



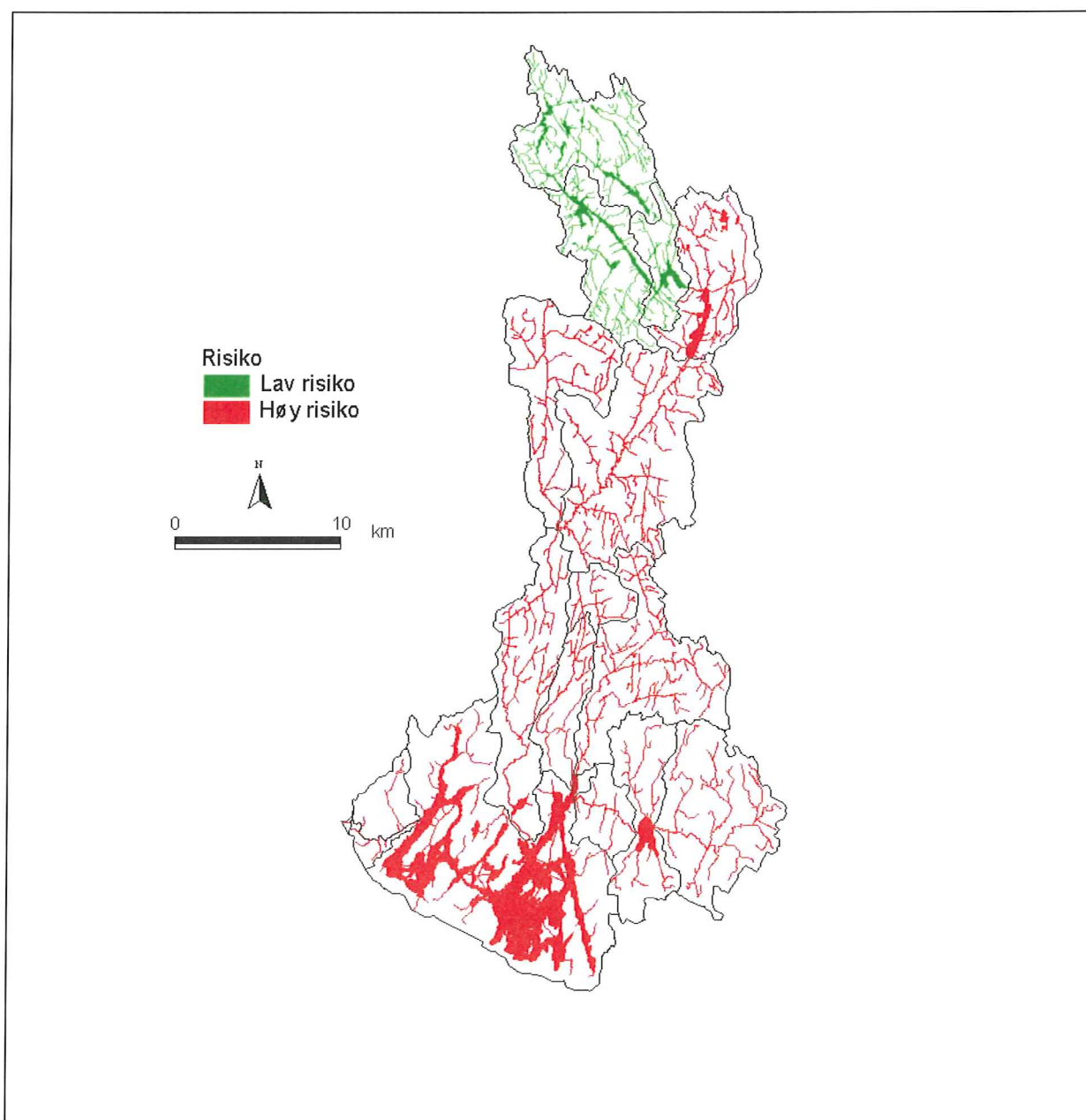
RAPPORT LNR 4737-2003



LFI

Demonstrasjonsprosjekt for Implementering av EUs Rammedirektiv for vann i Vansjø-Hobøl-vassdraget

Fase II - Skisse til veileder for
karakteriseringsoppgavene i 2004,
samt forslag til overvåkingsprogram



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 Vansjø-Hobøl Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004, samt forslag til overvåkingsprogram	Løpenr. (for bestilling) 4737 - 2003	Dato 10. november 2003
	Prosjektnr. Undernr. O-21240	Sider Pris 107 s.
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim, Stig A. Borgvang, Nils Vagstad, David Barton, NIVA Lillian Øygarden, Stein Turtumøygard, Jordforsk Åge Brabrand, LFI, Univ. i Oslo Per Kristian Røhr, Interconsult	Fagområde	Distribusjon
	Geografisk område Østfold, Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratgruppen for Implementering av EUs Rammedirektiv for Vann	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Rapporten presenterer skisse til veiledning for karakterisering og overvåking av vannforekomster i hht. kravene i EUs Rammedirektiv for Vann. Metoder og kriterier for inndeling og typifisering av vannforekomster, samt for naturfaglig vurdering av risiko for dårlig status er foreslått. Metoder og datagrunnlag som er nødvendig for økonomisk karakterisering av vannbrukere og kostnadsdekking for vanntjenester er også presentert. Bruk av metodene er vist for Vansjø-Hobøl-vassdraget. Direktivets krav til overvåking av vannforekomster er sammenstilt, og forslag til overvåkingsprogram i tråd med disse kravene er foreslått for Vansjø-Hobøl-vassdraget. Ressursbehovet for gjennomføring av karakterisering og overvåking er estimert for dette vassdraget og forsøkt oppskalert til nasjonalt nivå.

Fire norske emneord 1. Rammedirektivet for Vann 2. Pilotprosjekt 3. Karakterisering 4. Overvåking	Fire engelske emneord 1. Water Framework Directive 2. Pilot project 3. Characterisation 4. Monitoring
---	---

Anne Lyche Solheim

Anne Lyche Solheim
Prosjektleder

Nils Roar Sælthun

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Nils Roar Sælthun

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Demonstrasjonsprosjekt for Implementering av EUs Rammedirektiv for Vann i Vansjø-Hobøl-vassdraget

Fase II - Skisse til veileder for karakteriserings-
oppgavene i 2004, samt forslag til overvåkingsprogram



LFI

Forord

Foreliggende rapport omfatter fase II av demonstrasjonsprosjektet for implementering av Rammedirektivet for Vann i Vansjø-Hobøl-vassdraget. Rapporten er utarbeidet av NIVA, Jordforsk, Interconsult og Universitetet i Oslo-LFI. Vedleggene foreligger som egen rapport (NIVA-rapport lnr. 4738 - 2003)

Følgende personer har bidratt til rapportens ulike deler:

- Naturfaglig karakterisering: Anne Lyche Solheim, Nils Vagstad og Stig A. Borgvang, NIVA, Åge Brabrand, LFI, UiO, Stein Turtumøygard, Jordforsk
- Økonomisk karakterisering: David Barton, NIVA
- Overvåking: Stig A. Borgvang, Anne Lyche Solheim og Nils Vagstad, NIVA
- Ressursbehov: Per Kristian Røhr, Interconsult, Anne Lyche Solheim, Stig Borgvang, NIVA

GIS-arbeidet har blitt utført med assistanse fra Torulv Tjomsland, NIVA

Konsortiet vil gjerne takke Per Arild Simonsen og Rune Bergstrøm fra Fylkesmannen i Østfold og Simon Haraldsen fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus, samt Helga Gunnarsdottir fra Morsaprojektet for konstruktive innspill på prosjektmøter og for innsendt informasjon om dagens overvåking samt ønsker om framtidig overvåking i vassdraget.

Konsortiet takker for konstruktive kommentarer til 1. utkastet av rapporten fra oppdragsgiver v. NVE, Geir Taugbøl og v. SFT, Jon Lasse Bratli, samt fra referansegruppen ved prosjektleder for Morsa-prosjektet Helga Gunnarsdottir. Sistnevnte takkes også for god samarbeid inkludert prøveinnsamling og organisering/finansiering av analyser av parametre som var nødvendige for fastsettelse av vanntype for de aktuelle vannforekomstene (farge og kalsium).

Forsker Jon Rune Selvik og forskningsdirektør Nils Roar Sælthun takkes også for nyttige kommentarer til 1. utkastet av rapporten.

Oslo, 10.11.03

Anne Lyche Solheim

Innhold

Sammendrag	9
1. Innledning	15
1.1 Krav til karakterisering og overvåking i Rammedirektivet for vann	15
1.2 Bakgrunn og mål	15
2. CIS-veilederne: Nytteverdi, problemer og mangler	17
3. Karakterisering: Metoder og kriterier	19
Karakterisering av elver og innsjøer - Oversiktsprosedyre	19
3.1 Datainnsamling	20
3.2 Inndeling av vannforekomster	21
3.3 Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster	23
3.3.1 Prosedyre for foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster	23
3.3.2 Eksempler på mulige kriterier for foreløpige identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster:	23
3.4 Fastsetting av vanntype og naturtilstand	25
3.4.1 Prosedyre for fastsettelse av vanntype og naturtilstand	25
3.4.2 Nærmere metodisk beskrivelse for bestemmelse av vanntype	26
3.4.3 Nærmere metodisk beskrivelse for fastsettelse av naturtilstand	27
3.5 Belastninger og belastningskriterier	32
3.5.1 Prosedyre for identifisering, rangering og vurdering av belastninger	32
3.5.2 Foreløpige kriterier for rangering av belastninger	32
3.5.3 Nærmere metodisk beskrivelse av identifisering av belastninger	33
3.5.4 Praktisk gjennomføring	35
3.6 Bestemmelse av tilstand	40
3.6.1 Utdyping av prosedyren for tilstandsvurdering:	41
3.7 Vurdering av måloppnåelse	43
3.7.1 Enkel prosedyre for vannforekomster uten eller med svært lite tilstandsdata	43
3.7.2 Fullstendig prosedyre for vannforekomster med flere tilstandsdata	43
4. Karakterisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget	45
4.1 Identifisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl vassdraget og fastsetting av vanntype	45
4.1.1 Innsjøer	45
4.1.2 Elver	46
4.2 Kartlegging og rangering av belastninger i de enkelte vannforekomstene	51
4.2.1 Utviklingstrekk som kan medføre endringer i belastningene	51
4.3 Fastsetting av tilstand (økologisk status) i vannforekomstene	53
4.4 Vurdering av måloppnåelse	55

5. Økonomisk karakterisering	57
5.1 Rammedirektivets krav til økonomisk analyse ved karakterisering av nedbørfelt	57
5.2 Metode	58
5.3 Økonomisk karakterisering av vannbruk	59
5.3.1 Kostnadsdekking av vanntjenester	64
5.3.2 Systematisering av data	68
5.3.3 Oppskalering av økonomiske data fra demonstrasjonsområder til nedbørfeltsdistrikter	68
6. Overvåking	70
6.1 Innledning	70
6.1.1 SFTs overvåkingssystem	71
6.2 Krav til overvåking i Rammedirektivet for vann	71
6.2.1 Hvilke vannforekomster skal overvåkes?	71
6.2.2 Typer overvåking	72
6.2.3 Parametre/kvalitetsselementer	73
6.2.4 Prøvetakingsfrekvens	74
6.3 Dagens overvåking	75
6.3.1 Overvåking i regi av NVE	75
6.3.2 Overvåking i regi av Fylkesmannen i Østfold	75
6.3.3 Overvåking i regi av Fylkesmannen i Oslo og Akershus	76
6.3.4 Overvåking i regi av Morsa prosjektet	77
6.4 Design av overvåkingsprogram i Vansjø-Hobøl vassdraget	79
6.4.1 Innledning	79
6.4.2 Aktuelle vannforekomster /målestasjoner	79
6.4.3 Type overvåking og overvåkingsfrekvens	82
6.4.4 Parametre	82
6.4.5 Prøvetakingsfrekvens	84
6.4.6 Overvåking av belastninger	84
6.5 Informasjonsspredning	86
6.6 Harmonisering /endringsbehov	87
7. Ressursbehov	88
7.1 Innledning	88
7.2 Forvaltningen	88
7.3 Generelle krav til forvaltningsorgan for vassdrag	89
7.4 Erfaringer fra organisasjonsmodell for Morsaprojektet	90
7.5 Forvaltningens rolle i karakterisering og overvåking av vassdrag	91
7.6 Karakterisering av vassdrag – faglig innhold og ressursbehov.	91
7.7 Overvåking av vassdrag – faglig innhold og ressursbehov	93
7.8 Oppsummering av ressursbehov ved karakterisering og overvåking i Morsavassdraget	95
7.8.1 Karakterisering	95
7.8.2 Overvåking	96
7.9 Ressursbehov ved karakterisering og overvåking på nasjonalt nivå	97
8. Referanser	99
8.1 Referanser til naturfaglig karakterisering og overvåking	99
8.2 Referanser til økonomisk karakterisering	102

Tabell 1. Oversikt over de viktigste poengene mht. nytteverdi, problemer og mangler i de forskjellige CIS-veilederne som er utviklet til støtte ved implementeringen av Rammedirektivet for Vann. .	17
Tabell 2. Databehov og aktuelle datakilder for de forskjellige oppgavene med karakterisering.....	20
Tabell 3. Dataskjema for fastsetting av vanntype.....	26
Tabell 4. Økosystemkomponenter for beskrivelse av naturtilstand og dagens tilstand i elver og innsjøer (oversatt fra REFCOND-guidance).....	28
Tabell 5. Kobling av vanntyper definert i SFTs klassifikasjonssystem for fastsetting av naturtilstand med forslaget til vanntyper for elver og innsjøer i hht. kravene i Rammedirektivet.....	29
Tabell 6. Foreløpig forslag til belastnings- og tilstandskriterier for bestemmelse av innsjøer i eller nær naturtilstand.	30
Tabell 7. Svenske belastningskriterier for utvelgelse av vannforekomster i naturtilstand	31
Tabell 8. Aktuelle foreløpige kriterier for rangering av belastninger fra jordbruksavrenning og kloakktilførsler fra personer ikke tilknyttet kommunale renseanlegg	32
Tabell 9. DPSIR-modellens forskjellige elementer.	33
Tabell 10. Forslag til sjekklister for å identifisere aktiviteter/drivkrefter og belastninger.....	36
Tabell 11. Dataskjema for vurdering av tilstand.....	41
Tabell 12. Enkel prosedyre for risikovurdering for vannforekomster uten eller med lite tilstandsdata	43
Tabell 13. Integrering av kategoriserte vurderingskriterier for bedømmelse av risiko for moderat eller dårlig status.	44
Tabell 14. Kategorisering og typifisering av elver og innsjøer i Vansjø-Hobøl-vassdraget. Vannforekomstene er sortert fra øverst til nederst i vassdraget.	50
Tabell 15. Eksempel på bruk av "screening" kriteriene fra Tabell 6 for å sortere ut potensielle vannforekomster hvor forurensning fra jordbruk og spredt avløp er viktige belastninger i forhold til direktivets mål i Vansjø-Hobølvassdraget.	51
Tabell 16. Foreløpig estimering av økologisk status (EQR) i de aktuelle vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget.....	54
Tabell 17. Integrerte vurderingskriterier for bedømmelse av risiko for ikke å nå miljømålet om god status (godt økologisk potensiale for sterkt modifiserte vannforekomster).....	55
Tabell 18. Karakteriseringsvariable for vannbrukere på nedbørfeltsnivå (generelle)	62
Tabell 19. Sektor-spesifikke faktorer som endrer fremtidig vannbruk (uttak/utslipp/inngrep).....	62
Tabell 20. Generelt databehov ved rapportering av kostnadsdekking for vanntjenester	66
Tabell 21. Virkningstyper og tilhørende nøkkel- og støtteparametre	71
Tabell 22. Minimumsfrekvens for overvåking av de enkelte kvalitetsselementene.....	74
Tabell 23. Målte parametre i innsjøer og elver i regi av Fylkesmannen i Østfold.....	75
Tabell 24. Målte parametre i innsjøer og elver i regi av Fylkesmannen i Oslo og Akershus	76
Tabell 25. Dagens overvåking i regi av Morsa-prosjektet og ønsket framtidig overvåking i Vansjø-Hobøl vassdraget	78
Tabell 26. Identifiserte vannforekomster for overvåking i Vansjø-Hobølvassdraget.....	80
Tabell 27. Forslag til parametre og prøvetakingsfrekvens for operasjonell / tiltaksrettet overvåking i Vansjø-Hobøl-vassdraget.	83
Tabell 28. Karakterisering. Arbeidsoppgaver, arbeidsverktøy og antatt ressursbehov med utgangspunkt i Morsa.	95
Tabell 29. Overvåking. Arbeidsoppgaver, arbeidsverktøy og ressursbehov for operasjonell overvåking i Vansjø-Hobøl-vassdraget	96
Tabell 30. Nødvendig tilleggskostnader for forvaltningen for karakterisering og overvåking av vassdrag	98

Figur 1. Relativ økning i fosforbelastning i forhold til naturtilstand (dvs uten antropogen påvirkning) framstilt skjematisk som funksjon av økende andel jordbruksareal med lavt eller høyt nivå på fosforavrenning.	38
Figur 2. Forurensninger (potensiale) fra spredt avløp framstilt skjematisk: Relativ økning i potensiell P belastning (her uttrykt som P produksjon per p.e.) ift til en referansetilstand uten antropogen påvirkning.....	38
Figur 3. Kart over vannforekomster i Vansjø-Hobøl-vassdraget.	48
Figur 4. Vanntyper i Vansjø-Hobøl-vassdraget.....	49
Figur 5. Risikokart for utvalgte vannforekomster i Vansjø-Hobøl-vassdraget.	56
Figur 6. Morsa nedbørfelt (003) med kommunegrenser (rødt), statistikkområder (003.1-4 i blått) og reginefelt (lilla).....	68
Figur 7. Forslag til målestasjoner for overvåking i Vansjø-Hobølvassdraget i henhold til Rammedirektivet for vann.....	81
Figur 8. Fosfortap i gram P/daa jordbruksareal i fire nedbørfelter i JOVA programmet.	85

Sammendrag

Foreliggende rapport gir skisser til veiledning for arbeidet med karakterisering og overvåking av vannforekomster i hht. kravene i EUs Rammedirektiv for vann. Med utgangspunkt i EUs retningslinjer for dette arbeidet:

- Guidance on the Identification of Water Bodies.
- Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive-IMPRESS
- Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters-REFCOND
- Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive- MONITORING
- Guidance on Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. WATECO

gir rapporten forslag til metodikk og kriterier som kan brukes i arbeidet, samt illustrerer bruk av metodikken for vannforekomstene i Vansjø-Hobøl vassdraget. Rapporten gir også foreløpige estimater for kapasitets- og kostnadsbehov for gjennomføring av oppgavene i det aktuelle vassdraget, samt et grovt anslag for behovet på nasjonalt nivå.

Karakteriseringen av vannforekomster, som skal være ferdigstilt i løpet av 2004, omfatter følgende arbeidsoppgaver på den naturfaglige siden:

- Inndeling av vannforekomster
- Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster
- Typifisering og estimering av naturtilstand
- Analyse av viktige belastninger (inkludert tiltak som er under gjennomføring)
- Vurdering av dagens tilstand i forhold til naturtilstand.
- Samlet vurdering av risiko for manglende måloppnåelse (god økologisk status/potensiale)

Til de første fem oppgavene er det behov for data, som må hentes inn fra forskjellige kilder. Resultater fra de forskjellige karakteriseringsoppgavene bør registreres på dertil egnede dataskjemaer som kan lastes inn i databaser på GIS-kompatibelt format.

Inndelingen av vannforekomster skal gjøres ut fra følgende kriterier: Vannforekomsten må kun tilhøre én vannkategori (elv, innsjø), én vanntype og én tilstandsklasse. En vannforekomst bør også helst være en avgrenset enhet, men sammenslåing og gruppering av vannforekomster kan være aktuelt i Norge for å forenkle arbeidet med karakterisering, overvåking og rapportering. Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster kan gjøres ut fra kriterier med grenseverdier for graden av fysiske inngrep, som f.eks. regulerings høyde, kanalisering og vannføringsendringer.

Vanntype for de aktuelle vannforekomstene fastsettes i hht. system B i Direktivet ved bruk av geografisk beliggenhet (økoregion), h.o.h., størrelse, kalsiuminnhold og fargeinnhold. Forslag fra det nasjonale typologiprojektet på ferskvann er at Norge deles i 6 økoregioner. For hver økoregion er det maksimalt 23 innsjøtyper og 14 elvetyper med forskjellig naturtilstand mhp. flora og fauna.

Naturtilstanden i vannforekomstene kan beskrives ut fra fakta-ark med typespesifikk flora og fauna (NIVA-rapport lnr. 4736-2003), evt. kombinert med modeller for estimering av naturlig bunnfauna. Alle vannforekomster med totalfosfor < 5µg/L, klorofyll a < 1,5 µg/L og pH > 6,0 kan antas å være i naturtilstand (SFT-veiledning 95:04). Også vannforekomster som ikke tilfredsstillende disse kriteriene kan være i naturtilstand (f.eks. kalkrike vannforekomster i lavlandet). Foreløpige belastningskriterier

for identifisering av vannforekomster i naturtilstand kan være: < 5% landbruksareal og < 5 p.e./km² med spredt avløp i nedbørfeltet, samt reguleringshøyde < 1 m.

Belastninger på vannforekomstene skal karakteriseres ut fra belastningskategori (forurensning, hydromorfologiske inngrep, biologiske belastninger, som f.eks. fremmede arter), hvilken type belastning som er viktig innen de ulike kategoriene, og omfanget av de forskjellige belastningene. Eksempler på kriterier som kan brukes til en slik vurdering er at belastningen mhp. næringssalter fra diffuse kilder og punktkilder kan anses som betydelig dersom man har > 15% jordbruksareal eller > 10 p.e./km² med spredt avløp i nedbørfeltet. Dersom det finnes gode tilførselsdata, så kan graden av belastning vurderes ut fra modeller for beregning av kritisk belastning.

Tilstandskriterier som kan brukes til å vurdere påvirkningsgrad er endring i mengde og artssammensetning av fytoplankton, vannplanter, bentiske alger, bunnfauna og fisk, samt fysisk-kjemiske kriterier, dvs. f.eks. konsentrasjoner av næringssalter, siktedyp, oksygen, pH, ANC og relevante miljøgifter. Alle kriterier må sammenholdes med naturtilstanden for vedkommende kvalitetselement (parameter), for å vurdere om avviket er stort eller lite. Avviket uttrykkes ved Økologisk KvalitetsRatio (EQR). Som en foreløpig grenseverdi foreslår vi at vannforekomster der ett eller flere kvalitetselementer har EQR < 0,6 (der 1,0 = naturtilstand) har høy risiko for ikke å nå miljømålet om god status uten gjennomføring av forbedringstiltak. For spesielle miljøgifter (priority substances) skal tilstanden angis som uakseptabel dersom konsentrasjonen av en miljøgift er over grenseverdier angitt ut fra økotoksikologiske tester (Environmental Quality Standards: EQS).

