad: ideel prioritering baseres på belastning og virkning.

EKSEMPEL – prioritering av vannbrukere basert på brukerkonflikt. Mulig prioritering: husholdninger og jordbruk

<i>Belasting (årsak)</i>	Hus holdninger: Drikke vann	Hus holdninger: Kloakk utslipp	Jordbruk: Jordvanning	Jordbruk: Utslipp	Jordbruk: Fysiske inngrep	Badning	Fiske	Regulering/Kraftforsyning	Industri: Vannforsyning	Industri: Utslipp	Tur-område / rekreasjon	Båttrafikk	Naturreservat
<i>Virkning</i>													
Husholdninger: Drikkevann	+	+	+/-	+	+/-	+/-	+/-	+/-	0	+	0	+/-	0
Husholdninger: Kloakkutslipp	+/-		0	0	0	+/-	0	0	0	0	0	0	+/-
Jordbruk: Jordvanning	+/-	+		+/-	0	0	0	+/-	+/-	+	0	+/-	+/-
Jordbruk: Utslipp	+/-	+/-	+/-		0	+/-	+/-	+/-	0	+/-	0	+/-	+/-
Jordbruk: Fysiske inngrep	+/-	+/-	0	+/-		+/-	0	0	0	0	+/-	0	+
Badning	+/-	+	0	+	+/-		+/-	+/-	0	+	0	0	0
Fiske	+/-	+	+/-	+	+	0		+	0	+	0	0	0
Regulering/Kraftforsyning	+/-	+/-	+/-	+/-	0	0	0		+/-	0	0	0	+
Industri: Vannforsyning	0	+	+/-	+/-	0	0	0	0		+/-	0	0	0
Industri: utslipp til vann	+/-	+/-	+/-	+/-	0	+/-	+/-	0	+/-		0	0	+
Turområde/rekreasjon	0	+	+/-	+	+	0	0	+/-	0	+/-		+/-	+/-
Båttrafikk	0	+/-	+/-	+/-	+/-	0	0	0	0	0	0		+/-
Naturreservat	0	+	+/-	+	+	+/-	+/-	+	+/-	+	+/-	+/-	

Kilde: (Hovik, Selvik et al. 2003). Brukerkonflikter i Vansjø-Hobøl-området: + = konflikt, 0 = liten eller ingen negativ innvirkning på hverandre. Rødt: Hovedkonflikter, Gult: Bi-konflikter 0= ingen påvirkning

3. Økonomisk karakterisering av dagens vannbruk (nøkkeltall)

Eksempel – karakterisering av husholdninger som vannbruker

Karakteriseringsvariable	Datatype (eksempel)	Kilde
Lokalitet		
Kommuner i nedbørfeltet (kommuner i parentes har mindre arealer i nedbørfeltet og/eller forsynes fra Morsa)	Enebakk, Ski, Hobøl, Våler*, Moss*, Rygge*, Råde*, (Spydeberg), (Oslo), (Vestby*), (Siptvedt)	AREALIS
Antall vannverk i kommunene i nedbørfeltet	6.	Folkehelsa, VREG
Lokalitet/navn vannverk, vannkilder og klausuleringsområder	Se Tabell - Vannverk Morsa (nedenfor)	Planlagt AREALIS ¹² tema – stedfesting ikke tilgjengelig p.d.
Vannbrukere		
Antall personer tilknyttet vannverk lokalisert i nedbørfeltet	80723	VREG (vannverk) KOSTRA (kommune)
% husstander med vannmåler	Se apendiks 1.2	KOSTRA
Vannbruk		
Total vannleveranse per tilknyttet innbygger	111 m ³ / person /år	KOSTRA
Total årlig vannuttak i nedbørfelt	8 185 124 m ³ / år	KOSTRA VREG + interkom.vannverk
Andel av total vannleveranse som forbrukes av husholdninger	55 % (eks. Moss)	KOSTRA
Prosent vannuttak overført til andre nedbørfeltet	%	intervju vannverk.
Økonomiske nøkkeltall		
Antall personer bosatt i nedbørfelt	Se figur – befolkning Morsa kommuner	SSB "Statistisk Sett" ¹³ Arealis
Gjennomsnittelig inntekt per husstand	kr./år (per kommune) Se tabell – inntekt per person Morsa	SSB Statistisk Sett
Antall sysselsatte i jordbruk, industri, fiskerier	846 Landbruk, fiske, skog (Morsa) 5799 Industri og bergverk (Morsa)	SSB Statistikkbanken
Prognose vannbruk		
Maks. forsyningskapasitet	45 000 m ³ / år (MOVAR)	intervju individuelle vannverk
Prognose total vannforbruk 2015 (alle brukere)	+ 0.5% årlig (2000-2040)	intervju individuelle vannverk, utredninger ¹⁴
Nye vannkilder? (Hovedkilder, beredskapskilder)	Fremtidig tilknytning til Fredrikstad-Sarpsborg (MOVAR)	intervju individuelle vannverk, utredninger

Merknad: Eksempel-dataene i tabellen diskuteres videre nedenfor.

¹² <http://www.statkart.no/IPS/?module=Articles;action=ArticleFolder.publicOpenFolder;ID=690>. og Statens kartverk (2001). Vannforsyning i AREALIS. Forslag til innhold i nytt hovedtema - Sluttrapport, Arealis faggruppe for vannforsyning.

¹³ http://www.ssb.no/emner/00/00/20/statistisk_sett/

¹⁴ f. eks. MOVAR (2001) Overordnet plan for transport av vann. Forslag fra nedsatt arbeidsgruppe.

Eksempel – karakterisering av vannkraft som vannbruker (nøkkeltall)

Karakteriseringsvariable	Data	Kilde
Lokalitet		
Vannkraftverkets navn / nr	Se kart	NVE-Atlas
Geo-koordinater vannkraftverk(type), vanninntak, overføringer	Se kart	NVE-Atlas
Vannbruk		
Middelproduksjon, Energiekvivalent	Gwh kWh pr. m ³ Se Tabell – vannkraftverk i nedbørfelt 036	NVE-Atlas (per kraftverk)
Middel vannuttak	m ³ /år Se tabell vannkraftverk i nedbørfelt 036	Beregne basert på middelproduksjon og energiekvivalanter NVE-Atlas
% av vannuttak overført fra annet nedbørfelt	%	NVE-Atlas??
Areale regulert vannmagasin tilknyttet vannkraftverk	km ² *	NVE-Atlas
Reguleringsgrad , høyde per vannmagasin	m*	NVE-Atlas
Lengde elvestrekning redusert sommervannføring	Km*	Hydra II ¹⁵ / NVE konesjonsdatabase/eie r v.k.verk
Tørrleggings-koeffisient (årlig vanninntak/snitt årlig vannføring)	%	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Anadrome fiskearter - lengde elvestrekning endret vannføring	Km*	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Berørte fosser (brutto fallhøyde)	m*	konesjonsdatabase?/ei er v.k.verk
Økonomiske nøkkeltall		
Omsetning	kr./år	NVE økonomisk/teknisk rapportering
Årsverk kraftproduksjon	# Se tabell sysselsetting	Kraftprodusent SSB (gjelder all kraftindustri)
Prognoser		
Gwh under utbygging, gitte konesjoner, søkte konesjoner	Gwh	NVE konesjonsdatabase

Merkand: *valg av variable basert på (Navrud 2001)

¹⁵ NVE elvenettverk vil gi slik informasjon direkte når det blir operativt.