Den totale risikovurdering for de enkelte vannforekomster foreslås vurdert ved integrering av både belastningskriterier og tilstandskriterier på samme måte som foreslått for marine vannforekomster i hht. OSPAR-arbeidet. Dersom tilstandskriteriene tilsier høy risiko vil vannforekomsten bli definert til å være i høy risiko for ikke å nå miljømålet. Dersom kun belastningskriteriene tilsier dette vil vannforekomsten bli definert til å ha usikker risiko for måloppnåelse, dvs. de kan være potensielle problemområder. Kun vannforekomster der belastningskriteriene og tilstandskriteriene tilsier lav risiko vil bli definert til å ha lav risiko for ikke å nå miljømålet.

Ved anvendelse av disse metodene og kriteriene på Vansjø-Hobøl-vassdraget ble 9 innsjøer og 11 elvestrekninger definert som vannforekomster. En av disse foreslås foreløpig definert som sterkt modifisert pga. omfattende kanaliseringer (Kråkstadelva). Disse vannforekomstene ble funnet å tilhøre 4 forskjellige innsjøtyper og 4 forskjellige elvetyper. Alle vannforekomstene ble funnet å ha noe eller betydelig belastning fra jordbruk eller kloakkutslipp, og alle unntatt Bindingsvann, Langen og Våg ble funnet å ha mindre enn god tilstand, dvs. EQR-verdier < 0,6 for ett eller flere kvalitetselementer. For Bindingsvann, Langen, Våg og Bjørnerødvann var det stor usikkerhet i EQR-verdiene pga. mangelfullt datagrunnlag (særlig biologiske data). Disse ble derfor satt opp som usikre mhp. risiko for å ikke nå målet om god status.

Den økonomiske karakteriseringen angir prosedyrer for karakterisering av vannbrukere innen sektorene husstander, landbruk og industri i hht. karakteriseringsvariablene vannuttak, utslipp, inngrep, produksjon, omsetning og antall årsverk. Faktorer som endrer framtidig vannbruk vurderes ut fra prognoser for utviklingen innen de ulike sektorene.

Kostnadsdekking for vanntjenester skal gjøres i hht. identifisering og beskrivelse av de ulike vanntjenestene, f.eks. drikkevannsforsyning, kloakkrensing. Finansiell dekningsgrad for disse tjenestene kan beregnes ut fra data om kostnader ved produksjon av tjenesten (drift, vedlikehold, investeringer, administrasjon) kontra inntekter av bl.a. vann- og kloakkavgifter. Miljø- og ressurskostnader skal også vurderes i denne sammenheng. Den økonomiske karakteriseringen av Vansjø-Hobøl-vassdraget viste at de fleste kommunene hadde høy dekningsgrad for vanntjenester.

Overvåkingen som kreves i Direktivet vektlegger biologiske parametre i langt større grad enn nåværende overvåkingspraksis. I alle vannforekomster med høy risiko for ikke å nå målet om god status skal tiltaksrettet (operasjonell) overvåking gjennomføres minst en gang hvert 6. år. Langsiktig kontrollovervåking skal gjennomføres først for å finne problemområdene som trenger tiltak, og senere for å kartlegge langsiktige naturlige eller menneskeskaptede endringer (f.eks. klimaendringer). For vannforekomster i høy eller god status skal slik overvåking gjøres minst en gang hvert 18. år (dvs. hver 3. forvaltningsplanperiode). For sistnevnte type overvåking skal alle kvalitetselementer (biologiske, fysisk-kjemiske, hydromorfologiske, samt miljøgifter) måles, mens kun de mest sensitive kvalitetselementene skal overvåkes ved tiltaksrettet (operasjonell) overvåking. Minimumsfrekvensen for overvåking satt i Direktivet vil være for liten til å gi utsagnskraft i resultatene mht. trendanalyser og registrering av effekter av tiltak. Det anbefales derfor å øke denne. Forslag til overvåkingsprogram i tråd med disse kravene er skissert for de aktuelle vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget.

Ressursbehovet for karakterisering og overvåking av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget er estimert til hhv. 300 000 kr. og 700 000 kr. På landsbasis kan dette oppskaleres til hhv. 20-40 mill. kr. for karakterisering og 40-80 mill. kr. for overvåking. Evt. gruppering av vannforekomster kan redusere disse kostnadene. I tillegg vil det være behov for 1 ny stilling pr. nedbørfeltdistrikt (ca. 10 mill kr.).

Summary

Title: Pilotproject for implementation of the Water Framework Directive in the Vansjø-Hobøl-catchment. Phase II: Outline of Guidelines for methods and criteria to be used for characterisation and monitoring of water bodies.

Year: 2003

Authors: Lyche Solheim, A., Borgvang, S.-A., Vagstad, N., Barton, D., Øygarden, L., Røhr, P.K., Turtumøygard, S.

Source: Norwegian Institute for Water Research (NIVA), ISBN No.: 82-577-4737-2003.

This report provides guidance on methodology and preliminary criteria which can be used for characterisation and monitoring of water bodies according to the requirements of the EC's Water Framework Directive.

The starting point is the Guidance documents developed by the EC, viz.:

- Guidance on the Identification of Water Bodies.
- Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive-IMPRESS
- Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters-REFCOND
- Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive- MONITORING
- Guidance on Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. WATECO

The proposed methodology is applied on the water bodies in the Vansjø-Hobøl catchment. The report also provides preliminary estimates of the needs of resources in terms of man-power and funding in order to carry out the required tasks, both in the study catchment and at national level. The latter only as rough estimates.

The task of characterising the water bodies shall be finalised by the end of 2004. The natural science related activities included in this task encompass the following:

- Identification of location and boundaries of water bodies
- Preliminary identification of heavily modified water bodies
- Differentiation of water bodies into types with different reference conditions
- Establishment of type-specific reference conditions for water bodies
- Identification of pressures (including measures currently undertaken)
- Assessment of the current status of the water bodies compared to the reference conditions-
- Assessment of the likelihood that water bodies will fail to meet the environmental quality objectives (good ecological status/good ecological potential)

The first five tasks require data from various sources. The results of the various characterisation activities should be recorded on appropriate data sheets in a GIS compatible format.

The identification of water bodies should assure that a water body belongs to only one category (river, lake, transitional water, coastal water or groundwater; or artificial- or heavily modified), one water type and one water status class. A water body should also, in principle, represent one well defined entity, but it may become necessary to combine and group water bodies in Norway in order to

facilitate the work on characterisation, monitoring and reporting. The preliminary identification of heavily modified water bodies may be based on proposed limit values for the degree of physical impact such as water level regulation, channelisation and changes in water flow.

In Norway, the water body types are defined according to System B of the WFD, using geographical location (ecoregion), altitude, size, calcium concentration and colour content. According to the national typology project on freshwaters Norway are divided into six ecoregions. Each ecoregion would have a maximum of 23 lake types and 14 river types with different reference conditions with regard to flora and fauna.

The reference conditions of the water bodies may be described on the basis of fact sheets with type specific flora and fauna (NIVA report SNO 4736-2003), possibly combined with models for estimating the natural bottom fauna. All water bodies with a total phosphorus concentration $< 5 \mu\text{g/L}$, chlorophyll a concentration $< 1,5 \mu\text{g/L}$ and $\text{pH} > 6,0$ are likely to be close to reference conditions (SFT-guidance 95:04). However, also water bodies such as calcium rich lakes in lowland areas that do not satisfy these criteria may be in reference conditions. For the purpose of identifying water bodies in reference conditions, preliminary pressure criteria may be used: $< 5\%$ agricultural land or $< 5 \text{ p.e./km}^2$ of households not connected to public sewerage in the catchment, and water level regulation $< 1 \text{ m}$.

The pressures on the water bodies should be characterised by identifying the relevant types and importance of pressures within each of the main pressure categories (pollution, hydro-morphological alterations, biological pressures such as introduction of alien species). Specific criteria to be applied in the characterisation may be e.g. that the nutrient load from diffuse- and point sources is likely to be important if there is $> 15\%$ agricultural land or $> 10 \text{ p.e./km}^2$ of households not connected to public sewerage in the catchment. The availability of good data on nutrient loading will enable the assessment of pressures based on model estimates of critical loading.

The water status criteria used for assessing the degree of impact are:

- Changes in abundance (or biomass) and composition of phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrate fauna and fish
- Chemical and physico-chemical criteria such as nutrient concentration, transparency, oxygen content, pH, ANC and relevant hazardous substances.

The degree of deviation from natural conditions should be assessed for all quality elements. The deviation is expressed as Ecological Quality Ratio (EQR). Water bodies with one or more quality elements with an $\text{EQR} < 0,6$ (1.0 equals natural conditions) is proposed as a preliminary boundary to identify water bodies at risk of failing the environmental quality objectives of good status unless measures are being implemented. Water bodies with a concentration of hazardous substances above a certain limit value determined on the basis of ecotoxicological tests (Environmental Quality Standards: EQS) will also be classified as being at risk of failing the objectives.

As proposed for the classification of marine water bodies within OSPAR, we propose to integrate both pressure criteria and water status criteria in the total risk assessment for each specific water body. The water body will be identified as being at high risk of failing to meet the environmental quality objectives in cases where the water status criteria indicate high risk. In cases where only the pressure criteria indicate high risk, the water body will be identified to have uncertain risk of failing the environmental quality objectives, i.e. they should be considered as potential problem areas. Only water bodies where both pressure criteria and the water status criteria indicate low risk will be classified as being at low risk of failing the environmental quality objectives.

Nine lakes and eleven river reaches in the Vansjø-Hobøl water course were identified by applying the above mentioned methods and criteria. The river Kråkstadelva is proposed to be defined as heavily modified. These water bodies were categorised into four lake types and four river types. All water bodies had some pressure from agriculture and/or sewage- varying from low to considerable. All water bodies, except Bindingsvann, Langen and Våg, had less than good water quality status, i.e. EQR values < 0.6 for one or more quality elements. The EQR values for Bindingsvann, Langen, Våg og Bjørnerødvann were uncertain due to insufficient data, in particular biological data. On that basis they were classified as uncertain as to the likelihood of meeting the environmental quality objectives

The economic analysis provides procedures for characterisation of water users within sectors such as households, agriculture and industry according to the characterisation parameters water abstraction, discharge, physical impact, production, total economic turnover and number of man-years. Factors likely to change future water use should be evaluated from prognosis for development within the different sectors.

Cost recovery for water services should be done according to identification and description of the different services, such as water supply, sanitation etc. Cost recovery for these services can be estimated from data on costs for production of these services (maintenance, investments, administrative costs) versus income from water and sanitation fees. Environmental costs should also be evaluated. The economic characterisation of the Vansjø-Hobøl catchment shows that most of the municipalities had high cost recovery for water services.

The monitoring required by the Directive emphasizes biological elements to a larger extent than present monitoring. In all water bodies at risk of failing the objective of good status, operational monitoring should be undertaken at least once every 6 years. Surveillance monitoring should be done to identify the problem areas which need measures to achieve the objective, and also to map long-term natural or antropogenic changes (such as climate change). For water bodies in high or good status surveillance monitoring should be undertaken at least once every 18 years (i.e. every 3rd river basin planning period). For the latter type of monitoring, all quality elements (biological, physico-chemical and hydromorphological) should be measured, while only the most sensitive quality elements should be measured in operational monitoring. The minimum frequency for monitoring required in the Directive is too low to be enable significant trends to be detected, as well as effects of measures. The frequency therefore has to be increased. The monitoring programme proposed for the identified water bodies in the Vansjø-Hobøl catchment is in line with these requirements.

Rough estimates of the resource needs for characterisation and monitoring of the water bodies in the Vansjø-Hobøl-catchment are 300 000 NOK and 700 000 NOK respectively. Scaling up to national level this means 20-40 mill. NOK for characterisation and 40-80 mill. NOK for monitoring. Grouping of water bodies may considerably reduce these costs. Additionally there will be a need for hiring a coordinator in each river basin district (costs roughly estimated to 10 mill. NOK).

1. Innledning

1.1 Krav til karakterisering og overvåking i Rammedirektivet for vann

Rammedirektivet for Vann krever karakterisering og overvåking av vannforekomster i hht. artikkel 5 og 8 (EC2000). I Annex II og V i Direktivet er dette arbeidet nærmere spesifisert. Tidsplanen for implementering av Direktivet innebærer at karakteriseringen skal gjøres innen utgangen av 2004, mens overvåkingsprogrammene skal være operative mot slutten av 2006.

Direktivet er i utgangspunktet tiltaksorientert. Analysene knyttet til aktiviteter, belastninger, tilstand og virkning har følgelig som hovedutgangspunkt at de skal bygge opp om en kostnadseffektiv tiltaksplan for å bringe vannforekomsten i en tilstand som er i samsvar med direktivets mål.

Det skal gjøres en belastning-virkningsanalyse (tilstandsanalyse) for alle naturlige vannforekomster i løpet av 2004. Denne skal rapportes i løpet av tre måneder etter fristens utløp, dvs. innen utgangen av mars 2005. Unntatt fra bestemmelsen er vannforekomster som tenkes definert som sterkt modifiserte, hvor rapportering skal gjøres så raskt som praktisk mulig.

De innledende analysene som skal gjøres i 2004 har derfor til siktemål å framskaffe en best mulig samlet oversikt over tilstanden i vannforekomstene. Dette fordi en raskest mulig skal kunne fokusere og prioritere de kritiske forekomstene og problemstillingene, og dermed også få mest mulig tid til planlegging og gjennomføring av nødvendige tiltak. Oppgavene i 2004 skal derfor konsentreres om følgende forhold:

- Identifisere de vannforekomstene hvor det er risiko for at direktivets miljømål ikke tilfredstilles
- Identifisere/klarlegge de viktigste belastningene og årsakssammenhengene som medfører at direktivets mål ikke tilfredstilles i disse vannforekomstene
- Etablere grunnlaget for å utvikle overvåkingsprogram og tiltaksprogram

Risikoen for at direktivets mål ikke tilfredsstilles skal vurderes på bakgrunn av

- Dagens belastning og status (tilstand)
- Sannsynlige endringer i status som følge av endringer i aktiviteter og belastninger i perioden fram mot 2015 og senere.

I rapporteringen skal det gå klart fram hvilke forutsetninger som er lagt til grunn i analysene. Det skal også gis en vurdering av usikkerheten i analysene og de tilhørende konklusjonene. Rapporteringen skal samtidig indikere hvilke vannforekomster som tenkes klassifisert som sterkt modifiserte (SMVF).

1.2 Bakgrunn og mål

Som nevnt ovenfor krever Direktivet at karakteriseringen av vannforekomster skal gjøres innen desember 2004. For å assistere landene i Europa med dette arbeidet har EU kommisjonen utarbeidet følgende retningslinjer:

- Guidance for identifisering av vannforekomster
- IMPRESS-guidance for analyse av belastninger og effekter av disse
- WATECO-guidance for økonomisk analyse av vannbruk og kostnadsdekning av vanntjenester
- REFCOND-guidance for fastsetting av referanseforhold (naturtilstand) og klassifisering av økologisk status i elver og innsjøer
- COAST-guidance for fastsetting av referanseforhold (naturtilstand) og klassifisering av økologisk status i kystområder

Disse retningslinjene gir oversikt over aktuelle metoder som kan brukes, men er ellers av generell og kvalitativ karakter. Rapporten fra demonstrasjonsprosjekt i Suldalsvassdraget (Berge et al. 2003) gir en utførlig orientering av innholdet i disse retningslinjene, samt at den gir råd om hvordan de kan brukes til karakterisering av norske vannforekomster.

I denne rapporten forsøker vi å gå et skritt videre bl.a. ut fra ferske resultater fra det nasjonale typologiprojektet for ferskvann (Lyche-Solheim et al. 2003 a.). Målet har vært å utarbeide forslag til operasjonelle metoder og kriterier som kan brukes til å vurdere risiko for at en vannforekomst ikke når målet om god status, evt. godt økologisk potensiale. Metodene og kriteriene blir deretter benyttet til å gi en foreløpig karakterisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget. (kap. 3 og 4)

Metoder og eksempler på gjennomføring av den økonomiske karakteriseringen er vist i kap. 5, inkludert presentasjon av datagrunnlaget for dette (Vedlegg I i Lyche-Solheim 2003 b).

Rapporten omfatter også et kapittel om overvåking, der dagens overvåkingspraksis i Vansjø-Hobøl-vassdraget blir sammenholdt med Direktivets krav til overvåking. Kapitlet avsluttes med forslag til hvilke overvåkingsstasjoner, parametre og prøvetakingsfrekvenser som bør brukes i dette vassdraget for å innfri kravene i Direktivet.

I siste del av rapporten gis et overslag over ressursbehov i forvaltningen for både karakteriserings- og overvåkingsoppgavene.

Forfatterne presiserer at hovedmålet i fase II av dette prosjektet har vært å utvikle metodegrunnlaget for en norsk veileder for karakterisering, og ikke å lage en fullt ferdig veileder som kan tas i bruk direkte. Våre forslag bør drøftes med såvel sentrale som regionale og lokale myndigheter, og revideres i tråd med resultater av disse drøftingene, før en formell veileder kan lages. Vi ønsker også å understreke at resultatet av karakteriseringen av de konkrete vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget kun er ment å illustrere metodikken, og må ikke tolkes som noe fasitsvar. Ved selve gjennomføringen av karakteriseringen i 2004 må det gjøres en grundigere karakterisering av disse vannforekomstene enn det som har vært mulig innenfor tids- og kostnadsrammen i dette prosjektet.

2. CIS-veilederne: Nytteverdi, problemer og mangler

Tabellen nedenfor viser en kort oppsummering av fordeler og ulemper ved de forskjellige CIS-veilederne som er utviklet til støtte ved implementeringen av Vanddirektivet. Mer informasjon om dette finnes i Berge et al. 2003 (Suldalsrapporten vedlegg 11). Felles for disse veilederne er at de gir generelle kvalitative prinsipper, prosedyrer og retningslinjer for de ulike delene av implementeringsarbeidet, men mangler kvantitative kriterier.

Tabell 1. Oversikt over de viktigste poengene mht. nytteverdi, problemer og mangler i de forskjellige CIS-veilederne som er utviklet til støtte ved implementeringen av Rammedirektivet for Vann.

Veileder	Nytteverdi	Problemer	Mangler
Horizontal guidance on Identification of Water Bodies	Nyttige kriterier for inndeling av vannforekomster i ferskvann. Nyttig informasjon om muligheter for gruppering av vannforekomster som er av samme type og i samme tilstand.	Kravet om at en vannforekomst må være en sammenhengende enhet kan være et problem for Norge. Dette gjelder særlig i de tilfellene der svært små innsjøer deler en elvestrekning som ellers er homogen mht. type og tilstand oppstrøms og nedstrøms innsjøen.	Sier ingenting om hvordan små innsjøer og små elver skal håndteres. Sier lite om hvorvidt det er mulig å slå sammen flere små vannforekomster til større enheter. Det kan være særlig aktuelt der flere små elver/bekker som er av samme type og tilstand renner ut i en fjord eller i en innsjø.
REFCOND	1. Nyttig informasjon om hensikten med typeinndelingen, samt om aktuelle metoder for fastsettelse av referansetilstand. 2. Foreslår inndeling av EQR-skalaen i de aktuelle fem klassene og drøfter forskjellige statistiske teknikker for hvor og hvordan grenselinjene mellom klassene skal settes.	Rigid anvendelse av "one-out - all out"-prinsippet kan gi dårligere status i vannforekomster der man har mye data (mange av de aktuelle elementene inkludert de mest sensitive) enn der man har lite data (kun fra ett eller to elementer dersom disse ikke er de mest sensitive for den aktuelle påvirkningen)	1. Mangler forslag til konkrete indekser som kan brukes til å måle avvik fra naturtilstand. 2. Ingen kvantitative grenseverdier er foreslått. Dette må utvikles i hvert land/evt. i hver region.
IMPRESS	1. Gir nyttig anvisning på prosedyrer og tilnæringsmåter for å karakterisere belastninger og virkninger 2. Gir nyttig oversikt over mulige belastninger	1. Utsetting av fremmede arter er en problematisk belastning for Norge pga. utbredt praksis med utsetting av ørret i innsjøer der denne arten ikke fantes naturlig.	Gir ikke kvantitative retningslinjer eller kriterier, men dette ville uansett være problematisk tatt i betraktning det mangfoldet som preger Europa

MONITORING	<p>1. Gir norsk vannforvaltning et sterkt incentiv til å harmonisere overvåkingen av vannforekomster i Norge på alle forvaltningsnivå med tanke på typer overvåking, stasjonsvalg, prøvetakingsfrekvens og parametervalg.</p> <p>2. Vektleggingen av biologiske parametre gir et mer helhetlig grunnlag for å vurdere tilstanden i de enkelte vannforekomstene enn det dagens overvåking gir.</p>	<p>1. Det kreves at vannforekomster som grupperes må ha samme belastning, samme tilstand og være av samme type. Det er uklart hvordan dette kan gjøres da det vil være et manglende datagrunnlag i mange vannforekomster for å kunne vurdere hvorvidt de er av samme type og tilstand.</p> <p>2. Guidance-dokumentene har kun veiledende status. Dette gjør at anbefalingen om langt hyppigere overvåking enn det Direktivet foreskriver ikke er forpliktende. Dersom anbefalingene om økt hyppighet ikke følges vil utsagnskraften bli liten i trendanalyser som bør legges til grunn for beslutninger om tiltak, samt for å måle effekten av gjennomførte tiltak.</p>	<p>1. Retningslinjene for valg av prøvetakingsstasjoner er mangelfulle.</p> <p>2. Veilederen skiller ikke klart mellom prøvetakingsfrekvens i de forskjellige typene overvåking. For operasjonell overvåking vil det være behov for hyppigere frekvens enn ved langsiktig (surveillance) overvåking, for å få god nok utsagnskraft til å kunne finne fram til egnede tiltak eller måle effekten av gjennomførte tiltak.</p>
WATECO	<p>1. Gir god oversikt over typer økonomiske analyser som er må brukes i de ulike fasene av rapportering frem mot 2015.</p> <p>2. Et godt oppslagsverk for å "finne frem" til eksplisitte og implisitte økonomiske oppgaver i ulike deler av direktivteksten.</p>	<p>1. Det ligger et implisitt krav i direktivet til nytte-kostnadsanalyse (NKA) for å berettigede SMVF og "unntak" fra god vannstatus. NKA vil måtte bygge på pålitelige verdsettings-studier av miljøkostnader.</p> <p>2. Det er ingen klar sammenheng mellom SFTs definisjon av brukeregnethet og god vannstatus - sammenhengen er nødvendig for å foreta NKA vurderinger av miljøkostnader for vannbrukere. Kostnadseffektivitetsvurderinger kreves allerede i karakteriseringsfasen, før tiltaksanalyser er gjennomført.</p> <p>3. Krav til rapportering av subsidier til vannbrukere og – tjenester : vanskelig med dagens offentlige systemer (eks. KOSTRA).</p>	<p>1. Detaljeringsgraden er lite operativ og konsulenter må søke eksempler fra demoprojektene, eller case studier i andre EU land.</p> <p>2. Sier lite om minimums-krav til rapportering, for eksempel kravene til kvantifisering av vannbruks-scenarier, kostnadsdekking av vanntjenester og miljøkostnader.</p> <p>3. Definisjonen av "vanntjenester" og rapporteringskrav for bl.a. vannkraft er uklar.</p>

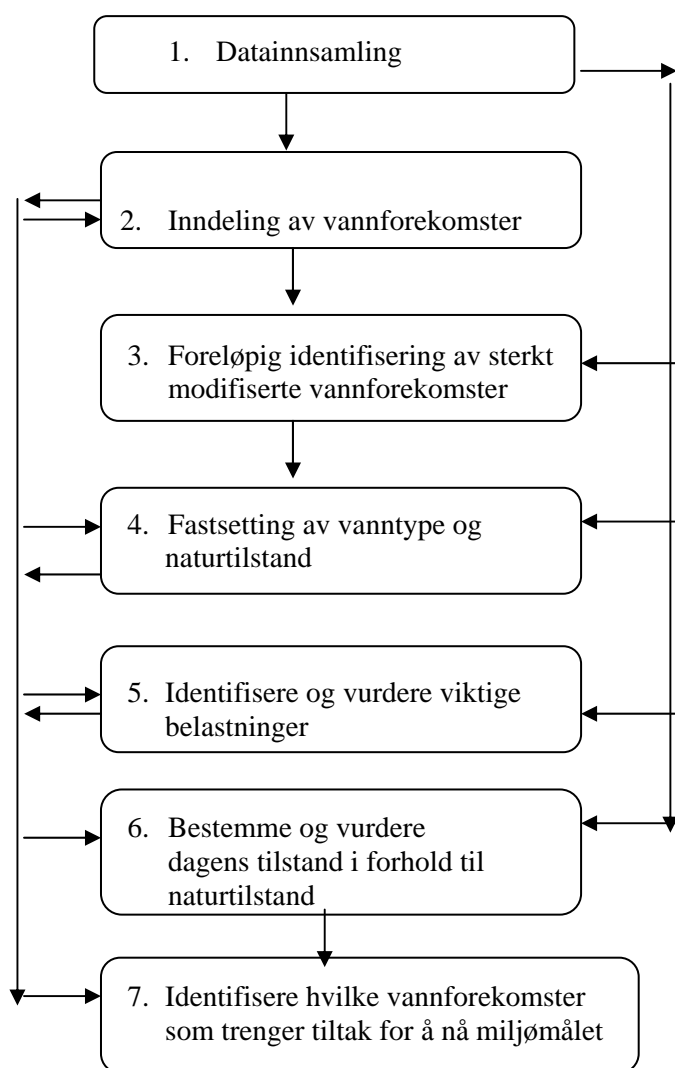
3. Karakterisering: Metoder og kriterier

Følgende arbeidsoppgaver skal gjøres i karakteriseringen i 2004:

- Inndeling av vannforekomster
- Typifisering (dvs. fastsetting av vanntype)
- Anslå naturtilstand
- Få oversikt over viktige belastninger
- Anslå dagens tilstand i forhold til naturtilstand
- Vurdere risiko for manglende måloppnåelse basert på belastninger og tilstand

For alle punktene unntatt det siste må relevante data sammenstilles. Innsamling av data er derfor det første som må gjøres i karakteriseringsarbeidet. Gangen i arbeidet er vist nedenfor.