Eksempel på vannbruksdata - vannkraftverk i nedbørfelt 036

Nettselskaper	Kraftverk	VANNKV TYPE	MID. PROD (Gwh) 1970-99	MAKS. YTELSE MW	ENERGI- EKV. kWh pr. m ³	BRUTT O-FALL (m)	IDRIFT	Miduttak Bergenet (m ³ /år)
SULDAL ELVERK								
	219 KVANNDAL	K	181,716	40	0,74	314	1967	2,5E+08
	408 SULDAL I	K	1049,558	160	0,74	306	1965	1,4E+09
	409 SULDAL II	K	751,247	150	1,322	559	1967	5,7E+08
	167 HYLEN	K	921,624	160	0,165	68	1980	5,6E+09
	222 KVILLDAL	K	3516,521	1240	1,307	536,5	1981	2,7E+09
	362 SAURDAL	PK	1290,976	640	1,026	437	1985	1,3E+09
	139 SAND	K	10,134	1,3	0,722	329	1936	1,4E+07
ODDA ENERGI AS								
	269 MIDDYR	K	5,218	1,3	0,15	66	1981	3,5E+07
	413 SVANDALSFLONA	K	41,34	20	0,504	200	1977	8,2E+07
	312 NOVLE	K	234,495	40	0,694	275	1967	3,4E+08
	346 RØLDAL	K	866,939	160	0,808	365	1966	1,1E+09

Kilde: NVE-Atlas

Eksempel på sysselsetningsdata - kraft- og vannforsyning

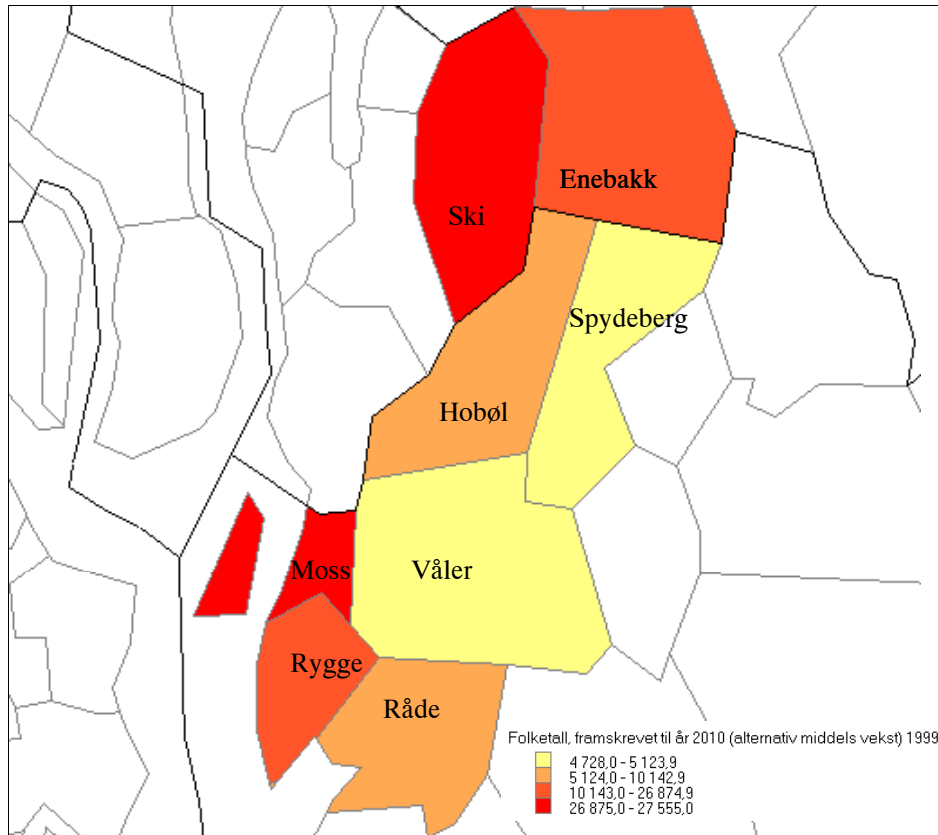
Kommune	Antall sysselsatte (2000)
1102 Sandnes	239
1103 Stavanger	308
1122 Gjesdal	12
1129 Forsand	39
1130 Strand	20
1133 Hjelmeland	0
1134 Suldal	113
1135 Sauda	98
1141 Finnøy	2
1142 Rennesøy	3
1144 Kvitsøy	0
1145 Bokn	0
1146 Tysvær	2
1149 Karmøy	13
1228 Odda	83

Kilde. SSB. <http://www3.ssb.no/statistikkbanken>

Desagregerte tall for kraftindustri ikke offentlig tilgjengelig

4. Identifisere drivere av og trender i fremtidig vannbruk

Eksempel på prognoser av en global driver av vannforbruk - befolkningsvekst



Figur – befolkning Morsa kommuner (framskrevet 2010). Kilde: Statistisk Sett. SSB.
Merknad: Prognoser frem til 2015 må bestilles spesielt hos SSB.