Karakterisering av elver og innsjøer - Oversiktsprosedyre



Forslag til metodikk for gjennomføring av disse arbeidsoppgavene presenteres i det følgende.

3.1 Datainnsamling

De aktuelle datakildene som kan brukes i karakteriseringsarbeidet er angitt i Statkraft Grøner-rapport 560 611: Størset og medarb. 2003. Tabellen nedenfor viser de viktigste databehovene for de ulike karakteriseringsoppgavene og hvilke datakilder som kan brukes for å finne de aktuelle datasettene.

Tabell 2. Databehov og aktuelle datakilder for de forskjellige oppgavene med karakterisering.

Oppgave	Databehov	Datakilde
2. Inndeling av vannforekomster	kart over nedbørfeltet, samt data for pkt. 3, 4, 5 og 6	Statens kartverk, samt datakilder for pkt. 3, 4,5 og 6
3. Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster	inngrepsdata: reguleringshøyde, vannføringsvariasjoner, kanaliseringer, forbygninger	NVE atlas
4. Fastsetting av vanntype og naturtilstand	kalsium el. alk., farge el. TOC, innsjøareal, størrelse av nedbørfelt, h.o.h., middeldyp, typespesifikk flora og fauna	SESAM-databasen (SFT), nasjonale overvåkingsdatabaser (NIVA), NVE atlas, REGINE, Statens kartverk, faktaark (NIVA-NINA-LFI)
5. Identifisere og vurdere viktige belastninger	% jordbruksareal og forurensningsrisiko, kommunale avløpsanlegg, antall p.e./km ² i separate avløp, oversikt over andre forurensningskilder, kanalisering, vannstandsregulering og andre fysiske inngrep, deponisjonskart (sur nedbør), utbredelse av fremmede arter	areal- og befolkningsstatistikk (SSB-KOSTRA), landbruksstatistikk (SLF, FM), overvåkingsdata (Jordforsk, kommuner, Fm, etc), fysiske inngrep (NVE, andre), deponisjonskart (sur nedbør) (NILU, SFT?), kart over utbredelse av fremmede arter (DN/NINA)
6. Identifisere og vurdere dagens tilstand	Overvåkingsdata: Tot-P, Tot-N, klorofyll a, pH, alkalitet, ANC, biomasse og artssammensetning for planteplankton, vannvegetasjon, bunnfauna, fisk, miljøgifter	SESAM-databasen (SFT), nasjonale, regionale og kommunale overvåkingsdata (NIVA, SFT, NINA, DN, LFI, FM, kommuner)

Data som foreligger i offentlig tilgjengelige databaser som er søkbare på nett, vil være mest hensiktsmessig å bruke i karakteriseringsarbeidet. De fleste datakildene som er nevnt i Tabell 1 er hittil ikke gjort tilgjengelig på nett (med unntak av bl.a. NVE atlas og SSB-KOSTRA), og må derfor skaffes ved henvendelse til de aktuelle dataeierne.

Resultatene fra de enkelte karakteriseringsoppgavene bør legges inn på dataskjemaer som deretter lastes inn på GIS-kompatibelt format i databaser etablert for dette formål.

3.2 Inndeling av vannforekomster

I følge Rammedirektivet for vann skal all vannforvaltning skje nedbørfeltvis, inklusive i det marine påvirkningsområdet. Nedbørfeltdistriktene inkluderer tilhørende kystområder ut til én nautisk mil utenfor grunnlinja. Aagaard *et al.* 2001 presenterer flere forslag til nedbørfeltdistriktinndeling i Norge. Kravet som stilles til avgrensning av dette i Rammedirektivet for vann er at grensene ikke må krysse nedbørfeltgrenser, med unntak av internasjonale vassdrag. Et nedbørfeltdistrikt vil bestå av et antall vannområder. Et vannområde er et terrestrisk nedbørfelt med tilhørende marint influensområde. Hvert vannområde vil så bestå av et antall vannforekomster.

Første del av karakteriseringsarbeidet består i å identifisere vannforekomstene, som igjen skal typifiseres og karakteriseres. Dette er grunnenhetene i forvaltningen etter Direktivet som både mål, tilstand og planer skal forankres i. En vannforekomst skal være en vel avgrenset og signifikant del/strekning av overflatevann. Det kan være hel innsjø eller deler av en innsjø, et vannmagasin, en bekk, elv eller kanal eller en elve- eller kanalstrekning, 'overgangsvann' eller et avsnitt av kystvann. En vannforekomst skal kun tilhøre én kategori og kun én type; og hele vannforekomsten må tilhøre samme tilstandsklasse.

Inndelingen av vannforekomstene i nedbørfeltet er en iterativ prosess, der man starter med kart over nedbørfeltet (N50-serien), NVE atlas (web-versjon) og lokalkunnskap om området, og foretar en foreløpig inndeling, der alle innsjøer $> 0.5 \text{ km}^2$ identifiseres, og hovedvassdraget og sidevassdrag deles opp i elvestrekninger som antas å ha tilnærmet homogene forhold.

Den foreløpige inndelingen justeres etter at de andre trinnene i karakteriseringen er gjennomført. Deretter gjøres nødvendige korrigeringer av de andre trinnene.

Vannforekomster kan grupperes og karakteriseres samlet dersom de tilhører samme vanntype, har tilnærmet samme belastning og samme tilstand. De kan også grupperes for overvåkning, rapportering og forvaltningsformål. Dette er særlig aktuelt for små vannforekomster. Svært små vannforekomster kan evt. slås sammen til større vannforekomster, f.eks. små elver av samme type og tilstand som alle renner ut i samme innsjø eller samme fjord.

EUs veileder "Horizontal guidance on identification of water bodies" gir de viktigste kriteriene for identifisering av vannforekomster:

En vannforekomst må:

- *være en sammenhengende enhet*
- *være en avgrenset, ensartet og betydelig del av overflatevann.*
- *ikke overlappe med andre vannforekomster*
- *tilhøre kun én vannkategori (elv, innsjø eller kystvann)*
- *tilhøre kun én vanntype*
- *tilhøre kun én økologisk statusklasse*

Sterkt modifiserte vannforekomster kan identifiseres og utpekes der god økologisk status er umulig å oppnå på grunn av fysiske påvirkninger/inngrep (se nedenfor).

Medlemslandene har fleksibilitet til å bestemme hvorvidt formålet med Direktivet kan oppnås uten å identifisere hver eneste, men avgrensede og betydelige del av overflatevann som en vannforekomst.

I veilederne fra EC 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.¹

For ferskvann kan NVEs elvenett brukes som basis for identifisering av vannforekomster, så snart dette er ferdig utviklet. Elvenettet er en inndeling av vassdragene i Norge i sammenhengende enheter av elvestrekninger. Nettverket er laget ut fra midtlinjen av elver som framkommer med to streker på kartet og midtlinjen gjennom innsjøer. Elvenettverket er laget med en "overlay" mot vanntema (flatene) slik at elvenettverket får en egenskap som sier om midtlinjene er generert på bakgrunn av en elv eller en innsjø. Enhetene i elvenettet vil derfor ha med seg et løpenummer for innsjøer (over 2500 m²) og inneholder dermed skillet mellom elv og innsjø som er første trinnet i identifiseringen av vannforekomster i Rammedirektivet. Kategoriseringen i elv eller innsjø endrer altså ikke selve nettverket men knytter bestemte egenskaper til hver enhet. NVEs innsjødatabase vil f.eks. inneholde opplysninger om navn, overflateareal, høyde over havet og hvilke(n) REGINE-enhet(er) hver enkelt innsjø tilhører. For beregning av størrelser på nedbørfelt til hver elvenett-enhet kan enheten koples til NVEs register over nedbørfelt (REGINE).

Kystområder er ikke med i dette pilotprosjektet.

PROSEDYRE FOR INNDELING AV VANNFOREKOMSTER

1. Kategorisere all vannforekomster som elver, innsjøer, overgangsvann og kystvann i nedbørfeltdistriktet/vannområdet. Dette gjelder for elver med > 10 km² nedbørfelt og innsjøer > 0,5 km² overflateareal.
2. Inndeles vannforekomstene i vannområdet/nedbørfeltet som hel innsjø eller deler av en innsjø, et vannmagasin, en bekk, elv eller kanal eller en elve- eller kanalstrekning, 'transitional waters' eller et avsnitt av kystvann ut fra kriterier gitt ovenfor
3. Identifisere vannforekomster som vil kunne komme i kategorien 'sterkt modifiserte vannforekomster' (se nedenfor)
4. Identifisere elvestrekninger og innsjøer som vurderes som spesielt verdifulle (f.eks. på grunn av bruk eller forekomst av verdifulle og sjeldne arter)
5. Vurdere å gruppere like vannforekomster før karakterisering (samme type, samme belastning, samme tilstand). Dette er særlig aktuelt i områder uten eller med svært små belastninger.

¹ Unntak er gjort for mindre elvestrekninger og innsjøer som er betydelig påvirket, og som har en annen tilstand enn de omkringliggende innsjøer eller elvestrekninger, samt for elvestrekninger og innsjøer som vurderes som spesielt verdifulle (f.eks. på grunn av bruk eller forekomst av verdifulle og sjeldne arter)

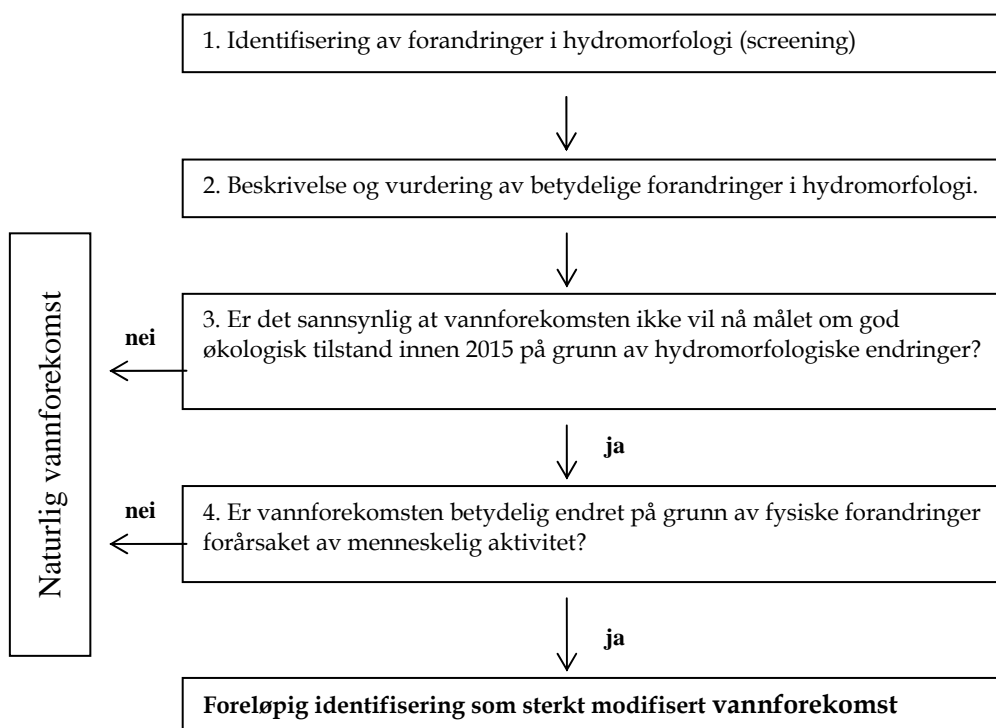
3.3 Foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster

3.3.1 Prosedyre for foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster

Prosedyrer og kriterier for foreløpig identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster finnes i utkast til norsk veileder for dette (Børset og medarb. NVE-rapport av 22.08.03).

Fra Pilotprosjektene i Suldal og Vansjø-Hobøl foreslås følgende prosedyre og kriterier:

Prosedyre:



3.3.2 Eksempler på mulige kriterier for foreløpige identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster:

En vannforekomst kan foreløpig identifiseres som sterkt modifisert dersom:

- *reguleringshøyden for innsjøer er > 5m*
- *> 30% av en elvestrekning er kanalisert / flomverk*
- *lavvannføringen i en elvestrekning er < 50% av naturlig lav-vannføring*

Dette er kriterier som er av særlig relevans for Vansjø-Hobøl-vassdraget. Kriteriene er basert på SFT veiledning 97:02 og NVEs inngrepsindikator for vassdrag (Voksø et al. 1996).

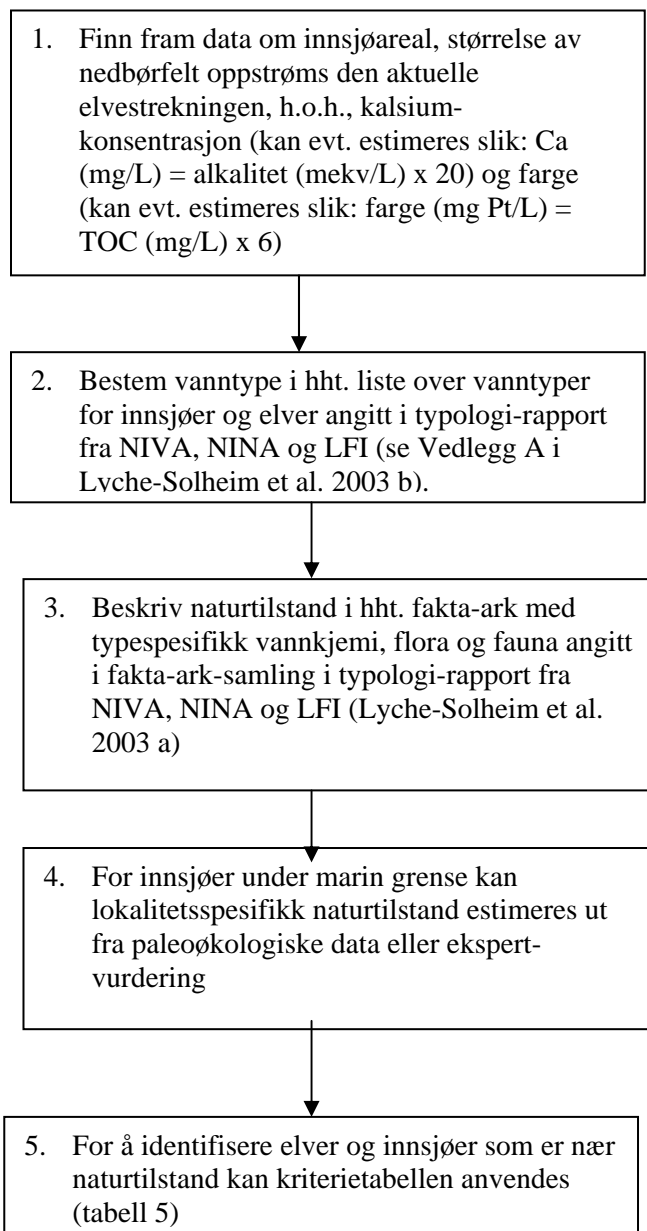
Vi foreslår at vannforekomsten defineres som sterkt modifisert dersom grenseverdien for ett av disse kriteriene er overskredet. Kriteriene må endres i tråd med den nye veiledningen for identifisering av sterkt modifiserte vannforekomster. For slike vannforekomster er målet godt økologisk potensiale, og ikke god økologisk status. Tilstand skal her måles i forhold til det maksimale økologiske potensiale vannforekomsten ville ha dersom den ikke er utsatt for annen menneskelig påvirkning (f.eks. forurensning, introduksjon av fremmede arter). Det maksimale økologiske potensiale skal defineres for de samme vanntypene som gjelder for naturlige vannforekomster, analogt til naturtilstanden for disse vanntypene.

3.4 Fastsetting av vanntype og naturtilstand

3.4.1 Prosedyre for fastsettelse av vanntype og naturtilstand

Prosedyren for fastsetting av vanntype og naturtilstand kan kort skisseres som følger:

Prosedyre



Prosedyren er nærmere beskrevet i det følgende:

3.4.2 Nærmere metodisk beskrivelse for bestemmelse av vanntype

Forslag til typologi for norske elver og innsjøer (Lyche-Solheim et al. 2003 a), som er utarbeidet i det nasjonale typologiprojektet, følger system B i Rammedirektivet, Vedlegg II. Forslaget anbefaler inndeling av Norge i 6 økoregioner, konkretiserer og kategoriserer de aktuelle typifiseringskriteriene (klima, størrelse og geologi), samt gir oversikt over vanlige vanntyper i Norge som hittil er funnet å være signifikant forskjellige mht. biologiske forhold.

For å kunne fastsette vanntype for aktuelle vannforekomster må man ha data for de aktuelle typifiseringskriteriene, dvs. geografisk beliggenhet, h.o.h., marin grense i det aktuelle området, størrelse, evt. dybde for innsjøer, samt kalsium (subsidiært alkalitet) og farge (subsidiært TOC) (Tabell 2). Aktuelle datakilder kan være NVE atlas (størrelse, strømhastighetsdata) og overvåkingsdata (kjemiske data) fra programmer i nasjonal, regional og/eller lokal regi. De aktuelle dataene bør reflektere naturtilstanden og ikke dagens tilstand, i den grad denne avviker fra naturtilstand. Dette innebærer at overvåkingsdata over kalsium og alkalitet fra forurede og kalkede vannforekomster ikke kan brukes til fastsettelse av type. Det samme gjelder TOC data fra eutrofierte vannforekomster. For slike lokaliteter, eller ved manglende data på vannkjemi (Ca og TOC), kan tilnærmet naturlig nivå for disse parametrene estimeres ut fra modeller basert på et stort datasett på vannkjemi i 3500 innsjøer i Norge, Sverige og Finland (Henriksen et al. 1998). En slik såkalt geostatistisk modell (kalt "kriging") estimerer en verdi i hvert punkt på kartet som en veiet sum av de omkringliggende målingene (Isaaks og Srivastava 1989). Denne metoden estimerer riktig Ca eller TOC-kategori i ca. 80% av lokalitetene (Andersen, NIVA pers. medd., Lyche-Solheim et al. 2003 a). Det eneste som kreves for bruk av denne modellen er at vannforekomsten er stedfestet med kartkoordinater. Manglende dybde data (middeldyp) kan evt. estimeres fra maks-dyp, dersom dette finnes, ved å dividere med 3, alternativt kan en terrengmodell benyttes (Pedersen, NVE pers. medd.).

Etter innsamling, evt. estimering av de nødvendige typifiseringsdataene, kan vanntypen bestemmes ved å benytte oversikten over vanntyper i Vedlegg A i Lyche-Solheim et al. 2003 b eller i Lyche-Solheim et al. 2003 a. I neste omgang bør evt. estimerte data verifiseres med måledata, for å sjekke at riktig type er funnet for alle de aktuelle vannforekomstene. Dette gjelder særlig de som havner i moderat eller dårlig status i den initiale karakteriseringen i 2004, og som dermed skal undersøkes nærmere med tanke på vurdering av behov for utarbeiding av tiltaksplaner.

Tabell 3. Dataskjema for fastsetting av vanntype

Innsjø- nr. NVE	Vannforekomster - Innsjøer navn	SMVF* +/-	Klima- region	Areal km ²	Ca ²⁺ mg/L	Farge mg Pt/L	Middel- dyp, m	Vann- type nr.
Nedbør felt nr. (REGI NE)	Vannforekomster - Elvestrekninger navn	SMVF* +/-	Klima- region	Areal nedbør- felt, km ²	Ca ²⁺ mg/L	Farge mgPt/L	Helnings- grad	Vann- type nr.

* SMV F= foreløpig identifisert som sterkt modifisert vannforekomst

For elvestrekninger som veksler mellom hurtigstrømmende og sakteflytende partier bør begge habitatene benyttes ved karakteriseringen, dersom data er tilgjengelig. Erfaringsmessig er de fleste biologiske data fra elver kun representativt for hurtigstrømmende partier.

3.4.3 Nærmere metodisk beskrivelse for fastsettelse av naturtilstand

Økologisk status skal fastsettes i forhold til avvik fra naturtilstanden i den enkelte vanntype (Annex V i Direktivet). Naturtilstand eller referansetilstand er definert som ”en tilstand upåvirket av menneskelig aktivitet eller med kun minimale påvirkninger fra slik aktivitet” (forkortet definisjon etter REFCOND-guidance). Naturtilstanden er spesifikk for hver vanntype og skal karakteriseres med alle de biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer som er spesifisert i REFCOND veilederen **Tabell 4**.