Kommune	Folketall pr. 1.1. 2000	Folketall, framskrevet til år 2010 (alternativ middels vekst) 1999
Moss	26633	26875
Spydeberg	4486	4775
Råde	6217	6791
Rygge	13288	14166
Våler	4059	4728
Hobøl	4366	5124
Ski	25394	27555
Enebakk	8680	10143
Total Morsa kommuner	93123	100157

Tabell – befolkning Morsa kommuner 2000- 2010. Kilde: Statistisk Sett. SSB.

5. Identifisere kostnadseffektive tiltak relatert til vannbruk

Eksempel – opplysning av mulige kostnadseffektive tiltak - regulerte elver

Tiltak	Kostnad	Effekt
Påslipp av minstevannføring	forbundet med konstruksjon av tappeanordning, samt strømtap pga tappt produktjonsvann.	opprettholde en del av elvas naturlige liv, bedre opplevelsesverdien og den landskapsestetiske verdien, bedre forholdene for andre brukerinteresser, f.eks irrigasjon, vannforsyning, resipientkapasitet etc.
Relevant målepunkt for minstevannføring	evt til flytting av stasjoner og litt mer slipping av vann	oppnå ønsket virkning på flere elvestrekninger. Eks.: For Suldalslågen var målepunktet nederst i elva fram til 1990. Tilførsler fra sidebekker etter nedbør kunne tilfredsstillende kravet til vannføring, og øverst rant det da lite ut av Suldalsvatn.
Gradvis oppkjøring og nedkjøring ved stopp og start av kraftverk (f.eks. ved døgnregulering) og ved endringer i krav til vannføring.	Konstruksjonsmessig merkostnad ved bygging eller ombygging av anlegget, for eksempel til mer finjusterte luker.	Mindre dødlighet av fisk og andre ferskvannsorganismer som følge av stranding og bortskylling. Mindre risiko for utøvere av vannrelaterte friluftslivsaktiviteter.
Fiskeutsettinger	Kjøp av settefisk (ev produksjon av settefisk), praktisk arbeid ved utsettingene	Øke fiskebestanden, bedre fiske
Biotopforbedring som terskelbygging, elveløpsutformning, utlegging av gyttegrus, åpning av sideløp	Utgifter til bygging, noe vedlikehold må påregnes (gjøres lite vedlikehold i dag, men det tvinger seg frem etterhvert)	Bedring av forhold for biologisk mangfold ved å skape mer varierte habitatforhold, samt økning av vannspeil bedrer det visuelle inntrykket
Fiskerapper	Bygging av trappa samt tap av produktjonsvann	Opprettholde mulighet for bruk av gyte- og oppvekstområder oppstrøm dammen for anadrome laksefisk
Spyleflommer	Noe tappt kraft	Fjernet deler av problemvegetasjon. Skyller vekk sedimentert finstoff fra gyte- og oppvekstområder
Innfrysing	Noe tap av kraftproduksjon, noe tap av fiskebestand	Fjerning av deler av problemvegetasjon
Lokkeflommer	Noe tap i kraftproduksjonen	Bedre oppgang av anadrom laksefisk
Renseanlegg i strekninger med redusert vannføring	Arbeidskraft til gjennomføring av tiltaket	Reduserer oppstuvning av vann i flomsituasjoner.
Vegetasjonsfjerning i elveløpet	Arbeidsintensivt	Tilføre mer næring, noe som er viktig i næringsfattige elver
Planting av kantvegetasjon	Anleggs-kostnader og kostnader til transport og innkjøp av sikringsmaterialer (spunter, sprengstein, duk, med mer)	Redusert sedimenttilførsel til vassdraget. Hindrer nedslamming av gyteplasser og kvalitetsforringelse av habitat f.eks for mange bunndyrarter. Hindrer ukontrollert gravning i elvekanter ved stor vannføring og kan hindre skade på jordbruksarealer, bebyggelse og annen infrastruktur.