I hht. REFCOND-veilederen kan naturtilstanden fastsettes ut fra en eller flere av følgende metoder:

- Data fra eksisterende tilnærmet upåvirkede vannforekomster
- Modeller
- Paleoøkologiske data fra sedimentkjerner
- Historiske data
- Ekspertvurderinger

Fastsetting ut fra data fra eksisterende tilnærmet upåvirkede vannforekomster

I det nasjonale typologiprojektet er naturtilstanden for hver vanntype blitt beskrevet ut fra data fra eksisterende tilnærmet upåvirkede vannforekomster, kombinert med ekspertvurdering. Denne beskrivelsen er presentert som fakta-ark med typespesifikk flora og fauna, samt generelle fysisk-kjemiske komponenter. Det er ett fakta-ark pr. vanntype, for de vanntypene der det fantes tilstrekkelig datagrunnlag (Lyche-Solheim et al. 2003 a). For generelle fysisk-kjemiske komponenter kan grenseverdiene mellom klasse I og II i SFTs klassifikasjonssystem være brukbare foreløpige kriterier til å sile ut referanselokaliteter. Uavhengig av vanntype antas det at det store flertall av vannforekomster som har f.eks. totalfosfor < 5 µg/L og pH > 6.0 er i eller nær naturtilstand. For kalkrike vanntyper under marin grense, samt for kalkfattige humussjøer kan naturtilstanden ha betydelig høyere fosforinnhold eller lavere pH. For disse vanntypene bør man bruke fakta-arkene i Lyche-Solheim et al. 2003 a, evt. paleoøkologiske data, ekspertskjønn eller SFTs veileder for fastsetting av naturtilstand (SFT 95:04).

Fastsetting ut fra modeller

Innsjøer

Aktuelle modeller for fastsettelse av naturtilstand i innsjøer er Morpho-Edaphic Index modellen (Vighi & Chiaudani 1985) og Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket 2000) (Vedlegg C i Lyche-Solheim 2003 b), som begge estimerer naturlig total-fosfor-konsentrasjon ut fra hhv. forholdet mellom alkalitet og middeldyp (MEI-modellen) eller forholdet mellom totalfosfor og humusinnhold (Naturvårdsverkets modell). Ingen av disse modellene er velegnet for bruk i Norge pga. manglende korrelasjon mellom observerte og estimerte verdier (Lyche-Solheim 2003c).

Elver

For elver er den britiske RIVPACS-modellen, eller den tilsvarende svenske varianten SWEPACS, mye brukt. RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System – Wright et al. 2000) er et britisk system for å vurdere miljøkvalitet i rennende vann basert på forekomst av bunnlevende virvelløse dyr (bentiske makroinvertebrater). RIVPACS bruker forskjellige statistiske teknikker til å lage en sannsynlighetsmodell for forekomst av arter i forhold til miljøvariable som karakteriserer naturgrunnlaget og det lokale fysiske miljøet (f.eks. farge, ledningsevne, strømhastighet og substrattype). Det er viktig å merke seg at denne statistiske modellen ikke inneholder variable som påvirkes sterkt av menneskelig aktivitet, så som fosfor, biologisk oksygenforbruk, tungmetaller.

Tabell 4. Økosystemkomponenter for beskrivelse av naturtilstand og dagens tilstand i elver og innsjøer (oversatt fra REFCOND-guidance). Fete typer indikerer hvilke elementer som er mest aktuelle for den initielle tilstandskarakteriseringen i 2004.

	<i>Innsjøer</i>	<i>Elver</i>
BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Fytoplankton	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Biomasse (Klorofyll-a) Algeoppblomstringer (frekvens og intensitet)	<i>Ikke særlig aktuelt i elver</i>
Makrofytter (høyere vannplanter)	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance)	Sammensetning Forekomst (abundance)
Bentiske alger	<i>Mindre aktuelt i innsjøer</i>	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Heterotrof begroing (bakterier)
Bunnfauna	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Diversitet (artsantall og jevnhet)	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Diversitet (artsantall og jevnhet)
Fisk	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Aldersstruktur	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Aldersstruktur
HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Hydrologisk regime	Kvantitet og variasjon i vannføring Oppholdstid Vannstandsvariasjoner Sirkulasjonsforhold	Kvantitet og variasjon i vannføring Strømhastighet Kontinuitet
Morfologi	Dybdevariasjon i bassenget Substrat Struktur av kantsonen	Dybde og bredde variasjoner Substrat og struktur av elveleiet Struktur av kantsonen
FYSISK/KJEMISKE KVALITETSELEMENTER		
Sikt i vannet	Siktedyp Farge Turbiditet	Suspendert stoff Turbiditet
Temperatur	Temperatur	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenforhold	Oksygenforhold
Organisk materiale	Farge TOC	Farge TOC
Ioneinnhold	Konduktivitet	Konduktivitet
Næringsstatus	Konsentrasjon av fosfor og nitrogen Nærings saltbelastning i forhold til vannforekomstens følsomhet	Konsentrasjon av fosfor og nitrogen
Forsuringsstatus	pH Alkalitet ANC	pH Alkalitet ANC
Prioriterte stoffer (miljøgifter)	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten

RIVPACS vil derfor gi en prognose for hvilke arter en skulle funnet på en bestemt lokalitet hvis den hadde vært upåvirket av menneskelig aktivitet, dvs et uttrykk for naturtilstanden. Ved å sammenlikne prognosen fra RIVPACS med de artene som faktisk finnes på en bestemt lokalitet, kan en få et kvantitativt mål på avvik fra naturtilstanden. SWEPACS (Sandin 2001) er et tilsvarende svensk system som antagelig har større direkte overføringsverdi til norske forhold.

Paleoøkologiske data fra sedimentkjerner

Denne metoden kan kun brukes for innsjøer. Paleoøkologiske forekomster av kiselalger, algepigmenter, krepsdyr, fjærmygg og fiskeskjell i daterte sedimentkjerner kan brukes til å fastsette naturtilstand for flere av de biologiske komponentene. I Norge finnes slike data mest fra forsurede innsjøer. Metoden kan være velegnet i innsjøer der økt presisjon i naturtilstanden er nødvendig for å kunne gi en mer nøyaktig fastsettelse av økologisk status. Dette kan gjelde særlig for vann typer der man finner relativt stor variabilitet innen forskjellige vannforekomster av samme type, eller der omfattende tiltakspakker skal planlegges for å bedre status.

Historiske data

Bruk av historiske data forutsetter at disse er sammenlignbare med nyere data mht. observasjonsmetodikk og analysemetoder.

SFT-veiledning 95:04

For enkelte vann typer, for eksempel grunne innsjøer i lavlandet er variasjonsområdet for naturtilstanden angitt i SFT-veiledning 95:04 (Bratli 1995). Denne kan inntil videre brukes for fastsetting av maksimum og minimum-verdier for naturtilstand for enkelte fysisk-kjemiske parametre som inngår i SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet (næringsalter, organisk stoff, forsurende stoffer, miljøgifter og partikler). De fleste av disse parametrene inngår også i naturtilstandsdefinisjonen i Rammedirektivet, og er følgelig relevant for dette formålet. Miljøgifter er kun relevant i forhold til naturlig forekommende metaller. De to elvetyperne og tre innsjøtypene som er definert i denne veiledningen er forsøkt koblet til typelistene i Vedlegg A (Lyche-Solheim et al. 2003 b) i hht. **Tabell 5**, bortsett fra humøse, kalkrike innsjøer, (innsjøtypenr. 4,9,15,20) og brepåvirkede lokaliteter (innsjøtype 23 og elvetype 14), som ikke kan sies å komme innenfor noen av de typene som er representert i SFT-systemet. Det antas at hurtigflytende elver primært finnes i skog og fjellområder, mens sakteflytende elver primært finnes i lavlandet.

Tabell 5. Kobling av vann typer definert i SFTs klassifikasjonssystem for fastsetting av naturtilstand med forslaget til vann typer for elver og innsjøer i hht. kravene i Rammedirektivet (Vedlegg A i Lyche-Solheim et al. 2003 b)

TYPE DEFINERT I SFT SYSTEMET	TYPE DEFINERT UT FRA KRAVENE I RAMMEDIRKTIVET FOR VANN
Elver: Hurtigflytende elver	Elvetype nr. 8,9,10,11,12,13,14
Elver: Sakteflytende elver	Elvetype nr. 1,2,3,4,5,6,7
Innsjøer: Dype innsjøer	Innsjøtype nr. 1,5,6,10,12,16,17,21,22
Innsjøer: Grunne innsjøer i lavlandet	Innsjøtype nr. 3,8 (14,19 ikke lavland)
Innsjøer: Humussjøer	Innsjøtype nr. 2,7,11,13,18,

Bruk av belastnings- og tilstandskriterier for identifisering av vannforekomster i eller nær naturtilstand

Belastningskriterier for identifisering av vannforekomster i eller nær naturtilstand kan brukes dersom man ikke har tilstandsdata fra de aktuelle vannforekomstene. Sverige har foreslått noen aktuelle

kriterier for dette (Følster et al. 2003), som er forsøkt tilpasset norske forhold (**Tabell 6**). De svenske kriteriene er vist i **Tabell 7**.

Kriterier for arealbruk, som f.eks. % landbruksareal eller drivkrefter som f.eks. befolkningstetthet, kan benyttes for å sile ut vannforekomster som antas å være nær naturtilstand. Aktuelle grenseverdier her kan være < 5% landbruksareal og < 5 p.e./km² i nedbørfeltet oppstrøms den aktuelle vannforekomsten (se avsnitt 3.5.2). Slike data er lett tilgjengelige fra sentrale databaser. Andre kriterier som kan brukes for å sile ut referanselokaliteter er grenseverdier for deponisjonstall og tålegrenseoverskridelser for langtransportert forurensning (Henriksen et al. 1992, 1995). For fysiske inngrep, som f.eks. regulering og kanalisering, kan kriterier i "Inngrepsindikator for vassdrag" (bl.a. Voksø et al. 1996) og SFT-veiledning 97:02 vurderes brukt til karakteriseringen inntil andre kriterier foreligger: Eksempel på et aktuelt kriterium er f.eks. reguleringshøyde < 1m. Slike kriterier må så snart som mulig utredes nærmere. Foreløpig kan også kartverktøyet NVE Atlas (www.nve.no), som stedfester alle inngrep som skyldes vassdragsreguleringer, brukes til å sile ut regulerte vannforekomster. Dette for å lette identifiseringen av referanselokaliteter. DN's kart over inngrepsfrie naturområder i Norge, INON (www.dirnat.no) kan også brukes til å identifisere lokaliteter som kan være nær naturtilstand. Utsilingen vil ikke være entydig, da slike lokaliteter likevel kan være påvirket av langtransportert eller lokal forurensning.

De aktuelle belastnings- og tilstandskriteriene som kan brukes til å velge ut /sile innsjøer i eller nær naturtilstand er vist i **Tabell 6**.

Tabell 6. Foreløpig forslag til belastnings- og tilstandskriterier for bestemmelse av innsjøer i eller nær naturtilstand.

Kriterier	Verdi (median)
Total fosfor	< 5 µg/L
pH	> 6.0
klorofyll a	< 1,5 µg/L
% problemalger i planteplanktonet (blågrønnalger + <i>Gonyostomum semen</i>) (kun innsjøer)	< 10%
jordbruksareal, (% av nedbørfelt)	< 5%
befolkningstetthet	< 5 p.e./km ²
reguleringshøyde	< 1 m

Lokaliteter der alle disse kriteriene er oppfylt vil være i naturtilstand. Lokaliteter der bare ett eller noen få av kriteriene er oppfylt kan også være i naturtilstand, for eksempel humussjøer som ofte har pH < 6,0, eller kalkrike lavlandssjøer som kan ha naturlig totalfosfor > 5 µg/L (se faktaarkene for innsjøtype 3 og 4 i Lyche-Solheim et al. 2003 a).

Tabell 7. Svenske belastningskriterier för utvelgelse av vannforekomster i naturtillstånd

Påverkanstyp	Kriterier för sjöar		Kriterier för vattendrag	
	Halt	Markanv.	Halt	Markanv.
N och P från jordbruk	För stationer med TP>10µg/l används samband mellan TP och AbsF (Jens modell – modifiering av nuvarande BG). Stationer med TP<10µg/l betraktas som referensförhållanden.	<20% jordbruksmark i avrinningsområdet.	För stationer med TP>10µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (födesvägt årsmedelv.). Stationer med TP<10µg/l betraktas som referensförhållanden.	<20% jordbruksmark i avrinningsområdet.
N och P från skogsbruk	För stationer med TP>10µg/l används samband mellan TP och AbsF (Jens modell - modifiering av nuvarande BG). Stationer med TP<10µg/l betraktas som referensförhållanden.	<10% hygge i avrinningsområdet. Gäller enbart N-påverkan. Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.	För stationer med TP>10µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (födesvägt årsmedelv.). Stationer med TP<10µg/l betraktas som referensförhållanden.	<10% hygge i avrinningsområdet. Gäller enbart N-påverkan. Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.
Försurning	För stationer med pH<6,0 används F-faktorn enligt nuvarande BG. Stationer med pH>6,0 betraktas som referensförhållanden.		För stationer med pH<6,0 används F-faktorn enligt nuvarande BG. Stationer med pH>6,0 betraktas som referensförhållanden	
Punktkällor		>0,1% tätorter (röda kartan).		>0,1% tätorter (röda kartan).
Metaller	Tillståndsklass 1 eller 2 enligt nuvarande BG.		Tillståndsklass 1 eller 2 enligt nuvarande BG.	
Hydromorfologisk påverkan	Inga kriterier utvecklade ännu. Ta hem tillgängliga data från SMHI (dammregister samt register över sänkta sjöar). Avvakta SMHI:s BG för hydromorf.		Inga kriterier utvecklade ännu. Ta hem tillgängliga data från SMHI (dammregister samt register över sänkta sjöar). Avvakta SMHI:s BG för hydromorf.	
Introducerade arter	Inga kriterier utvecklade ännu. Samla in tillgänglig information.		Inga kriterier utvecklade ännu. Samla in tillgänglig information.	

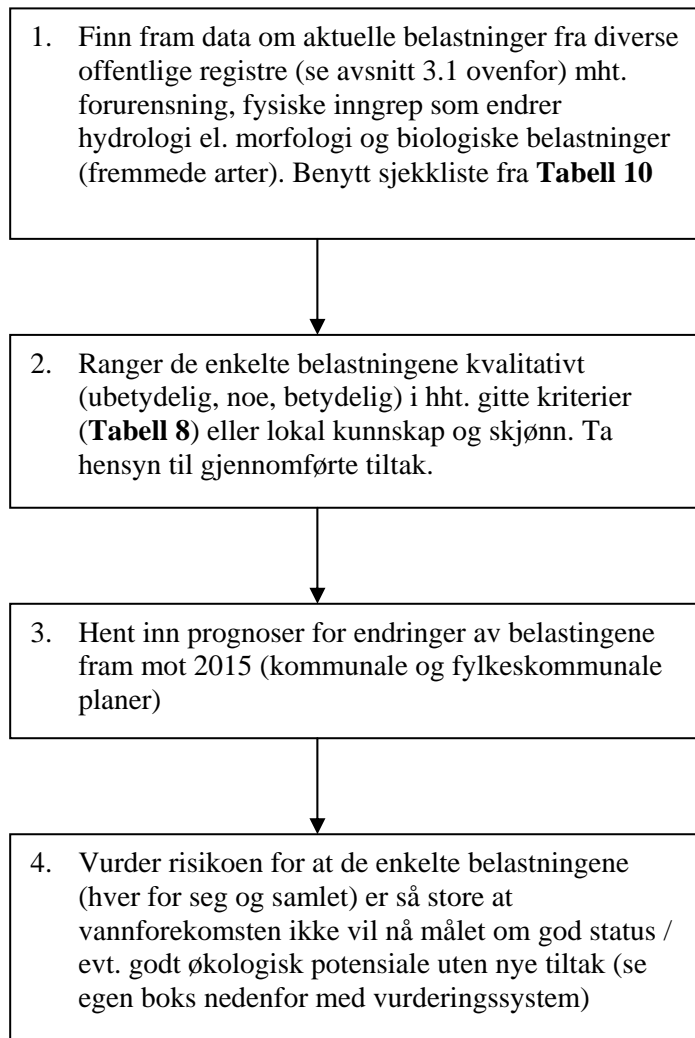
Referenser:

Fölster, Sandin & Wallin (2003). A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. – Inst. för miljöanalys.

Löfgren & Westling (2002). Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och huggen i sydsverige. – Inst för miljöanalys, rapport 2002:1.

3.5 Belastninger og belastningskriterier

3.5.1 Prosedyre for identifisering, rangering og vurdering av belastninger



3.5.2 Foreløpige kriterier for rangering av belastninger

Tabell 8. Aktuelle foreløpige kriterier for rangering av belastninger fra jordbruksavrenning og kloakktilførsler fra personer ikke tilknyttet kommunale renseanlegg

<i>kriterier</i>	<i>ubetydelig</i>	<i>noe</i>	<i>betydelig</i>
<i>jordbruksareal</i>	<5%	5-15%	>15%
<i>antall p.e./km²</i>	<5	5-10	>10

Prosedyren og kriteriene er nærmere beskrevet nedenfor (avsnitt 3.5.3)

Risikovurdering belastninger:

Betydelig risiko fås ved følgende alternativer:

- a) belastningen er betydelig og det forventes ingen endring eller en økning,
- 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

Risikovurderingen er nærmere beskrevet nedenfor.

3.5.3 Nærmere metodisk beskrivelse av identifisering av belastninger

Begreper og definisjoner

IMPRESS veilederen benytter en del begreper som er viktige for forståelsen av sentrale prinsipper i direktivets tilnærming. Tilnærmingen bygger på en såkalt **Driver-Pressure-State-Impact-Response** analyse (DPSIR modell). Belastning-virkningsanalysen ('pressure and impact analysis') som angitt i IMPRESS veilederen er i utgangspunktet å betrakte som en tradisjonell tilstandsanalyse for vannforekomstene og tilhørende nedbørfelt.

Sentrale begreper knyttet til arbeidet med belastninger og virkninger er gitt i **Tabell 9**

Tabell 9. DPSIR-modellens forskjellige elementer.

BEGREP	DEFINISJON
Driver Aktivitet/drivkraft	Menneskelig aktivitet eller inngrep med mulige miljøeffekter
Pressure Belastning	Den direkte effekten av en menneskelig aktivitet, i form av utslipp av forurensninger, endring av vannføring, vannstand, etc
State Tilstand/status	Vannforekomstens tilstand basert på fysiske, kjemiske og biologiske karakteristika
Impact Virkning	Miljøeffekten av belastningen i form av f.eks fiskedød, økosystemforandringer, etc
Response Tiltak	Tiltak for å bedre tilstanden i vannforekomsten

Det ligger en betydelig faglig utfordring i dokumentasjonen av årsaks-virkningsforholdene. Tilstand (state) og virkning ('impact') er en sumeffekt av alle belastninger kombinert med vannforekomstens øvrige karakteristika. Den enkelte aktivitet med tilhørende belastning må imidlertid håndteres enkeltvis, fordi den skal kvantifiseres (så fremt den er "significant" og så fremt det er risiko for at vannforekomsten ikke tilfredstiller direktivets mål) og fordi tiltak og økonomiske forhold må knyttes til spesifikke belastninger og aktiviteter. Kompliserte samspillseffekter mellom ulike typer belastninger gir et antall "årsak-virkningskjeder" som må håndteres enkeltvis og også vurderes samlet:

- Forholdet mellom "aktivitet" og "belastning", f.eks. effekter av en bestemt arealbruk på omfanget av forurensningsbelastning, som fosfor- eller partikkelbelastning eller hydrologiske forhold
- Forholdet mellom "belastning" og "tilstand", f.eks. effekten av en gitt fosforbelastning eller partikkelmengde fra en bestemt aktivitet eller av endret vannføringsregime på fosfortilstanden og turbiditeten i en innsjø
- Forholdet mellom "tilstand" og "virkning", f.eks. effekten av endret fosforinnhold og turbiditet/evt partikkelbelastning på fiskebestanden
- Samlet vurdering: Aktivitet/Tiltak – belastning - tilstand – virkning, f.eks. effekten på fiskebestanden av endret jordarbeidingspraksis i jordbruket

Det er med andre ord behov for å etablere årsakssammenhenger fra en observert virkning tilbake til konkrete aktiviteter, og forstå hvordan endringer i en aktivitet enkeltvis og flere samlet til slutt vil påvirke de angitte kvalitetsparametrene i vannforekomsten. Slik sett stiller direktivet store krav til faglig forståelse og konsistens i framgangsmåter.

Kartlegging av aktiviteter og belastninger

Bakgrunn og formål

Direktivet forutsetter at aktiviteter, belastninger og virkninger skal være gjenstand for en kontinuerlig vurdering i den framtidige vannforvaltningen etter hvert som nye data og ny kunnskap blir tilgjengelig. For å unngå unødig ressursbruk og for å gjennomføre mest mulig kostnadseffektive tiltak er det imidlertid nødvendig raskt å konsentrere hovedinnsatsen om problemtilfellene, dvs de vannforekomstene hvor det er risiko for at miljømålene ikke vil bli tilfredsstillt. I disse tilfellene vil det være nødvendig å dokumentere hvilket eller hvilke områder (vannforekomster) som kommer i konflikt med Direktivets målsetting. For å utforme og gjennomføre kostnadseffektive tiltak vil det også være nødvendig med kunnskap (dvs dokumentasjon) om de underliggende årsaker (dvs aktiviteter og type belastninger) og omfanget (dvs kvantitative estimater) av de enkelte belastningene.

En viktig del av arbeidet i den innledende fasen i 2004 er å kartlegge/identifisere aktiviteter og belastninger knyttet til de enkelte vannforekomstene, samt å etablere en grunnleggende forståelse av årsak-virkningsforhold. Dette vil være ett av underlagene for å identifisere vannforekomster med risiko og vannforekomster uten risiko i forhold til målene i direktivet. Arbeidet vil videre ha til siktemål å identifisere de belastningene som anses som kritiske (significant) i forhold til måloppnåelsen, samt å foreta en analyse av mulige endringer i belastningene fram mot 2015. En mer detaljert kvantifisering av de kritiske belastningene er primært knyttet opp til utformingen av tiltaksplaner, og kommer følgelig inn i en senere fase i arbeidet.

Tilnæringsmåte/metode

Proessen og framgangsmåten som beskrives er i realiteten forholdsvis lik den som allerede er benyttet i arbeidet med ulike tiltaksanalyser og planer i Norge, selv om systematikken i tilnærmingen ikke har vært så klart synlig. Arbeidet som skal gjøres i 2004 har karakter av å være en "screening", og vil i all hovedsak måtte baseres på eksisterende data. Arbeidet må utføres parallelt med og som en integrert del av karakteriseringen av status i de enkelte vannforekomstene. Vannforekomstene må håndteres enkeltvis. Følgende elementer inngår i arbeidet:

1. Oversikt eller opplisting av alle aktiviteter som potensielt kan medføre en belastning på den aktuelle vannforekomsten, samt indikering av hvilken type belastning aktiviteten kan medføre. Dette kan gjøres uavhengig av kunnskaper om status i vannforekomsten.
2. Vurdering av utviklingstrekk som eventuelt kan medføre endringer i belastningene. Dette kan gjøres uavhengig av kunnskaper om status i vannforekomsten.
3. Identifisering av kritiske aktiviteter og belastninger, dvs belastninger som er, eller kan bli, av en slik karakter at de kan bidra til å hindre måloppnåelse og således også vil være gjenstand for tiltak.