Eksempel – identifisering av kost/effekt data fra tilgjengelige tiltaksanalyser

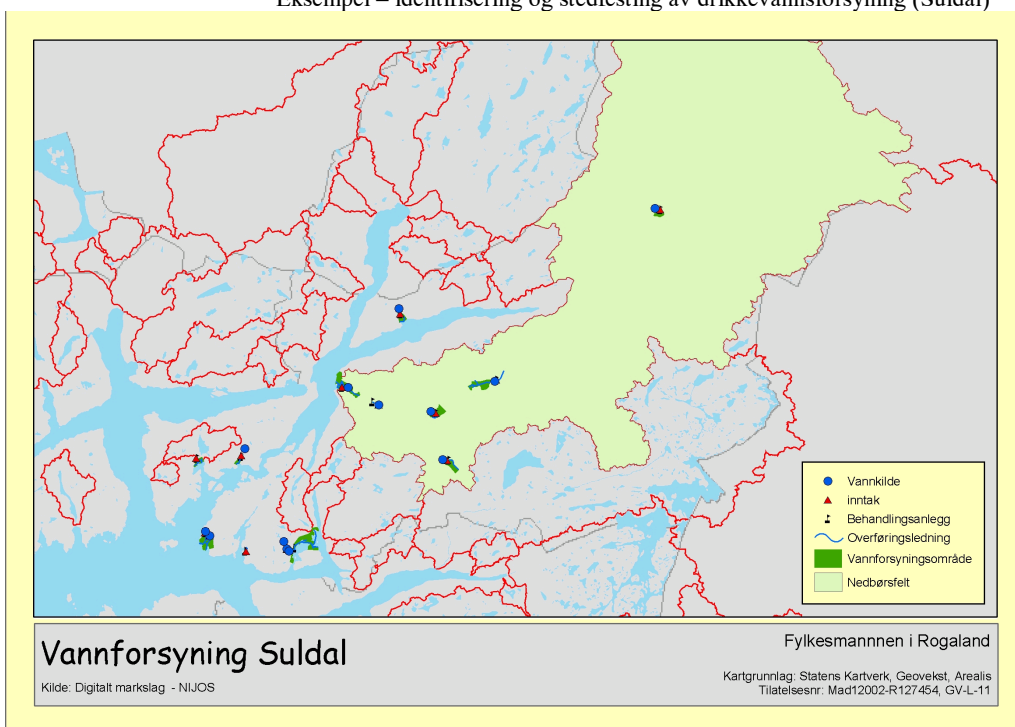
Utredede kvantifiserbare tiltak	Årskostnad (tusen kr) ⁴	Effekt (ant kg red. tot-P)	Kostnads effektivitet tot-P (tusen kr. /kg P)	Biotilgj. faktor, b	Effekt (ant kg red. bio-P)	Kostnads effektivitet bio-P	Merknad/ Tilleggs effekt
Jordbruk							
Endret jordarbeiding	297-825	3300	0,09-0,25	0,2	660	0,45-1,25	erosjons-eff.
Vegetasjonssoner ¹	28-56	100-200	0,27	0,2	20-40	1,35	erosjons-eff., biotop-eff.
Fangdammer ²	730-1,700	1300-1700	0,49-1,13	0,2	260-340	2,44-5,67	erosjons-eff., biotop-eff.
Grasdekte vannveier ³	-	-	-	-	-	-	erosjons-eff.
Totalt jordbruk	1055-2580	4700-5200			930-1030		
Spredt avløp	10431	1531	6,8	0,7	1072	9,7	bakterie-eff.
Kommunalt avløp							
Utbedring av feilkoplinger	293-583	301	1,0-1,9	0,6	181	1,6-3,2	bakterie-eff.
Red. overløp	-	109	-	0,6	65	-	bakterie-eff.
Red. utlekking fra komm. ledn.	-	104	-	0,6	62	-	bakterie-eff.
Overføring av restutslipp fra renseanlegg ⁵	3500	67	52	0,3	20	175	bakterie-eff.
Overføring av restutslipp fra renseanlegg i framtiden ⁶	3500	201	17	0,3	60	58	bakterie-eff.
Totalt kommunalt avløp⁷	ca.4000	368			200		bakterie-eff.
Totalt kvantifisert⁷	15279-17094	6600-7100			2220-2344		

Tabell. Kostnader, effekter og kostnadseffektivitet for alle kvantifiserbare landbaserte tiltak.