Dette må gjøres som en integrert del av kartleggingen av status, og vil som sådan avhenge av (i) at miljømålene er definert / kvantifisert, (ii) at status i vannforekomsten er kjent og (iii) kunnskaper om vannforekomsten og nedbørsfeltets karakteristika og en forståelse av de kritiske årsak-virkningsforholdene.

Kartleggingen og analysene av aktiviteter og belastninger skal gjøres med referanse til de kvalitetselementene direktivet angir:

- (i) Biologiske indikatorer
- (ii) Fysio-kjemiske indikatorer
- (iii) Hydromorfologiske indikatorer (indirekte faktor for økologisk status)

En nærmere detaljering av de tre kvalitetselementene går fram av **Tabell 4**.

Kartleggingen og analysene skal videre ta utgangspunkt i fire hovedtyper av belastninger

- (i) Forurensninger
F.eks. næringsstoffer, organiske materiale, miljøgifter, forsurende stoffer
- (ii) Endringer i det hydrologiske regimet
F.eks. endringer i vannføring og vannstand, oppholdstider
- (iii) Morfologiske endringer/arealinngrep i nedbørsfeltet
F.eks. forbygning, demninger, drenering/kanalisering, kulverter, kaianlegg
- (iv) Biologiske forhold
F.eks. fremmede arter, overfiske

3.5.4 Praktisk gjennomføring

Oversikt over aktiviteter/drivkrefter og belastninger

Oppgaven har som hovedmål å framskaffe en oversikt over aktiviteter som potensielt kan medføre en belastning på vannforekomsten. I praksis vil det være tale om å etablere en sjekkliste der de ulike aktivitetene/drivkreftene kategoriseres etter belastningstype (f.eks. forurensning) og en mer konkret angivelse av hva belastningen består av (f.eks. utslipp av organisk materiale). Det vil i samme anledning også være naturlig å gjøre en forenklet vurdering av graden av belastning og antatte endringer framover. Denne vurderingen vil måtte være på et meget overordnet nivå med sikte på å gjøre en første avgrensning av mulige kritiske belastninger. Forslag til sjekkliste finnes i **Tabell 10**.

Tabell 10. Forslag til sjekkliste for å identifisere aktiviteter/drivkrefter og belastninger. Vedlegg B i Lyche-Solheim et al. 2003 b gir en mer utfyllende sjekkliste.

ID vannforekomst					
: Navn					
: Type (elv, innsjø, kystvann)					
: Referanse (f.eks UTM koordinater)			Vurdering utført av: Navn institusjon og person		
Aktiviteter/Drivkrefter Liste over aktiviteter i forhold til hovedgrupperingene av belastninger	Belastning Antyde typen belastning	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 Spredte avløp Industri (nåværende, nedlagt) Jordbruk Fiskeoppdrett Skogbruk Urbane områder/tette flater Gruver, pukkverk, grustak Avfallsplasser/lagringsplasser Transport/samferdsel Båttrafikk					
Langtransporterte forurensninger					
Endring av hydrologisk regime Uttak (landbruk, hushold, industri) Vannføringsregulering Vannkraftanlegg Overføringer (av vann)					
Morfologiendringer Kanalisering Bekkelukking Terskler Senkning / Oppdemming Flomforbygning					
Biologiske belastninger Fiske (inkludert sportsfiske) Fiskeoppdrett Introduksjon av fremmede arter Tømming av fiskedammer					

Identifisering av kritiske aktiviteter og belastninger

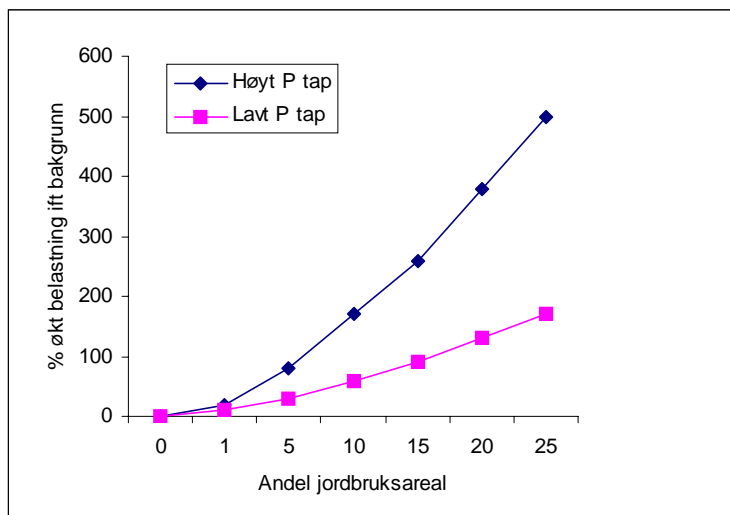
Den første oversikten framskaffet gjennom **Tabell 10** vil høyst sannsynlig resultere i at mange av de skisserte aktivitetene og belastningene er irrelevante eller marginale i forhold til den aktuelle vannforekomsten. Med bakgrunn i skjemaet slik det er skissert i **Tabell 10** vil det være naturlig at aktiviteter/belastninger som i den oppsummerende vurderingen er gitt klasse 2 (noe) eller klasse 3 (betydelig) inngår i en nærmere vurdering sammen med data om tilstand/status i vannforekomsten (se **Tabell 11**). Siktemålet er da å identifisere de kritiske aktivitetene og belastningene hvor det er nødvendig med tiltak for å bringe vannforekomsten i en tilstand som ikke er i konflikt med direktivets mål. For å gjøre denne vurderingen må det være etablert en forståelse av de grunnleggende årsak-virkningsforholdene; dvs at en bør ha kunnskap om hva som er årsaken til en observert og uønsket tilstand i vannforekomsten. Dernest må det være etablert kriterier eller vurderingsgrunnlag for å bestemme om en belastning isolert sett eller i samspill med andre belastninger kan karakteriseres som kritisk i forhold til status i vannforekomsten. Slike kriterier er bare i begrenset grad tilgjengelig, men noen metoder finnes, f.eks ”dose-respons modeller” knyttet til eutrofiering (SFT-veiledning 95:01) og tålegrensemodeller for sur nedbør (Henriksen 1992, 1995). Disse kan brukes til å estimere hvorvidt en belastning er over eller under grensen for kritisk belastning. Modellene krever data på: fosforkonsentrasjon, fosfortilførsler, middeldyp, oppholdstid og årlig avløp for eutrofieringsmodellene, og svovel og nitrogendeposisjon, samt vannkjemiske data (pH, ANC) for forsurningsmodellene. I tillegg må dagens belastning være kvantifisert (dvs. fosfortilførsel for eutrofiering eller deposisjon for forsuring). I utgangspunktet ville en slik vurdering kreve forholdsvis kompliserte modeller som pr. i dag ikke er tilgjengelige. Dette vil i enda sterkere grad aktualiseres når arbeidet med tiltaksplaner skal iverksettes.

Kravet til framdrift i arbeidet gjør at vurderingene av hva som er kritiske belastninger i stor grad vil måtte baseres på skjønn, der en må nyttiggjøre seg det som finnes av eksisterende data og kunnskaper fra overvåking (f.eks. Program for jord og vannovervåking i jordbruket JOVA programmet og annen kildeorientert overvåking) og forskning. En vil da i mange tilfeller måtte benytte seg av såkalte indikatorer (f.eks. statiske data), som vil være tilgjengelig gjennom den offentlige statistikken og kartdatabaser. På den annen side kan dette også være tilstrekkelig i første omgang til å få fram en rimelig robust oversikt over hva som er de viktige og kritiske belastningene. Eksempel på kriterier til støtte for vurderingene er gitt i **Figur 1** og **Figur 2**. I utgangspunktet vil slike kriterier være lettere å utvikle for problemstillinger knyttet til forurensning enn for potensielle virkninger av fysiske inngrep/endringer i morfologi og endringer i det hydrologiske regimet.

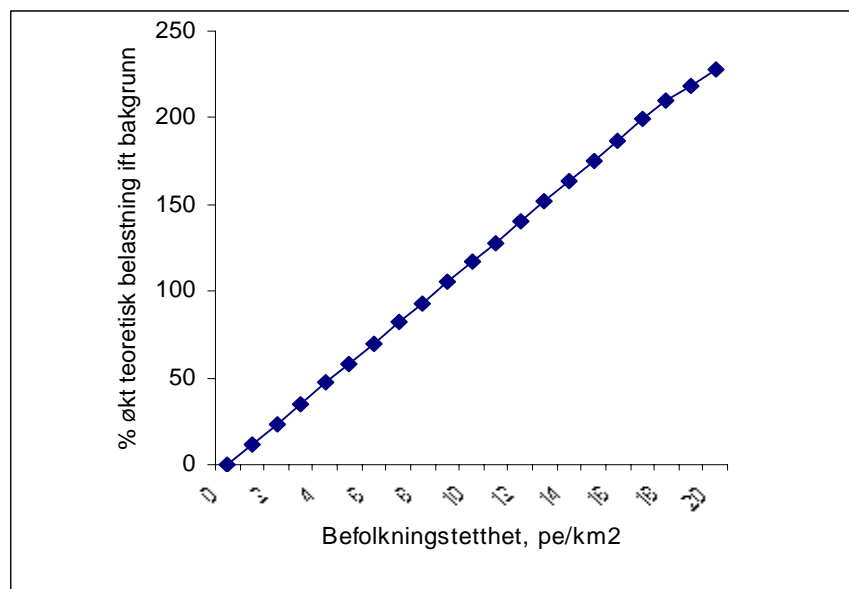
Figuren illustrerer en dobling i fosforbelastning i forhold til naturtilstand når andelen jordbruksareal utgjør 5-15 %. Med basis i tilgjengelige målinger i elver og jordbruksbekker (JOVA-programmet) er det tatt utgangspunkt i at ”lavt P tap” fra jordbruksarealer (f.eks. ekstensiv grasdyrking med lav husdyrtetthet) er ca. 5 ganger høyere enn fra skog/utmark og at ”høyt P tap” (f.eks. intensiv åkerdrift i erosjonsutsatte områder) er ca. 15 ganger høyere. For å anvende disse kriteriene er det nødvendig å rangere det aktuelle jordbruksarealet i forhold til forventet nivå på fosforavrenningen. Erosjonsrisikokart eller data fra landbruksstatistikken (f.eks. vekstfordeling og husdyrtetthet, bruk av pesticider) vil være nyttig underlag for denne rangeringen så fremt det ikke foreligger resultater fra målinger eller modellberegninger.

Figur 2 illustrerer en dobling i potensiell P belastning i forhold til naturtilstand ved en befolkningstetthet (uten tilknytning til kommunale renseanlegg) på ca 10 personekvivalenter (p.e.) pr km². Faktisk belastning er avhengig av avløpsløsning og funksjonalitet, og i den grad data er tilgjengelig (f.eks. via SSB eller kommunale etater) bør dette tas hensyn til i karakteriseringen. Ved en antatt rensegrad på f.eks. 50 % vil det være en dobling i belastningen i forhold til naturtilstand ved ca 20 personekvivalenter i spredt avløp. Det er tatt utgangspunkt i et P tap på 5 kg pr. km² uten antropogen belastning, og en P produksjon per personekvivalent (p.e.) på 1,6 gram/døgn.

Disse kriteriene representerer en forenklet prosedyre for å karakterisere belastninger der tilgangen på data er begrenset. For å sjekke om disse belastningskriteriene er relevante i forhold til kritisk belastning estimert fra modeller, bør de testes i noen utvalgte vannforekomster der man har datagrunnlag til å gjøre slike modellestimater.



Figur 1. Relativ økning i fosforbelastning i forhold til naturtilstand (dvs uten antropogen påvirkning) framstilt skjematisk som funksjon av økende andel jordbruksareal med lavt eller høyt nivå på fosforavrenning.



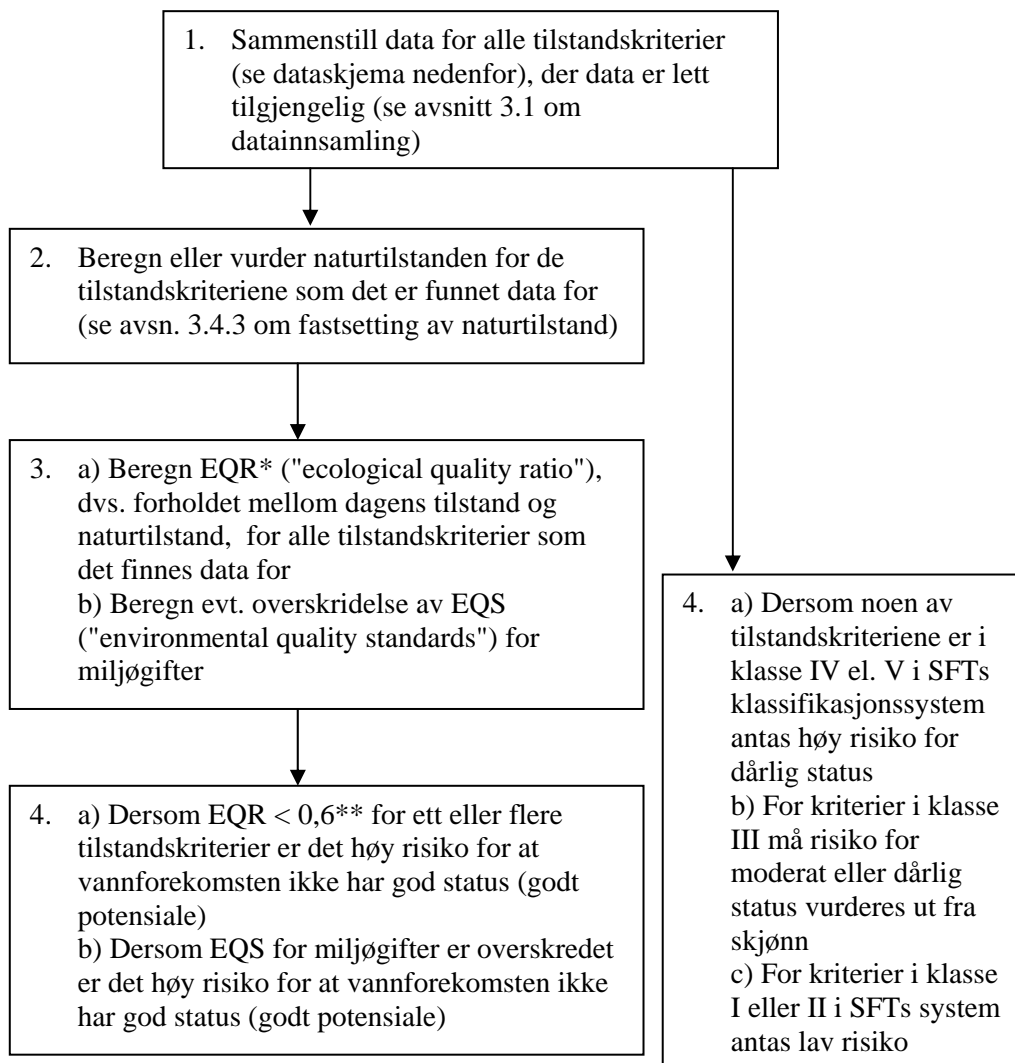
Figur 2. Forurensninger (potensiale) fra spredt avløp framstilt skjematisk: Relativ økning i potensiell P belastning (her uttrykt som P produksjon per p.e.) ift til en referansetilstand uten antropogen påvirkning. Korreksjoner/tilpasninger må gjøres i forhold til faktisk type avløpsanlegg og antatt rensegrad.

Utviklingstrekk som kan medføre endringer i belastningene

Målet om å oppnå god økologisk status er relatert til år 2015. Det kan således skje betydelige endringer i aktiviteter og belastninger fram mot dette tidspunktet som gjør at dagens status alene ikke gir et tilstrekkelig grunnlag for å vurdere framtidig måloppnåelse. Det kreves derfor at det gjennomføres en vurdering av hvilke endringer som er sannsynlige og hvilke potensielle effekter disse kan ha i forhold til type belastning og omfang av belastninger. Den korte tiden til disposisjon muliggjør ikke avanserte analyser i form av f.eks. modellberegninger (så fremt ikke dette er gjort allerede og er relevant for den utviklingen en forventer). Utgangspunktet må derfor være det som foreligger av planer på kommune eller fylkesnivå, samt sannsynlige scenarier som kan utledes av politiske føringer. Dersom en antatt utvikling kan medføre risiko for at de aktuelle vannforekomstene ikke vil tilfredsstille Direktivets mål i 2015 bør vannforekomsten klassifiseres til høy risiko for manglende måloppnåelse.

3.6 Bestemmelse av tilstand

Prosedyre



* EQR skal alltid være mellom 0 og 1. Dersom et tilstandskriterium øker i forhold til naturtilstanden (f.eks. algebiomasse) må dagens tilstand settes i nevneren og naturtilstanden i telleren. Dersom et tilstandskriterium avtar i forhold til naturtilstanden (f.eks. artsdiversitet), må dagens tilstand settes i telleren og naturtilstanden i nevneren.

** Forslag til grenseverdi på 0.6 tar utgangspunkt i REFCOND-guidance, som deler EQR-skalaen inn i 5 like store deler fra 0-1, der 1 er referansetilstand. Grenseverdien mellom god og moderat status blir dermed 0.6. Denne grensen vil bli nærmere vurdert ved interkalibreringen i 2005, samt ved utvikling av nye klassifiseringskriterier fram mot 2007.

Prosedyren er nærmere beskrevet nedenfor.

Tabell 11 gir forslag til dataskjema for risikovurdering basert på tilstandskriterier for biologiske og fysisk-kjemiske kriterier. Det skal ikke beregnes EQR for hydromorfologiske kriterier, men slike kriterier inngår i beskrivelsen av naturtilstand (REFCOND-guidance). Endring i hydromorfologiske kriterier er kun relevante i den grad de påvirker de biologiske kvalitetselementene.

Tabell 11. Dataskjema for vurdering av tilstand

ID vannforekomst	
: Navn	
: Type (elv, innsjø, kystvann)	
: Referanse (f.eks UTM koordinater)	Vurdering utført av: Navn institusjon og person

Tilstandskriterier (sett opp enkeltparametre for følgende tilstandskriterier:)	Dagens tilstand	Naturtilstand	EQR el. EQS, el. tilstands klasse SFT system	Risiko for ikke å nå målet om god status ubetydelig: EQR > 0.6, eller klasse I-II i SFTs klassifikasjonssystem ?? betydelig: EQR < 0.6, og/ eller EQS overskredet eller: klasse III-V i SFTs klassifikasjonssystem ??
Biologiske kriterier Fytoplankton Makrofytter (høyere vann-planter) Begroing Bunnfauna Fisk Evt.zooplankton el. litorale krepsdyr				
Fysisk-kjemiske kriterier Siktedyp Temperatur Oksygenforhold Organisk materiale Ioneinnhold Næringsstatus Forsuringsstatus Prioriterte stoffer (miljøgifter) Andre stoffer				

3.6.1 Utdyping av prosedyren for tilstandsvurdering:

Aktuelle biologiske og fysisk-kjemiske tilstandskriterier for bruk i den initielle karakteriseringen av vannforekomster i 2004 er vist i **Tabell 4**. Vurderingen må baseres på eksisterende klassifikasjonssystemer (SFT, RIVPACS, og Naturvårdsverket 2000, REFCOND-guidance) og forventede resultater fra BLOKLASS (Strategisk Instituttprogram NIVA-NINA 2003-2006). For den endelige karakteriseringen som skal gjøres i 2007-2009 må det utvikles et nytt biologisk basert klassifikasjonssystem. Dette arbeidet er så vidt startet, og kun foreløpige kriterier som nå er under utvikling vil kunne brukes i 2004. Dette gjelder f.eks. fytoplankton i innsjøer og bunnfauna i elver.

Flere større EU-prosjekter er igang (ECOFRAME, STAR: www.eu-star.at, AQEM: www.aqem.de etc.) og nye er under oppstartning (REBECCA) for å utvikle slike indekser med tanke på klassifisering

av økologisk status. Resultatene av disse forskningsprosjektene kan gi viktig input til utvikling av et tilsvarende system tilpasset norske forhold. Naturvårdsverkets miljøkvalitetskriterier for elver og innsjøer inneholder også en rekke slike indekser som kan være relevante for Norge (Naturvårdsverket 2000).

Når det gjelder vurdering av status for fisk finnes nyttig informasjon i Vedlegg D i Lyche-Solheim et al. 2003 c.

I kap. 4 viser vi hvordan disse tilstandskriteriene kan brukes til å bedømme hvorvidt vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget kan defineres som problemlokaliteter eller ei i 2004. Med problemlokalitet menes vannforekomster som har eller kan få moderat eller dårlig status dersom det ikke gjennomføres forbedringstiltak. For å redusere usikkerheten i denne bedømmelsen er det viktig at vurderingen baseres på så mange av kriteriene som mulig, da usikkerheten i hvert av kriteriene vil være relativt stor.

3.7 Vurdering av måloppnåelse

De foreslåtte prosedyrene er tilnærmet like OSPAR-systemet, men forsøkt tilpasset ferskvann.

3.7.1 Enkel prosedyre for vannforekomster uten eller med svært lite tilstandsdata

For å kunne vurdere risiko for at en vannforekomst ikke når målet om god status uten forbedringstiltak har vi forsøkt å lage et integrert system for samlet vurdering av alle kriterier som bør brukes i vurderingen. Systemet er basert på tilsvarende integrerte vurderingssystem som er utarbeidet i OSPAR (Molvær et al. 2003 a og b). Systemet har to nivåer. Det første nivået er en meget enkel prosedyre for å vurdere vannforekomster/områder der man har svært få observasjoner/måledata. For slike områder (f.eks. fjell- og skogsområder) baseres klassifiseringen kun på vurdering av grad av belastning fra menneskelig aktivitet evt. kombinert med vurdering av vannforekomstenes resipientkapasitet eller tålegrense. Områder med liten belastning av næringssalter, sur nedbør eller miljøgifter blir vurdert å ha lav risiko for ikke å nå miljømålet om god status. Likeledes vil områder med moderat belastning (næringssalter, sur nedbør), men med god resipientkapasitet mht. næringssalter (f.eks. dype sjøer og grunne sjøer med kort oppholdstid) eller høy tålegrense mht. forsuring (f.eks. områder med Ca-innhold > 4 mg/L) kunne bli klassifisert som lav-risiko-områder.

Tabell 12. Enkel prosedyre for risikovurdering for vannforekomster uten eller med lite tilstandsdata

Grad av belastning (fra Tabell 9)	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

* krever at det finnes tilstandsdata for lignende vannforekomster av samme type i samme område, og at disse viser at EQR > 0.6, evt. at miljøgifter er under grenseverdiene (EQS), evt. at tilstandsklassen er I eller II. Dette er aktuelt ved gruppering av vannforekomster (se avsnitt 3.2).

Vannforekomster som i den foreløpige klassifiseringen havner i gul boks vil måtte bli gjenstand for videre vurderinger, eventuelt at det hentes inn spesifikke data for å fastslå tilstand eller at det foretas ekspertvurderinger ved konsultering av personer med spesialkompetanse på gjeldende problemstilling.

3.7.2 Fullstendig prosedyre for vannforekomster med flere tilstandsdata

Vannforekomster som ikke kan klassifiseres som lav-risiko-områder, eller som har bedre datagrunnlag for vurderingen bør følge en mer omfattende prosedyre for risikovurdering, der så mange av vurderingskriteriene som mulig brukes i klassifiseringen. I denne prosedyren (tilsvarende 'Comprehensive Procedure' innen OSPAR) sammenfattes alle kriteriene for belastning og tilstand i tre kategorier: Belastningskriterier (I), Fysisk-kjemiske tilstandskriterier (II) og Biologiske tilstandskriterier (III). Ut fra Rammedirektivets prinsipp om "One out - all out", skal en vannforekomst klassifiseres i hht. det mest sensitive av de biologiske eller fysisk-kjemiske komponentene (elementene). Dette innebærer at dersom minst ett av de biologiske eller fysisk-kjemiske kvalitetselementene bedømmes til moderat eller dårlig status, så skal vannforekomsten klassifiseres til moderat eller dårlig status. Vannforekomster med betydelig belastning, men der effektene enten ikke er påvist eller der tilstandsdata mangler, blir plassert i en kategori med usikker risiko (potensielle

problemlokaliteter i OSPAR), og må undersøkes nærmere før endelig risiko kan fastsettes. Denne prosedyren er vist i **Tabell 13**.

Tabell 13. 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<0.6 el. 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
-	-	+	Høy
?	+	+	Høy
?	-	+	Høy
?	+	-	Høy
?	+	?	Høy
+	-	-	Usikker, mulig timelag for respons må vurderes*
+	?	-	Usikker, mulig timelag for respons må vurderes*
+	-	?	Usikker, mulig timelag for respons må vurderes*
-	-	?	Lav
-	-	-	Lav
?	?	-	Lav

* Foreløpig gitt grønn farge, men bør underlegges nærmere ekspertvurdering, evt. innsamling av flere tilstandsdata før endelig tiltaksplan for vannforekomstene blir utarbeidet.

4. Karakterisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget

4.1 Identifisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl vassdraget og fastsetting av vanntype

Inndeling/kategorisering av vannforekomster og forslag til aktuelle vanntyper for de ulike vannforekomstene i vassdraget er vist i **Tabell 14**, **Figur 3** og **Figur 4**. Nedenfor redegjør vi for hvordan vi har kommet fram til denne inndelingen og typebestemmelsen. Datagrunnlaget for dette er sammenstilt fra overvåkingsdata som finnes hos Fylkesmannen i Østfold, det interkommunale Morsaprojektet og det interkommunale selskapet MOVAR (www.movar.no), samt fra kartbasert informasjon tilgjengelig fra NVEs databaser (innsjønr. og overflateareal).

4.1.1 Innsjøer

De største innsjøene i vassdraget oppstrøms Vansjø (Bindingsvann, Langen, Våg, Mjær, Sæbyvannet) er definert som egne vannforekomster i tråd med EUs "Horizontal guidance on water bodies". Selve Vansjø er delt i tre vannforekomster da disse representerer innsjøbassenger med klart forskjellig tilstand (Lyche-Solheim et al. 2001 og Simonsen, Fylkesmannen i Østfold, pers.medd.): Storefjorden, Vanemfjorden og Grepperødfjorden. En annen grunn til å dele Storefjorden fra resten av Vansjø, er at denne er hovedråvannskilde for 60.000 mennesker i Mossregionen (Moss, Rygge, Råde, halve Våler og Vestby kommuner), og derfor krever særlig beskyttelse. Bjørnerødvann er en liten innsjø, som nesten kan betraktes som en bakevje i Hobølelva rett før denne renner ut i Vansjø. Vi har foreløpig valgt å definere denne som en egen vannforekomst, men det er mulig at denne har så store likheter med den nederste delen av Hobølelva (sakteflytende elvestrekning) at den kan slås sammen med denne i det videre karakteriseringsarbeidet. Tilsammen blir dette 9 vannforekomster i innsjøkategorien.

Ut fra de foreløpige kriteriene for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) (avsnitt 3.3.2) blir ingen av innsjøene i Vansjø-Hobøl-vassdraget definert som sterkt modifisert. Vansjø har en reguleringshøyde på ca. 3 m, mens Sæbyvannet er regulert 0,5 m. De andre innsjøene er såvidt vites ikke regulert. Alle innsjøene har tilnærmet naturlige strandsoner. Dersom de endelige kriteriene for definisjon av sterkt modifiserte vannforekomster blir strengere enn det som er satt opp i avsnitt 3.3.2, så er det mulig at Vansjø kan komme i betraktning som sterkt modifisert. Dette vil også kunne bli situasjonen dersom reguleringsreglementet endres. Det har vært diskutert bl.a. hos lokale miljøvernmyndigheter om reguleringshøyden for Vansjø bør endres i form av økt midlere vannstand, som et mulig tiltak for å bedre vannkvaliteten (økt resipientkapasitet for næringssalter). Det har også vært diskutert hos de lokale landbruksmyndighetene å senke vannstanden for å unngå oversvømmelse av landbruksarealer i flomperioder, noe som også vil ha en preventiv effekt på algeoppblomstringer i kjølvannet av slike flomepisoder. Dersom Vansjø skulle bli definert som sterkt modifisert på et senere tidspunkt vil dette neppe ha store konsekvenser for ambisjonsnivået mht. miljømålet (god status versus godt økologisk potensiale), da tiltak mot forurensning vil måtte gjennomføres uavhengig av hvorvidt vannforekomsten er sterkt modifisert eller ikke.

Ved fastsetting av vanntype trengs data på beliggenhet i forhold til marin grense, overflateareal, kalsiuminnhold, og farge (humusinnhold). Dybde er ikke brukt i forslaget til typologisystem for norske innsjøer (Lyche-Solheim et al. 2003 a), men middeldypet er likevel viktig for vurdering av resipientkapasitet/tålegrense for belastninger, og er derfor tatt med for alle innsjøer der slike data var

tilgjengelige. I andre økoregioner er dybde også av betydning for artssammensetning av fisk. Av disse grunner bør alltid dybde data inngå som en del av karakteriseringen.

Når det gjelder marin grense (MG) så er hele vassdraget under MG med unntak av øverste delen v. Sværsvann og området bak Østmarkakapellet. Selv rundt Bindingsvann er det noe marin leire. Langs hele Langen er det også marin leire. Da hoveddelen av nedbørfeltet til Bindingsvann ligger over MG vil innsjøens vannkvalitet i hovedsak være et resultat av vanntilførsel fra slike områder. Vi har derfor valgt å plassere Bindingsvann i en annen klimaregion (skog) enn de andre innsjøene (lavland). Dette kan selvsagt diskuteres, dersom lokal kunnskap tilsier stor likhet mellom Bindingsvann og Langen f.eks.

For Langen, Våg, Mjær og Sæbyvannet er kalkinnholdet nær grensen mellom kalkfattig og kalkrik (4 mg Ca/L, Tabell 13). Da landbruksarealene rundt disse innsjøene kan ha bidratt til å øke kalkinnholdet pga. kalking og gjødsling av disse arealene, antar vi at det naturlige kalkinnholdet er under 4 mg/L. Vi plasserer derfor disse innsjøene i den kalkfattige typen (type 2-L7). Denne vanntypen er definert som små, kalkfattige, humøse innsjøer i lavlandet.

For Grepperødfjorden var grunnlagsdataene for typefastsettingen ikke tilgjengelig på tidspunktet for skriving av denne rapporten. Vi har derfor antatt at Grepperødfjorden er < 5 km² og ligger i samme kategori for Ca-innhold og farge som Vanemfjorden. Den tilhører i så fall vanntype 4-L8 (**Tabell 14**), dvs. små, kalkrike, humøse innsjøer i lavlandet.

De to hovedbassengene i Vansjø (Storefjorden og Vanemfjorden) tilhører samme vanntype: (innsjøtype nr. 9), dvs. store, kalkrike, humøse innsjøer i lavlandet. Disse to bassengene har altså i utgangspunktet samme naturtilstand, og tilhører samme dybdekategori i hht. Annex II i Direktivet (3-15 m middeldyp: Storefjorden har 9,2 m middeldyp, mens Vanemfjorden har 3,7 m middeldyp). Pga. denne forskjellen i dybde og dermed mer resuspensjon av sedimenter fra store gruntområder i Vanemfjorden vil de to bassengene likevel sannsynligvis ha noe forskjellig naturtilstand mht. fosfor og siktedyp. Vanemfjorden antas derfor å ha noe mer fosfor i naturtilstanden (ca. 11 µg/L) enn Storefjorden (ca. 8 µg/L), og noe mindre siktedyp (se Vedlegg E i Lyche-Solheim et al. 2003 b).

4.1.2 Elver

Hovedelva (Hobølelva) er inndelt i fire elvestrekninger ut fra større endringer i helningsgrad. Helningsgraden har stor betydning for de biologiske forholdene i vassdraget. Hurtigstrømmende elvestrekninger vil derfor ha en annen naturtilstand enn sakteflytende strekninger. Den øverste delen av Hobølelva fra Mjær til litt nedenfor Tomter (før Solbergbekken) er den delen av vassdraget som har størst fall. Elva går i stryk og små fosser hele veien. Dette blir derfor definert som en vannforekomst. Like før utløpet av Solbergbekken flater landskapet ut, og elva meandrerer over elvesletta ned til samløpet med Kråkstadelva. Vi definerer derfor elvestrekningen på elvesletta som neste vannforekomst. Et stykke nedenfor samløpet med Kråkstadelva har Hobølelva større fall via tre markerte fosser (Høyfoss, Skjellfoss og Kurefossen), og renner raskere gjennom ravinelandskap ned forbi Kure. Deretter flater den ut resten av strekningen ned til Vansjø. Dette blir derfor også definert som to vannforekomster.

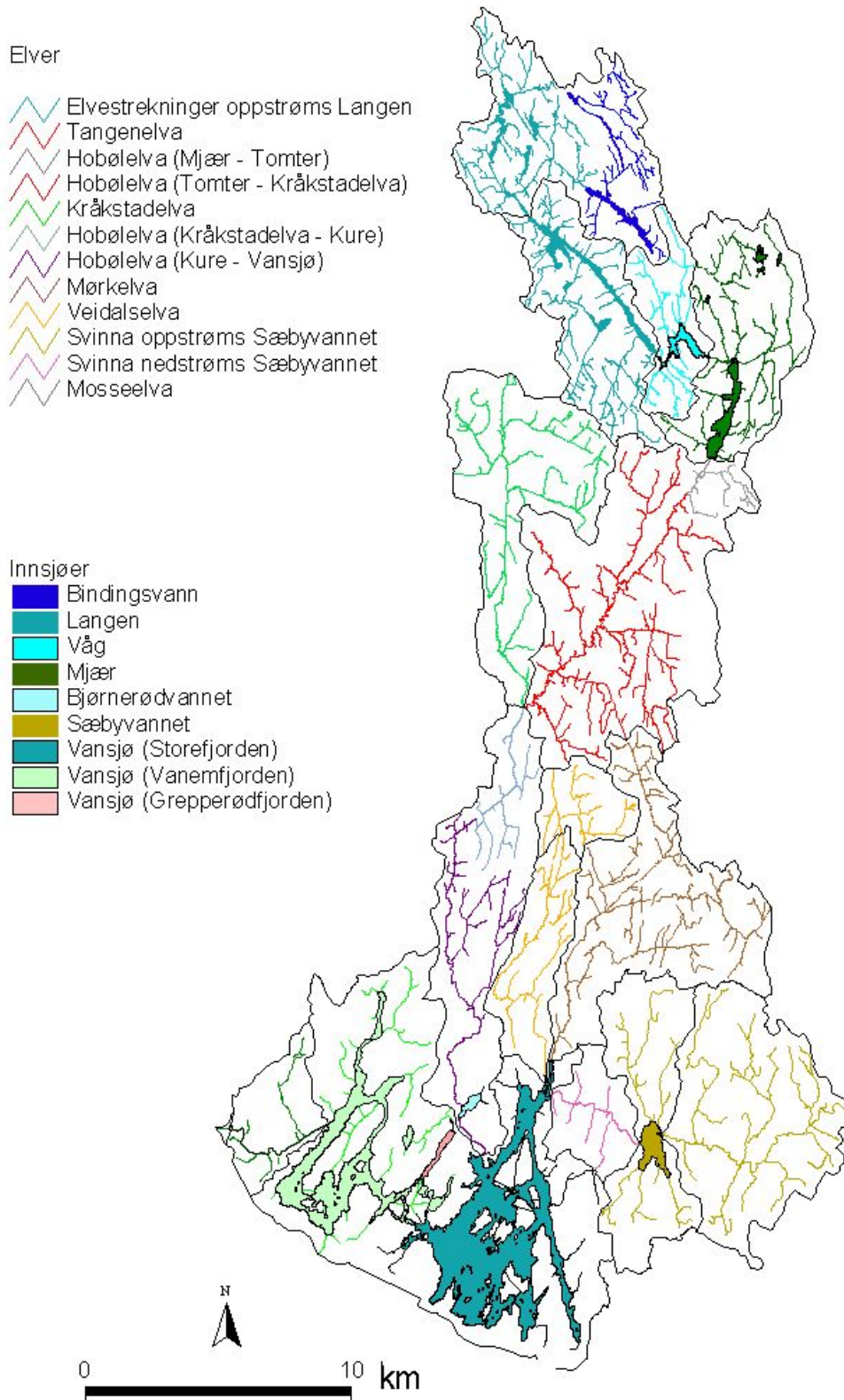
Tangelva er elvestrekningen mellom innsjøene Langen og Våg, og må således defineres som en egen vannforekomst. Alle større sidevassdrag blir definert som egne vannforekomster (Kråkstadelva, Mørkelva, Veidalselva og Svinna). Svinna deles i to vannforekomster oppstrøms og nedstrøms Sæbyvannet, i tråd med retningslinjene i EUs "Horizontal guidance on water bodies". I hht. disse retningslinjene blir også Mosse-elva nedstrøms Vansjø definert som egen vannforekomst.

Dette blir tilsammen 11 vannforekomster i kategorien elver. Det bør også vurderes om lokale tilførselsbekker til f.eks. Mjær, Storefjorden, Vanemfjorden, Grepperødfjorden og Mosseelva bør

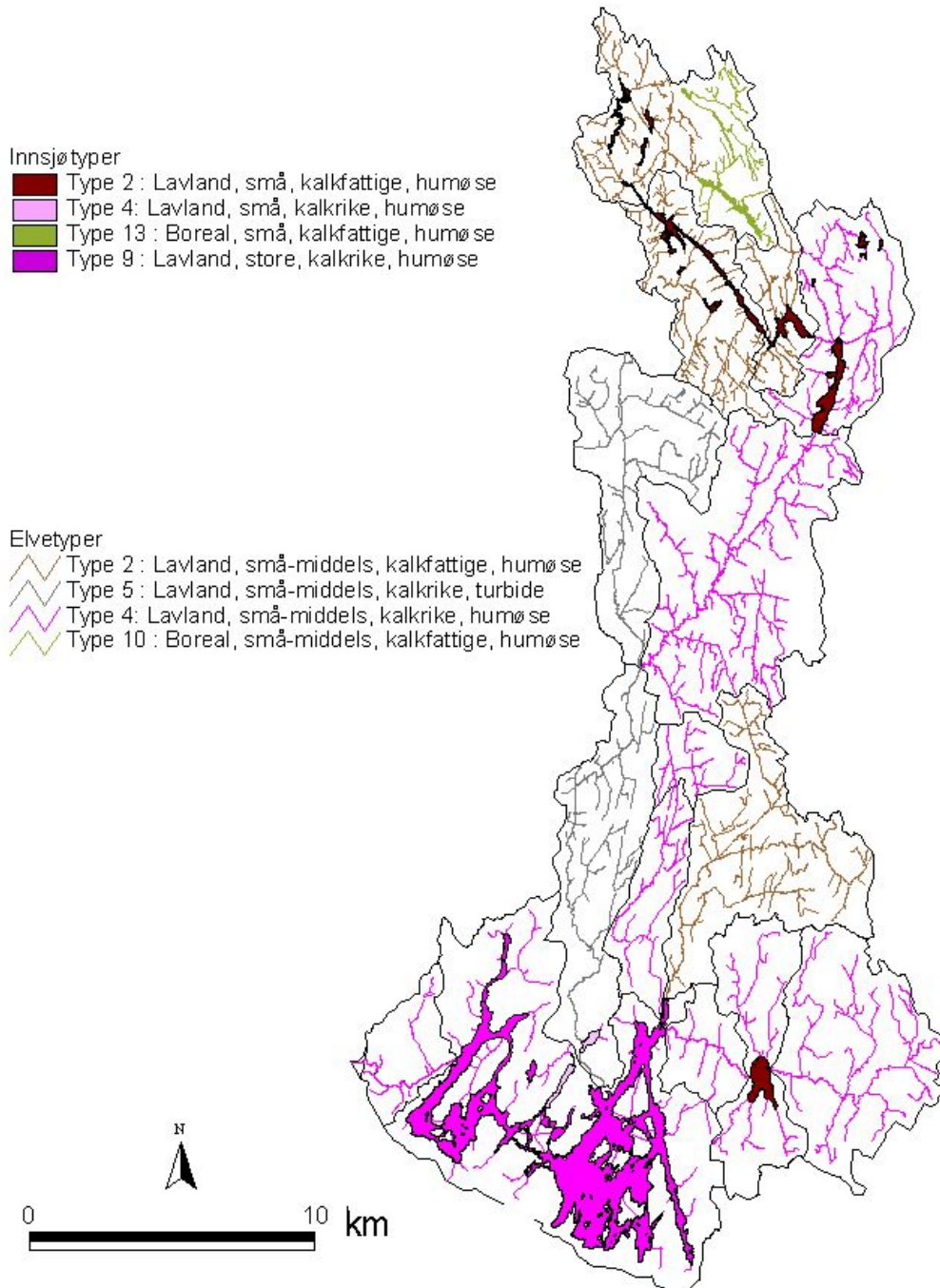
defineres som egne vannforekomster. Tiltaksanalysen viser at flere av disse bekkene har til dels dårlig økologisk status og at de bidrar med mer fosfor enn noen av de andre allerede definerte vannforekomstene (Lyche Solheim et al., 2001). Det bør senere diskuteres om noen av vannforekomstene har så store likheter at de kan slås sammen i det videre karakteriseringsarbeidet.

Ved vurderingen av hvorvidt de enkelte elvestrekningene er sterkt modifisert har vi brukt graden av kanalisering/forbygning som hovedkriterium (avsnitt 3.3.2), da vannføringsendringene i dette vassdraget stort sett anses som naturlige. Ut fra opplysninger om kanaliseringer gitt av Morsa-prosjektet (Gunnarsdottir pers. medd.) har kun Kråkstadelva blitt definert som sterkt modifisert, da mesteparten av elveløpet i denne sideelva er kanalisert. Dette innebærer at miljømålet for denne sideelva endres fra god økologisk status til godt økologisk potensiale, dvs. så bra som den kan få blitt uten forurensninger, men ved opprettholdelse av kanaliseringen. Hva denne forskjellen innebærer i praksis må avklares nærmere når forskjellen mellom status og potensiale er bedre konkretisert. Det som imidlertid er klart er at ambisjonsnivået for miljømålet blir lavere for godt økologisk potensiale enn for god økologisk status. Samfunnsøkonomiske vurderinger må benyttes til å veie gevinsten ved kanalisering (nytteverdi for landbruket) opp mot miljøkostnadene forårsaket av den samme kanaliseringen (se kapittel 5 om økonomisk karakterisering).

Vanntype for de enkelte elvestrekningene har blitt bestemt ut fra data om nedbørfeltareal, kalsiuminnhold og farge (**Tabell 14, Figur 4**). Ut fra denne sammenstillingen fordeler de 11 elvestrekningene seg på fire forskjellige vanntyper: små-middels, kalkfattige, humøse, skogselver (Elvetype nr. 10: Elvestrekninger oppstrøms Mjær) små-middels store, kalkrike, humøse lavlandselver (Elvetype nr. 4: Hobølrelva fra Mjær til Kråkstadelva, Veidalselva, Svinna og Mosseelva), små-middels store, kalkrike turbide lavlandselver (Elvetype nr. 5: Kråkstadelva og Hobølrelva nedstrøms Kråkstadelva), og små-middels, kalkfattige, humøse, lavlandselver (Elvetype nr. 2: Mørkelva). Tangenelva skulle egentlig være elvetype nr. 4, da kalkinnholdet er > 4 mg/L. Denne elvestrekningen ble likevel plassert i elvetype nr. 2, ut fra samme resonnerement som ble brukt for innsjøene i øvre del av vassdraget (se ovenfor): nemlig at det naturlige kalkinnholdet trolig er lavere enn 4 mg/L, da dagens kalkinnhold er såvidt over 4 mg/L, og at elva trolig mottar en del kalk fra kalking og gjødsling av jordbruksarealer i nedbørfeltet.



Figur 3. Kart over vannforekomster i Vansjø-Hobøl-vassdraget.



Figur 4. Vanntyper i Vansjø-Hobøl-vassdraget

Tabell 14. Kategorisering og typifisering av elver og innsjøer i Vansjø-Hobøl-vassdraget. Vannforekomstene er sortert fra øverst til nederst i vassdraget. SMV betyr sterkt modifisert. Vanntypenr. er hentet fra oversikten over vanntyper i økoregion Østlandet i Lyche-Solheim et al. 2003 a. Tallene B5, L7 og L8 henviser til de nordiske kjernetypene.

Innsjønr. NVE	Vannforekomster - Innsjøer	SMV +/-	Klima- region	Areal km ²	Ca ²⁺ mg/L	Farge mg Pt/L	Middel- dyp, m	Vanntype
5572	Bindingsvann	-	Boreal	0,6	3,4	31	?	13-B5
294	Langen	-	Lavland	1,6	3,6	81	6	2-L7
293	Våg	-	Lavland	0,9	4,0	57	?	2-L7
292	Mjær	-	Lavland	1,7	4,3	57	6,5	2-L7
295	Sæbyvannet	-	Lavland	1,5	3,2-4,2	63	7,8	2-L7
²	Bjørnerødvann	-	Lavland	< 0.5	10,1	62	?	4-L8
291	Vansjø, Storefjorden	-	Lavland	22	4,4	58	9,2	9
291	Vansjø, Vanemfjorden	-	Lavland	14	5,9	49	3,7	9
291	Vansjø, Grepperødfjorden		Lavland	< 5	> 4?	>30?	< 3?	4-L8?
Nedbørfelt nr. (REGINE)	Vannforekomster - Elvestrekninger	SMV +/-	H.o.h. m	Areal nedbør- felt, km ²	Ca ²⁺ mg/L	Farge mgPt/L	Helnings- grad	Vanntype
003.E	Tangenelva	-	Boreal	125	4,1	59	Sakte	10
003.D	Hobølelva fra Mjær til Tomter	-	Lavland	144,7	7,5	63	Hurtig	4
003.D	Hobølelva fra Tomter til Kråkstadelva	-	Lavland	221	5	59	Sakte	4
003.CZ	Kråkstadelva	+	Lavland	56,4	20,2	72	Sakte	5
003.C0	Hobølelva fra Kråkstadelva til Høyfoss (Kure)	-	Lavland	291,4	9,2	66	Hurtig	5
003.C0	Hobølelva fra Høyfoss (Kure) til Vansjø	-	Lavland	329,6	10,1	62	Sakte	5
003.B3Z	Mørkelva	-	Lavland	24,3	3,1	102	Hurtig	2
003.B5A	Veidalselva	-	Lavland	64,2	5,3	88	Sakte	4
003.B1C	Svinna oppstrøms Sæbyvannet	-	Lavland	62,5	5,1	105	Sakte	4
003.B1A	Svinna nedstrøms Sæbyvannet	-	Lavland	106,3	4,2	63	Hurtig?	2
003.A3	Mosseelva	-	Lavland	692	5,9	42	Hurtig	4

² Ikke tildelt nummer i NVEs Innsjødatabase

4.2 Kartlegging og rangering av belastninger i de enkelte vannforekomstene

I fase 1 av prosjektet, samt i tidligere prosjekter, er det utført en utførlig analyse av belastninger og status i de ulike delene av Vansjø-Hobølvassdraget (Hovik et al. 2003, Lyche-Solheim et al. 2001). Disse analysene har hatt hovedfokus på forurensningsproblemene, da dette er ansett som hovedutfordringen i forhold til den framtidige forvaltningen og bruken av vannressursene i området. Det vurderes derfor som lite hensiktsmessig å repetere dette i denne delrapporten.