Vegetasjonssoner inkluderer ikke stabiliseringseffekter av kantvegetasjon. Statlige tilskudd er ikke tatt hensyn til i beregningene. Kilde: Lyche Solheim et al. (2001).

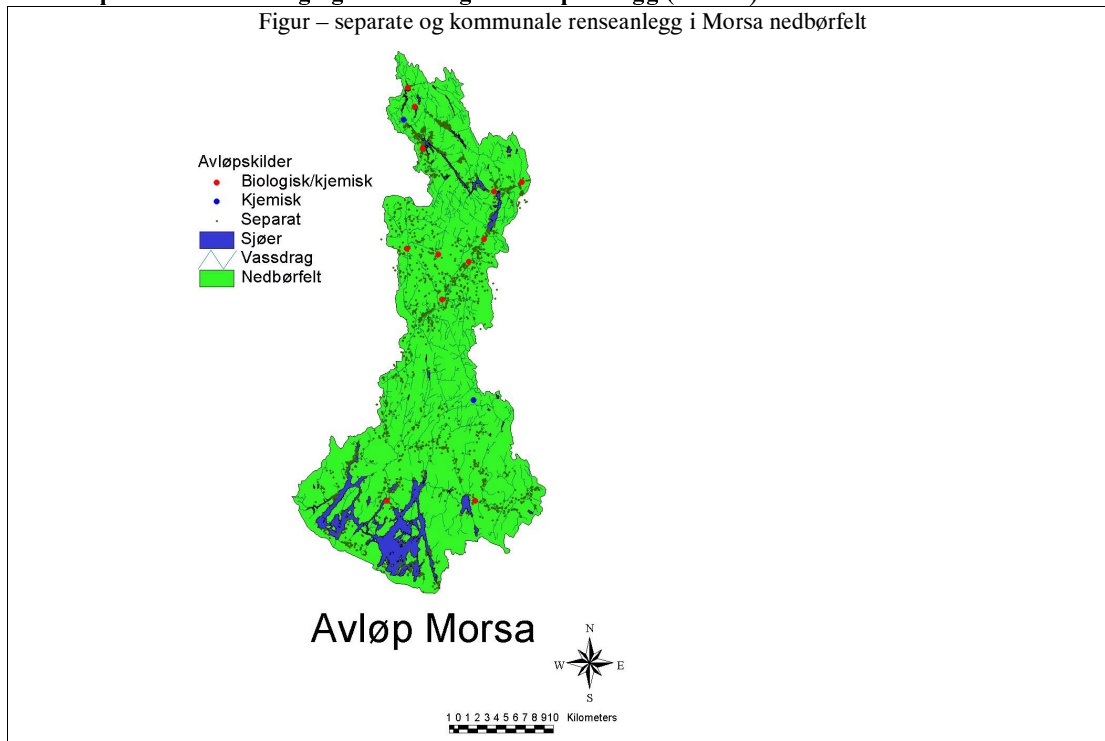
1. Identifisere og karakterisere vanntjenester

Eksempel – identifisering og stedfesting av drikkevannsforsyning (Suldal)



Eksempel – identifisering og stedfesting av avløpsanlegg (Morsa)

Figur – separate og kommunale renseanlegg i Morsa nedbørfelt



Kilde: Kart: EUROHARP Prosjektet (NIVA). Data: spredte separat anlegg (GIS i avløp, Jordforsk), renseanlegg (TEOTIL, NIVA). Merknad: stedfesting med koordinatsystem/UTM mangler.