I eksempelet tas det utgangspunkt i at en økning på rundt 100 % i forhold til naturtilstand representerer en kritisk (significant) belastning, mens en økning på mindre enn 50 % rangeres som ubetydelig. I en samlet sluttvurdering må den endelige rangeringen av vannforekomsten baseres på en summering av alle enkeltbelastninger som så må sammenholdes med eventuelle målinger i de enkelte forekomstene.

Tabell 15. Eksempel på bruk av "screening" kriteriene fra **Tabell 6** for å sortere ut potensielle vannforekomster hvor forurensning fra jordbruk og spredt avløp er viktige belastninger i forhold til direktivets mål i Vansjø-Hobølvassdraget.

Vannforekomst	Andel (%) jordbruks areal	Potensiell belastning 1: ubetydelig 2: noe 3: betydelig	P.E/km ² med separate avløp	Potensiell belastning 1: ubetydelig 2: noe 3: betydelig
Innsjøer				
Bindingsvann	<2?	1?	?	?
Langen	2	1	17	3
Mjær	5	2	14	3
Våg	2	1	14	3
Sæbyvannet	12	3	6	2
Bjørnerødvann	17	3		
Storefjorden	13	3	9	2
Vanemfjorden, inkl.	13	3	9	2
Grepperødfjorden				
Elver				
Tangenelva				
Hobøelva ovenfor Tomter	6	2	14	3
Hobøelva ovenfor Kråkstadelva	13	3	14	3
Kråkstadelva	32	3	10	3
Høbøelva ovenfor Høyfoss	17	3	13	3
Hobøelva ovenfor Vansjø	17	3	13	3
Mørkelva	6	2	2	1
Veidalselva	17	3	5	2
Svinna oppstrøms Sæbyvannet	13	3		
Svinna nedstrøms Sæbyvannet	11	3	6	2
Mosseelva	13	3	9	2

4.2.1 Utviklingstrekk som kan medføre endringer i belastningene

Nedenfor er det kort skissert mulige endringer i belastninger i Vansjø-Hobøl-vassdraget fra de enkelte kildene/aktivitetene.

Jordbruk

Ut fra politiske føringer og andre forhold er det ikke forventet dreininger i landbruksaktivitetene som forventes å gi betydelige endringer i belastninger de nærmeste årene. Forutsatt at dagens virkemidler og politikk videreføres er det mest sannsynlig med en betydelig nedgang i forurensningsbelastningen fra landbruket, som følge av gjennomførte tiltak i regi av Morsa-prosjektet (Gunnarsdottir pers.medd.). Det er i en del sammenhenger gitt uttrykk for ønske om å øke omfanget av husdyrproduksjon i Vansjø-Hobølvassdraget. Dette kan medføre endringer av forurensningsbelastningen som nødvendiggjør nærmere vurderinger dersom situasjonen utvikler seg slik.

Eventuelle klimaendringer vil kunne påvirke forurensningsbelastningen fra landbruket. Dette vil kunne skje uavhengig av eventuell tiltak og endringer i driftsopplegg. De klimascenariene som er antydnet vil med stor sannsynlighet medføre økt erosjon og økt belastning av næringsstoffer fra diffuse kilder i landbruket. Dette understreker også nødvendigheten av et overvåkingsopplegg som er tilstrekkelig solid til å fange opp slike effekter.

Skogbruk

En er ikke kjent med at det foreligger konkrete planer om storstilt avvirkning, drenering eller andre inngrep i skogbruket i de enkelte vannforekomstene. Slike inngrep vil eventuelt kunne medføre betydelige, men forbigående, økninger i forurensningsbelastningen, særlig mht. økt nitrogenbelastning. Inngrepene vil også kunne påvirke det hydrologiske regimet (vannføring – minstevannsføring, flomtopper, etc) i de aktuelle nedbørfeltene og vannforekomstene.

Spredte avløp

Ut fra foreliggende planer om oppgraderinger av avløpsløsninger for spredt avløp, samt tilkobling til kommunalt avløp, er det forventet redusert belastning fra spredt avløp de nærmeste årene. Dersom tiltaksanalysen for Morsa legges til grunn, er det forventet at dagens belastning på ca. 2,3 tonn fosfor/år vil bli redusert til ca. 0,5 tonn fosfor/år når alle tiltak er gjennomført (Lyche-Solheim et al. 2001). Prognoser for befolkningsutviklingen i området (se vedlegg I i Lyche-Solheim et al. 2003 c) tilsier at denne vil øke med ca. 7% fra ca. 93 000 personer i år 2000 til ca. 100 000 personer i år 2010. Det forventes at nye husstander i området enten vil bli tilkoblet kommunalt avløp eller bli pålagt å installere minirensanlegg eller tilsvarende kloakkeringsløsninger, slik at belastningen på vassdraget fra spredt avløp ikke vil øke i vesentlig grad.

Kommunale avløp

Iverksatte tiltak og foreliggende planer forutsettes å gi redusert belastning. Prognoser for befolkningsutviklingen i området tilsier at maksimalt 7000 p.e. vil være et realistisk estimat for den potensielle økningen av personer tilkoblet kommunalt avløp (se avsnittet ovenfor). Dette vil neppe utgjøre noen vesentlig økning av tilførslene fra kommunalt avløp, forutsatt at rensanleggene har kapasitet til å ta imot avløp fra det aktuelle antall personer.

Industri og anlegg

Ut fra foreliggende opplysninger har en ikke grunnlag for å forvente vesentlige endringer i belastningen fra denne typen aktiviteter.

Samferdsel

Etablering av sivil lufthavn ved Rygge flystasjon vil medføre betydelig økt aktivitet med potensiale for økt forurensningsbelastning. Hvilken risiko dette representerer vil avhenge av rensiltakene som settes i verk. Omfattende renskrav vil bli etablert, men utviklingen bør uansett følges nøye.

Det pågår for tiden en større veiutbygging av E6 syd for Vansjø, og det er planer om en større utbygging av E18 mellom Tomter og Elvestad. Dette kan gi noe økt belastning av partikler, salter og miljøgifter fra veier i forhold til dagens situasjon.

4.3 Fastsetting av tilstand (økologisk status) i vannforekomstene

Datagrunnlaget for bestemmelse av dagens tilstand i de utvalgte vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget er hentet fra overvåkingsdata som er stilt til disposisjon fra Fylkesmannen i Østfold og fra Morsa-prosjektet, samt fra Lyche-Solheim et al. 2001. Data om bunnfauna i vassdraget er hentet fra en undersøkelse NIVA har utført for Morsa-prosjektet (Bækken 2002). Data om bentiske alger er hentet fra undersøkelser Limnoconsult har utført for Morsa-prosjektet (Løvstad 2001). Status for fisk er primært basert på en vurdering av ulike trusselfaktorer for fisk i ulike deler av vassdraget (utarbeidet av Brabrand, se Vedlegg D i Lyche-Solheim et al. 2003 b). For de fysiske-kjemiske kriteriene er middelveier av konsentrasjon av de aktuelle komponentene brukt direkte. Dataene som er brukt er fra de siste 4 årene (1999-2002).

Da økologisk status skal angi avvik fra naturtilstand har vi forsøkt å fastsette naturtilstand ut fra prosedyren angitt i 3.4.3. Både SFTs system for fastsetting av naturtilstand og faktaark for beskrivelse av naturtilstanden i forskjellige vanntyper har blitt brukt (Lyche-Solheim et al. 2003 a).

De biologiske kriteriene som er anvendt i denne rapporten må anses som høyst foreløpige, og vil måtte endres i tråd med det nasjonale og internasjonale arbeidet som pågår eller er planlagt for å utvikle et nytt klassifikasjonssystem for fastsettelse av økologisk status. For planteplankton har vi her brukt biomasse målt som enten klorofyll a eller biovolum, samt andel problemalger, her definert som summen av potensielt toksiske blågrønnalger (cyanobakterier) og den allergifremkallende arten *Gonyostomum semen* (Brettum pers. medd.). For fisk har vi brukt en trusselindeks som er basert på det oppgitte trusselbildet for fisk (som er angitt av Brabrand i Vedlegg D i Lyche-Solheim et al. 2003 b). Vannforekomster som har en eller flere meget betydelige trusler mot fisk (3 kryss i tabellene i vedlegget) har fått indeksverdi 3, de som har en eller flere moderate trusler (2 kryss i tabellene i vedlegget) har fått verdi 2, mens de som har lite trusler (maks 1 kryss pr. trusselfaktor i vedlegget) har fått verdi 1 ved bedømmelsen av tilstanden for fisk. For bunnfauna har vi brukt en "sunnhetsindeks" estimert på grunnlag av informasjon om bunnfaunaen i noen av elvestrekningene (Bækken 2002). Begroingsalger er klassifisert i hht. Løvstads system, som er basert på vurdering av forekomst av forurensningstolerante arter i noen av elvestrekningene (Løvstad 2001, Lyche-Solheim et al. 2001).

Naturtilstanden for alle de brukte biologiske indekskriteriene er satt til 1 ut fra resonnetet om at naturlig flora og fauna alltid bør ha maksimal indeksverdi i enhver vanntype. Det er imidlertid ikke sikkert at dette resonnetet holder for de anvendte indeksene i denne rapporten, da disse ikke er vanntypespesifikke i sin nåværende form. Indeksene bør derfor revideres i hht. de nye vanntypene som er definert for norske elver og innsjøer. Dette bør skje som et ledd i utviklingen av det nye klassifikasjonssystemet som skal være på plass senest i 2006.

Ut fra dagens tilstand og estimert naturtilstand har vi gjort en foreløpig beregning av økologiske status dvs. avvik fra naturtilstand, uttrykt som forholdet mellom dagens tilstand og naturtilstand (ecological quality ratio, EQR). For komponenter som øker ved belastning beregnes EQR som naturtilstand dividert med dagens tilstand, mens for komponenter som avtar ved belastning (f.eks. siktedyp) beregnes EQR som dagens tilstand dividert med naturtilstand. Dette er viktig for å få alle avvik til å ligge mellom 0 og 1, noe som er nødvendig for å få sammenlignbare data uavhengig av hvilket kriterium som brukes (se REFCOND-guidance).

Resultatene av dette foreløpige forsøket på fastsettelse av økologisk status er vist i **Tabell 16**, mens datagrunnlaget for dagens tilstand og for estimert naturtilstand er vist i Vedlegg E i Lyche-Solheim et al. 2003 b. Som det framgår av disse tabellene er datagrunnlaget meget ufullstendig. Vurderingen må derfor baseres på de data som foreligger, og vil som sådan ha relativt stor usikkerhet.

Tabellen viser at det er gjennomgående lave EQR-verdier for alle vannforekomstene med unntak av Bindingsvann, Langen, Våg og elvestrekninger oppstrøms Langen. Dette indikerer at det er høy risiko for dårlig status i de fleste vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget. Grenseverdien mellom god og moderat status er ikke satt ennå. Dette skal gjøres ved interkalibreringen av metoder for fastsetting av økologisk status i 2005. En foreløpig grense kan antydningvis være EQR = 0,6. EQR-verdier lavere enn dette kan altså foreløpig indikere at miljømålet om god status ikke er nådd for de aktuelle kvalitetselementer og vannforekomster.

Vi ser også at det er rimelig godt samsvar mellom EQR-verdi og SFT-klasse: Vannforekomster med EQR > 0,6 ender i klasse I-II i SFT-systemet, dvs. fra meget god til god status, mens vannforekomster med EQR-verdier < 0,4 ender i klasse IV-V i SFT-systemet, dvs. fra dårlig til meget dårlig status.

Tabell 16. Foreløpig estimering av økologisk status (EQR) i de aktuelle vannforekomstene i Vansjø-Hobøl-vassdraget (se Vedlegg E i Lyche-Solheim et al. 2003 b). Den angitte EQR er basert på "one-out - all-out"-prinsippet, der det kvalitetselementet med lavest EQR-verdi blir den som bestemmer EQR for den aktuelle vannforekomsten. Verdier < 0,6 indikerer moderat eller dårlig status. SFT-klasse betyr tilstandsklasse i hht. SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet i ferskvann. "?" indikerer usikker plassering pga. tynt datagrunnlag.

Innsjønr. NVE	Vannforekomster - Innsjøer	EQR	SFT klasse
5572	Bindingsvann	>0,6?	I-II?
294	Langen	0,7	II
293	Våg	0,6	II
292	Mjær	0,3	IV
295	Sæbyvannet	0,1	IV-V
³	Bjørnerødvann	<0,3?	V?
291	Vansjø, Storefjorden	0,25	IV
291	Vansjø, Vanemfjorden	0,15	IV-V
291	Vansjø, Grepperødfjorden	0,1	IV-V
Nedbørfelt nr. (REGINE)	Vannforekomster - Elvestrekninger	EQR	SFT klasse
	Elvestrekninger oppstrøms Langen	>0,6?	I-II?
003.E	Tangelva (fra Våg til Mjær)	0,4	IV
003.D	Hobølelva fra Mjær til Tomter	0,25	IV
003.D	Hobølelva fra Tomter til Kråkstadelva	0,3	IV
003.CZ	Kråkstadelva	0,2	V
003.C0	Hobølelva fra Kråkstadelva til Høyfoss (Kure)	0,2	V
003.C0	Hobølelva fra Høyfoss (Kure) til Vansjø	0,2	V
003.B3Z	Mørkelva	0,2	IV-V
003.B5A	Veidalselva	0,2	V
003.B1C	Svinna oppstrøms Sæbyvannet	0,25	IV-V
003.B1A	Svinna nedstrøms Sæbyvannet	0,3	IV-V
003.A3	Mosseelva	0,3	IV

³ Ikke tildelt nummer i NVEs Innsjødatabase

4.4 Vurdering av måloppnåelse

Ved sammenfatning av belastningskriterier og tilstandskriterier har vi forsøkt å bedømme de enkelte vannforekomstenes risiko for ikke å nå miljømålet om god status (evt. godt økologisk potensiale for sterkt modifiserte vannforekomster) **Tabell 17**. Sammenfatningssystemet er basert på tilsvarende brukt i OSPAR for marine vannforekomster, og er forklart i avsnitt 3.7, **Tabell 13**.

Tabell 17. Integrerte vurderingskriterier for bedømmelse av risiko for ikke å nå miljømålet om god status (godt økologisk potensiale for sterkt modifiserte vannforekomster). Ut fra Rammedirektivets prinsipp om "one-out - all-out" har vi satt + der minst ett av belastningskriteriene er vurdert som noe eller betydelig (se **Tabell 10**), og der minst ett av tilstandskriteriene innen de fysiske-kjemiske eller biologiske kvalitetselementene ga en EQR < 0,6 (se ovenfor). Spørsmålstegn i tabellen angir manglende datagrunnlag.

Vannforekomst	Belastningskriterier	Fysisk-kjemiske tilstandskriterier	Biologiske tilstandskriterier	Risiko for ikke å nå miljømålet
Innsjøer				
Bindingsvann	?	?	?	usikker
Langen	+	-	?	lav
Våg	+	-	?	lav
Mjær	+	+	?	høy
Sæbyvannet	+	+	+	meget høy
Bjørnerødvann	+	?	?	usikker
Vansjø-Storefjorden	+	+	+	meget høy
Vansjø-Vanemfjorden	+	+	+	meget høy
Vansjø-Grepperødfjorden	+	+	+	meget høy
Elver				
Tangenelva	+	+	?	høy
Hobøelva ovenfor Tomter	+	+	+	meget høy
Hobøelva ovenfor Kråkstadelva	+	+	?	høy
Hobøelva ovenfor Vansjø	+	+	+	meget høy
Hobøelva ovenfor Høyfoss	+	+	+	meget høy
Kråkstadelva*	+	+	+	meget høy
Svinna oppstrøms Sæbyvannet	+	+	+	meget høy
Svinna nedstrøms Sæbyvannet	+	+	?	høy
Mørkelva	+	+	?	høy
Veidalselva	+	+	+	meget høy
Mosseelva	+	+	?	høy

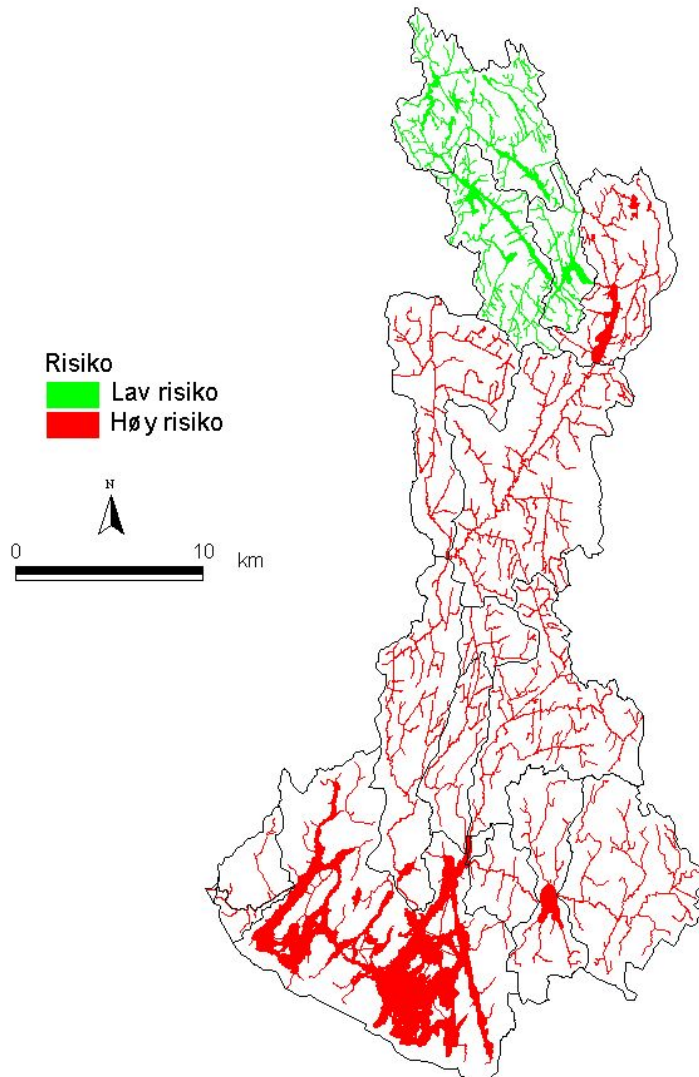
* sterkt modifisert vannforekomst

Ut fra denne vurderingen ser vi at alle vannforekomstene i Vansjø-Hobølvassdraget får høy eller meget høy risiko for ikke å nå miljømålet om god status, med unntak av Bindingsvann, Langen og Våg. For Bindingsvann er datagrunnlaget for tynt til å kunne gi en sikker vurdering av risiko. For denne innsjøen kreves mer data før risiko kan fastsettes med større

sikkerhet. Anvendelse av føre-var-prinsippet tilsier at de usikre vannforekomstene behandles som om de hadde høy risiko for ikke å nå miljømålet, inntil bedre tilstandsdata foreligger. Vi har likevel ut fra ekspertvurdering og lokal kunnskap om Bindingsvann (Gunnarsdottir pers. medd.) funnet å kunne gi den grønne farge i denne høyst foreløpige karakteriseringen.

Når det gjelder miljøgifter, så har vi kun data om kvikksølv i fisk, som antas å være nær eller over grenselinjen for kostholdsråd i alle vannforekomstene (Vedlegg D i Lyche-Solheim et al. 2003 b). Dette bidrar til å øke risikoen for dårlig status.

Figur 5 viser et risikokart for alle de utvalgte vannforekomstene basert på **Tabell 17**.



Figur 5. Risikokart for utvalgte vannforekomster i Vansjø-Hobøl-vassdraget.

5. Økonomisk karakterisering

5.1 Rammedirektivets krav til økonomisk analyse ved karakterisering av nedbørfelt

Følgende utdrag fra Rammedirektivet definerer oppgavene under den økonomiske analysen av vannbruk som skal gjennomføres i løpet av 2004 på nedbørfeltsnivå. Artikkel 2 definerer "vannbrukere" og "vanntjenester". Artikkel 5 viser til den økonomiske analysen og oppgaver som er definert nærmere i anneks II og III. Oppgavene i anneks II, er en oppgave der karakterisering av "påvirkninger" og "vannbrukere" overlapper. Det er en typisk tverrfaglig oppgave der ressurser kan spares ved et nært samarbeide mellom naturvitere og økonomer som utfører den økonomiske analysen. Artikkel 9 definerer en av hovedmålsettingene ved implementering av Rammedirektivet; praktisering av full prising/kostnadsinndekking for "vanntjenester" og prinsippet om at forurensere betaler slik at vannforekomster utnyttes samfunnsøkonomisk effektivt.

Artikkel 2 definerer "vanntjenester" og "vannbrukere":

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

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

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

Artikkel 5, Egenskaper ved nedbørfeltsdistrikter, oversikt over miljøkonsekvenser av menneskelig aktivitet og økonomisk analyse av vannbruk

Punkt 1. " For ethvert nedbørfeltsdistrikt eller del av et internasjonalt nedbørfeltsdistrikt innen dets territorie skal hver medlemsstat forsikre at
[..]

en økonomisk analyse av vannbruk

gjennomføres i henhold til de tekniske spesifikasjonene i Anneks II og III [..]"

Anneks II

"Medlemsstater skal samle inn informasjon om type og størrelsesorden for viktige antropogener påvirkninger ('pressures') som vannforekomster i hvert nedbørfeltsdistrikt vil utsettes for, spesielt:

- estimering og identifisering av viktige punkt kilder diffus forurensning
- estimering og identifisering av betydelig vannuttak til urbane, industrielle, jordbruk eller annen bruk, inkludert sesongmessige svingninger og total årlig etterspørsel, og vanntap i distribusjonssystemer
- estimering og identifisering av konsekvensene fra betydelig modifisering av vannføring
- identifisering av betydelig morfologiske endringer i vannforekomster
- estimering og identifisering av andre betydelige antropogener konsekvenser på overflatevann
- estimering av arealbruksmønster

Anneks III spesifiserer oppgaven i økonomisk analyse av vannbruk:

”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 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.”