2. Identifisere og beregne netto overføringer

Eksempel – tilgjengelig offentlig informasjon om overføringer og skatter som % av driftsinntekter for kommunale tjenester. Et hovedproblem for rapportering under Rammedirektivet er at desaggregering for vann- og avløpsjenester ikke tilgjengelig i KOSTRA. Noe informasjon om statlig støtte til vannverk er tilgjengelig i VREG.

Tabell - Brutto driftsinntekter fordelt på alle inntektskilder (kommuner)	Enebakk	Spydeberg	Råde	Rygge	Våler	Hobøl	Ski	Moss	Gj.snitt Østfold
Skatt på inntekt og formue (inkludert naturressursskatt) i % av driftsinntektene
- herav Naturressursskatt i % av driftsinntektene
Statlig rammeoverføring i % av driftsinntektene	17,2	21,8	29,3	17,4	23,5	22,4	9,2	16,9	22,3
Andre statlige tilskudd til driftsformål i % av driftsinntektene	1,8	4,7	0,2	5,4	2,6	7	1,9	7,3	4,6
Eiendomsskatt i % av driftsinntektene
Konsesjonskraftinntekter i % av driftsinntektene
Salgs- og leieinntekter i % av driftsinntektene	15,5	14,7	16	16,8	14,2	13,5	19,6	14,8	16,4
Andre driftsinntekter i % av driftsinntektene

Kilde: KOSTRA nøkkeltall nivå 2. Utdrag for Morsa kommunene

3. Beregne finansiell dekningsgrad

Tabell – finansiell kostnadsdekning vannforsyning i Morsa (2001)	0104 Moss 2001	0123 Spydeberg 2001	0135 Råde 2001	0136 Rygge 2001	0137 Våler 2001	0138 Hobøl 2001	0213 Ski 2001	0229 Enebakk 2001
Vann - gebyrgrunnlaget (netto totalkostnad) (1 000 kr)	16194	3156	3492	9819	0	943	25645	0
Vann - brutto driftsutgifter (1 000 kr)	15577	3407	3496	8608	0	942	19395	0
Vann - indirekte kostnader (1 000 kr)	1826	0	0	1103	0	106	3063	0
Vann - kalkulatoriske renter (1 000 kr)	490	0	0	114	0	0	3238	0
Vann - korrigerede brutto driftsutgifter (1 000 kr)	6499	3403	1847	3911	0	235	11460	0
Vann - kjøp av varer og tjenester som erstatter komm. egenprod. (1 000 kr)	9078	0	1649	4697	0	707	7935	0
Vann - avskrivninger (1 000 kr)
Vann - driftskostnader (VAR-terminologi) (1 000 kr)
Vann - kapitalkostnader (VAR-terminologi) (1 000 kr)
Vann - gebyrinntekter (1 000 kr)	18137	4161	4744	9996	0	1008	28652	0
Vann - andre inntekter (1 000 kr)	1699	251	4	6	0	105	51	0
Vann - avsetninger til fond (1 000 kr)	2386	0	131	941	0	0	2774	0
Vann - bruk av fond (1 000 kr)	0	0	0	0	0	0	0	0
Vann - bruttoinvestering i distribusjonsnett (1 000 kr)	4741	166	384	544	0	0	5052	0
Vann - bruttoinvestering i renseanlegg (1 000 kr)	0	0	0	0	0	0	0	0
Totale årskostnader	17893	3403	3496	9825		1048	25696	
Totale årsinntekter	19836	4412	4748	10002		1113	28703	
Finansiell dekningsgrad (%)	111	130	136	102	id	106	112	id

Kilde: KOSTRA. (finansiell dekningsgrad beregnet med kostnadspostene i uthevet skrift)
i.d. = ingen data tilgjengelig

4. Identifisere miljø- og ressurskostnader og plan for data innsamling / kvantifisering

Eksempel – identifisering av miljø- og ressurskostnader fra Morsa nedbørfelt avhengig av tiltaks-scenarier

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

Merknad: 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 (i jordbruket etc.) vil det redusere tiltakskostnader nedstrøms og miljøkostander for bading/drikkevannsbruk.