Art. 9 etablerer prinsippet om kostnadsinndekking for vanntjenester

Punkt 1: ”Medlemslandene skal ta hensyn til prinsippet om kostnadsinndekning av vanntjenester, inkludert miljø- og ressurskostnader, i forbindelse med den økonomiske analysen under Annex III, og spesielt i samsvar med prinsippet om at forurenseren betaler. Medlemslandene skal forsikre innen 2010 (i) at vannpriser-policy gir tilstrekkelig insentiver til optimal (”efficient”) bruk av vannressurser, og dermed bidra til målsettingene i dette direktivet. (ii) tilstrekkelig bidrag fra de ulike vannbrukerne, fordelt som et minimum mellom industri, husholdninger og jordbruk, til kostnadsinndekking av vanntjenester basert på den økonomiske analysen som er gjort ifølge Annex III og med hensyn til prinsippet om at forurenseren betaler. Medlemsland vil i så måte ta hensyn til sosiale, miljømessige og økonomiske konsekvenser av kostnadsinndekking så vel som geografiske og klimatiske forhold i regionen eller regionene som påvirkes.”

5.2 Metode

Det er utarbeidet en egen CIS-veileder innen økonomi av en arbeidsgruppe kalt 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 diskuteres til slutt i kapittelet.

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 regnskapsmessige beregninger der informasjonen ikke er offentlig tilgjengelig.

En kartfremstilling av befolkningstetthet, større industrianlegg, landbruksarealer, vannkraftverk etc. bør lages. Informasjonen skal fremstilles på nedbørfeltsdistrikts-nivå. I Norge vil 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 I utarbeidet av David Barton i Lyche-Solheim et al. 2003 b.

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). 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 vannbrukere basert på brukerkonfliktmatrise gis nedenfor.

EKSEMPEL – prioritering av vannbrukere basert på brukerkonflikt. Mulig prioritering: husholdninger og jordbruk

<i>Belastning (årsak)</i>	Husholdninger: Drikkevann	Husholdninger: Kloakkutslipp	Jordbruk: Jordvanning	Jordbruk: Utslipp	Jordbruk: Fysiske inngrep	Bading	Fiske	Regulering/ Kraftforsyning	Industri: Vannforsyning	Industri: Utslipp	Turområde / rekreasjon	Båttrafikk	Naturreservat
<i>Virkning</i>													
Husholdninger: Drikkevann		÷	÷/0	÷	÷/0	÷/0	÷/0	÷/0	0	÷	0	÷/0	0
Husholdninger: Kloakkutslipp	÷/0		0	0	0	÷/0	0	0	0	0	0	0	÷/0
Jordbruk: Jordvanning	÷/0	÷		÷/0	0	0	0	÷/0	÷/0	÷	0	÷/0	÷/0
Jordbruk: Utslipp	÷/0	÷/0	÷/0		0	÷/0	÷/0	÷/0	0	÷/0	0	÷/0	÷/0
Jordbruk: Fysiske inngrep	÷/0	÷/0	0	÷/0		÷/0	÷/0	0	0	0	÷/0	0	÷
Bading	÷/0	÷	0	÷	÷/0		÷/0	÷/0	0	÷	0	0	0
Fiske	÷/0	÷	÷/0	÷	÷	0		÷	0	÷	0	0	0
Regulering/ Kraftforsyning	÷/0	÷/0	÷/0	÷/0	0	0	0		÷/0	0	0	0	÷
Industri: Vannforsyning	0	÷	÷/0	÷/0	0	0	0	0		÷/0	0	0	0
Industri: utslipp til vann	÷/0	÷/0	÷/0	÷/0	0	÷/0	÷/0	0	÷/0		0	0	÷
Turområde/rekreasjon	0	÷	÷/0	÷	÷	0	0	÷/0	0	÷/0		÷/0	÷/0
Båttrafikk	0	÷/0	÷/0	÷/0	÷/0	0	0	0	0	0	0		÷/0
Naturreservat	0	÷	÷/0	÷	÷	÷/0	÷/0	÷	÷/0	÷	÷/0	÷/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

Mulig prioritering for karakterisering: husholdninger og jordbruk

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 eller kommunenivå. For demoprojektene vil kommunegrenser ikke samsvare med 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 18** 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 18. 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 forurensningsstoff	Antall, beskrivelse	Produkt/tjenesteenheter	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 nedbørfeltsnivå (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 19. 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.			

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, med tekstforklaring i vedlegg I (Barton i Lyche-Solheim et al. 2003 b). En kvantitativ vurdering av fremtidige vannbruks-scenarier (uttak/utslipp) vil måtte ligge til grunn for nytte-kostnadsvurderinger av unntak ("derrogations", 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.

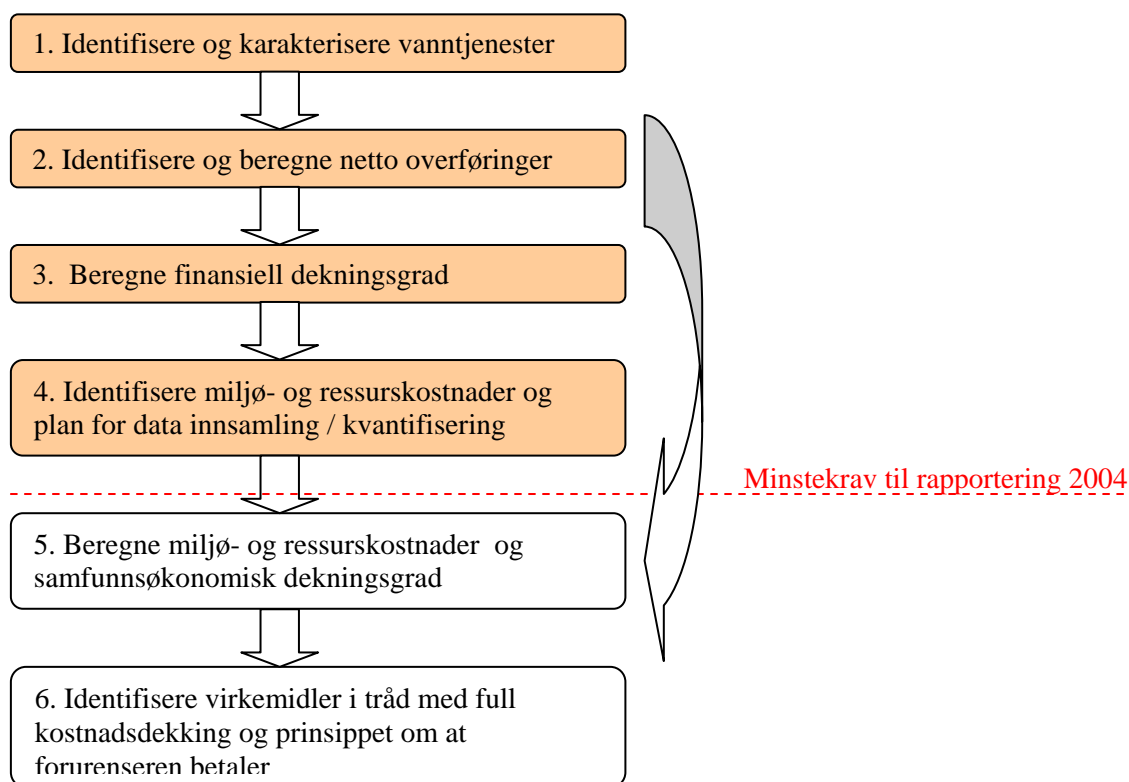
Vi foreslår derfor at vurderingen av kostnadseffektive tiltak bygger på tidligere tiltaksanalyser som er gjort i relevante nedbørfelt med lignende vannbrukere. Minstekrav til rapportering bør være en oppstilling av disse teknisk-økonomisk relevante tiltakstypene. Listen vil inkludere planlagte tiltak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

Eksempel gis i vedlegg I utarbeidet av David Barton i Lyche-Solheim et al. 2003 b.

5.3.1 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 ressurskostnader.

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



Minstekrav til rapportering

Vanntjenester som private vannbrukere selv forsyner (f.eks. renseanlegg i industri, egne grunnvannsbrønner i jordbruk, septikktanker 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 ressurskostander.

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 vannkraft⁴.
- 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

⁴ 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.

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 vannverksregisteret (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 20. 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 verdsatte miljøkostnader	€	Verdsettingsstudier
= Totale miljø- og ressursøkonomiske kostnader (C)	€	
Samfunnsøkonomisk	%	Målsetting med rapportering

dekningsgrad (=B/(A+C))		
---------------------------	--	--

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 rensiltak 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 (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.

5. Beregne miljø- og ressurskostnader og samfunnsøkonomisk dekningsgrad

Grunnet vanskeligheter med å kvantifisere miljø- og ressurskostnader innen rapporteringsfristen 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 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 være 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.).

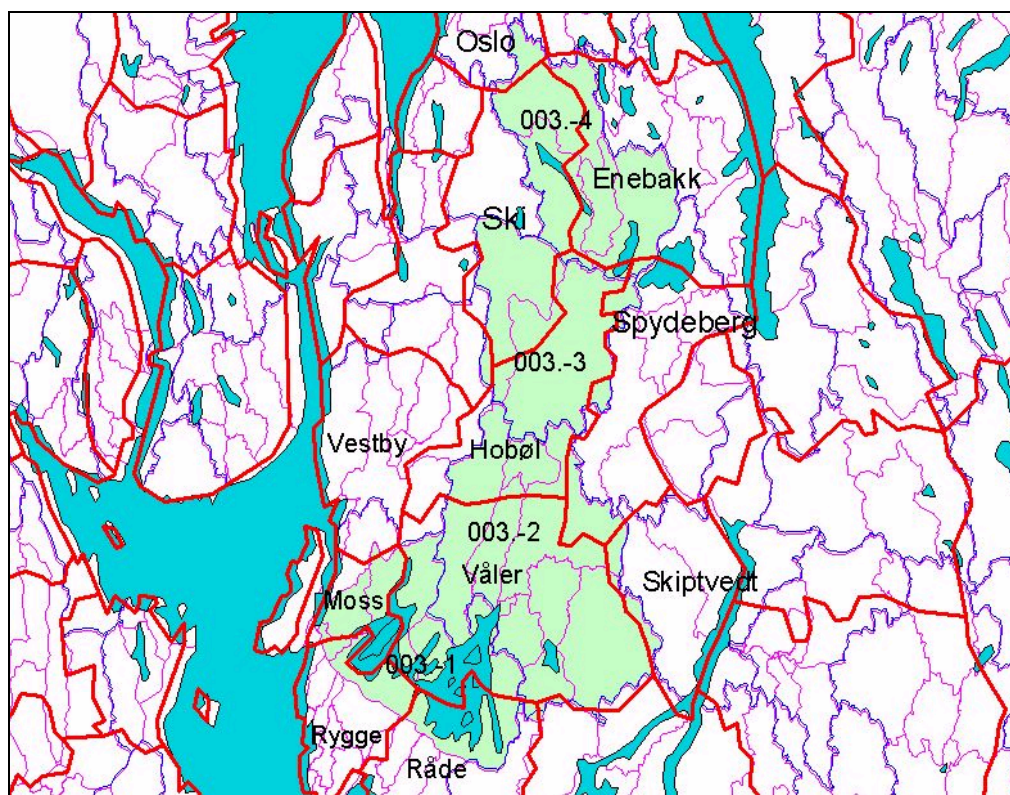
5.3.2 Systematisering av data

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.

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

5.3.3 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.



Kilde: NIVA.

Figur 6. Morsa nedbørfelt (003) med kommunegrenser (rødt), statistikkområder (003.1-4 i blått) og reginefelt (lilla)

Det går frem av kartene over demonstrasjonsområdet 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 nedbørfeltdistrikter og krysser i mange tilfelle kommunegrenser. For rapportering fra nedbørfeltdistrikter vil innsamling av økonomiske nøkkeltall være noe lettere fordi nedbørfeltdistrikter 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 nedbørfeltdistriktet.

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

6. Overvåking

6.1 Innledning

Artikkel 8 i Rammedirektivet for vann (EC, 2000) viser til kravene for overvåking av status i overflatevann, status i grunnvann og beskyttede områder. Det kreves overvåkingsprogram for å etablere en sammenhengende og omfattende oversikt over vannstatus innenfor hvert nedbørfeltdistrikt. Programmet må være klart senest 22 desember 2006, og det må være i samsvar med kravene for overvåking i Direktivets vedlegg V.

Vedlegg V i Direktivet indikerer at overvåking av overflatevann kreves for å:

- Klassifisere økologisk og kjemisk status i vannforekomstene
- Vurdere forandringer i status i de vannforekomstene som er i fare for ikke å nå miljømålene om god status
- Vurdere langsiktige forandringer i vannkvalitet som et resultat av utbredt menneskelig påvirkning
- Estimere forurensningsbelastninger over landegrensene eller utslipp til hav
- Finne årsaken(e) til at vannforekomster ikke oppnår miljømålene i de tilfellene hvor årsaken(e) ikke er funnet
- Være et supplement til validering av risikovurderingsprosedyrene i Direktivets Vedlegg II
- Kunne utvikle et rasjonelt og virkningsfullt design av fremtidige overvåkingsprogram
- Vurdere langsiktige endringer i naturlige forhold (klimaendringer)
- Fastsette størrelsesorden og effekten av akutt forurensning
- Vurdere overholdelse av standarder og mål for beskyttede områder.

I tillegg brukes overvåkingsdata for å kalibrere tidligere estimater av naturtilstanden (Vedlegg II krav i Direktivet)

Under den felles europeiske implementeringsstrategien for Rammedirektivet for vann (Common implementation strategy - CIS) er det utarbeidet en detaljert veiledning for overvåking av vannforekomster (European Commission, 2003- Guidance on Monitoring). Veilederen foreslår en pragmatisk framgangsmåte for overvåkingen. Med bakgrunn i variasjonen i geofysiske (topografi, hydrologi), geokjemiske (jordsmonn, berggrunn), og klimatiske forhold (nedbør, temperatur) i Europa kan landene bruke veilederen til å skreddersy overvåkingen til de enkelte nasjonale- eller regionale forhold, og tilpasningene må begrunnes på en klar måte.

I de nedbørfeltbaserte forvaltningsplanene skal følgende overvåkingsrelatert informasjon rapporteres:

1. Kart over overvåkingsnettverk
2. Kart over vannstatus (økologisk, kjemisk, kvantitativ)
3. Kart over grunnvannsforkomster som viser en signifikant økende trend i konsentrasjoner av forurensning
4. Kart over grunnvannsforkomster der slike trender er snudd
5. Usikkerhetsestimater av presisjon og nøyaktighet i overvåkingssystemene

Med utgangspunkt disse i kravene til overvåking har vi gjort en første analyse av dagens overvåking i Vansjø-Hobøl vassdraget, og foreslått elementer som bør tas med i vurderingen ved revisjon av overvåkingsprogrammet slik at dette blir tilpasset Rammedirektivets krav.

6.1.1 SFTs overvåkingssystem

SFT har definert fire ulike kategorier overvåking, som følger:

- Langsiktig overvåking
- Tiltaksrettet overvåking
- Problemorienterte overvåking
- Annen overvåking.

Klassifiseringen av tilstand i vannforekomster i Norge i dag baserer seg på målte verdier av ulike vannkvalitetsparametre i vannforekomsten (SFT 97:04). Hver parameter har et sett med grenseverdier eller intervaller som utgjør klasseinndelingen. Ved klassifisering av f.eks. tilstand mhp. virkningstypen næringsalter eller organisk stoff, som begge er relevante i eutrofieringssammenheng, er nøkkel- og støtteparametrene som vist i **Tabell 21**.

Tabell 21. Virkningstyper og tilhørende nøkkel- og støtteparametre

Virkingstype	Vannkategori	Nøkkelparametre	Støtteparametre
Næringsalter	Innsjø	Total fosfor, klorofyll a og siktedyp	Primærproduksjon, ortofosfat og total nitrogen
Næringsalter	Elver	Total fosfor	Total nitrogen
Organisk stoff	Innsjøer	Totalt organisk karbon (TOC), farge, siktedyp og oksygen	Kjemisk oksygenforbruk (KOF _{Mn})
Organisk stoff	Elver	Totalt organisk karbon (TOC)	Kjemisk oksygenforbruk (KOF _{Mn})

Anbefalt prøvetakingsfrekvens i innsjøer er hver 14. dag i vekstsesongen, resten av året en gang hver måned, og hver måned i elver, eller hver 14. dag dersom stofftransport skal beregnes.

6.2 Krav til overvåking i Rammedirektivet for vann

Rammedirektivet for vann innfører obligatorisk overvåking av vassdragenes økologiske status, hvor også økosystemforstyrrelser som følge av fysiske inngrep er lagt vekt på. Økologisk status skal i henhold til Direktivet bestemmes ved overvåking av biologiske komponenter. For hvert nedbørfelt skal signifikante menneskeskapte belastninger, samt bruk av vann identifiseres. Dette omfatter alle typer forurensing, fra punktkilder og fra diffuse kilder, samt større inngrep (vassdragsreguleringer og overføringer av vann) og arealbruk som påvirker vassdragene. Overvåking av grunnvannet og dets innvirkning på vannkvalitet i vassdrag har økt fokus.

Direktivet angir at hovedprinsippet for overvåkingen av biologiske komponenter er at den økologiske status for et område defineres ut fra biomasse og artssammensetning for de fleste akvatiske organismegrupper. En mer biologisk orientering av overvåkingen vil bl.a. muliggjøre etablering av dose-respons-relasjoner for ulike organismegrupper og påvirkningsfaktorer som dagens overvåking i Vansjø-Hobøl ikke gir grunnlag for. Dette vil gi et vesentlig sikrere beslutningsgrunnlag for videre tiltak, samt for å kunne registrere effekten av allerede igangsatte tiltak.

6.2.1 Hvilke vannforekomster skal overvåkes?

Direktivet omfatter alle vannforekomster; det kan være hele eller deler av en innsjø, et vannmagasin, en bekk, elv eller kanal, en elve- eller kanalstrekning, grunnvannsmagasin, overgangsvann eller et avsnitt av kystvann (ut til en nautisk mil fra grunnlinjen). Overvåkingen av kjemisk status (miljøgifter)

omfatter også territorialvann som kan gå helt ut til 12 nautiske mil fra grunnlinjen. Alle vannforekomster, inkludert grunnvann og kyststrekninger, skal tilegnes et nedbørfeltdistrikt.

Se for øvrig avsnitt 3.2 angående mulig sammenslåing eller gruppering av vannforekomster.

Overvåking er en overgripende aktivitet i Direktivet, og det er derfor viktige tilknytningspunkter til andre artikler og vedlegg i Direktivet. Artikkel 5 er en nøkkelartikkel mtp overvåking og utvikling av et velegnet overvåkingsprogram for overflatevann og grunnvann. Forholdet mellom artiklene 5 og 8 for henholdsvis overflatevann og grunnvann oppsummeres i Vedlegg F i Lyche-Solheim et al. 2003 b. Artikkel 5 krever at nedbørfeltdistriktene skal karakteriseres og at effekten på miljøet av menneskelige aktiviteter skal gjennomgås i henhold til Vedlegg II i Direktivet. Den første vurderingen skal være ferdig innen 22 desember 2004. Dette er to år før overvåkings- og klassifikasjonssystemene senest skal være operative (desember 2006). Den første risikovurderingen kommer derfor til å måtte basere seg på eksisterende data og vurderingssystemer.

6.2.2 Typer overvåking

Det er tre nivåer på overvåkingssystemene i henhold til Rammedirektivet for Vann:

1. *Kontrollovervåking* ("Surveillance monitoring"), som tilsvarer SFTs langsiktig overvåking. Formålet er å identifisere naturlige og menneskeskapte langtidsendringer i tilførsler og gi grunnlag for å utpeke problemområder innen hvert nedbørfelt, der den økologiske tilstanden er moderat eller dårlig. Denne overvåkingen skal skje for alle nedbørfeltdistrikter, og i alle identifiserte vannforekomster (se kapittel 2.1). Overvåkingen skal pågå over en periode på et år i løpet av en 'River Basin Management Plan' - RBMP (seks år). For vannforekomster hvor den første runden viser sunn tilstand/måloppnåelse, trenger den bare å gjentas hver tredje planperiode (18 år).

2. *Operasjonell overvåking* ("Operational monitoring"), som tilsvarer SFTs tiltaksrettede overvåking. Dette er overvåking av problemområdene med fokus på de mest følsomme biologiske elementene for den eller de aktuelle miljøbelastninger som gjelder i et gitt problemområde. Dette skal gi grunnlag for å anbefale tiltak, samt å vurdere effekten av iverksatte tiltak. Det skal gjennomføres fortløpende overvåking av identifiserte problemområder, med redusert parametersett.

3. *Undersøkelsesovervåking* ("Investigative monitoring"), som tilsvarer SFTs problemorienterte undersøkelser. Dette er overvåking av problemområder i de tilfellene hvor årsaken til problemene er ukjent eller som et mellomstadium før operasjonell overvåking er etablert i et problemområde, f.eks. etter et større akutt utslipp av forurensning.

Disse typene må kompletteres med krav om overvåkingsprogram for beskyttede områder registrert under Artikkel 6. Vedlegg V beskriver kun krav til overvåking av beskyttede overflate drikkevannskilder og beskyttede områder for arter og habitater. Det er mulig at landene vil ønske å integrere overvåkingsprogram som er konstruert for andre typer beskyttede områder inn under programmer utviklet under Rammedirektivet for vann (European Commission, 2003). Dette vil sannsynligvis øke kostnadseffektiviteten for de enkelte programmene. Spesiell overvåking er påkrevet for vannverkskilder når uttaket er over 100 m³/døgn, noe som må bety at de fleste kommunale vannverk i Norge er inkludert. Dette er først og fremst fysisk-kjemisk og bakteriologisk overvåking, 4 til 12 ganger i året.

For hver RBMP-periode skal landene etablere og gjennomføre et langsiktig ("surveillance") og et tiltaksrettet ("operational") overvåkingsprogram. I tillegg må landene i noen tilfeller vurdere å sette i gang et problemorientert program ("investigative"). Landene skal overvåke parametre som indikerer status av hvert relevante kvalitetselement. Med tanke på utvelgelse av biologiske kvalitetselementer

skal landene identifisere det passende taksonomiske nivå som kreves for å oppnå tilfredsstillende konfidensnivå og nøyaktighet i klassifiseringen av kvalitetselementene.

6.2.3 Parametre⁵/kvalitetselementer

Langsiktig overvåking skal utføres for hvert prøvested over ett år i den perioden en RBMP gjelder for (minimum en gang hver tredje RBMP hvis vannforekomsten er i god økologisk status):

Følgende parametre er aktuelle (se også **Tabell 4**):

- **parametre som er indikative for alle biologiske kvalitetselementer:**
 - for elver* er det sammensetning og bestandtetthet av akvatisk flora, inkludert bentiske alger, bentisk invertebrat fauna og fisk (for denne gjelder også aldersstruktur)
 - for innsjøer* er det sammensetning, bestandtetthet og/eller biomasse av fytoplankton, sammensetning og bestandtetthet av annen akvatisk flora, bentisk invertebrat fauna og fisk (for denne gjelder også aldersstruktur)
- **parametre som er indikative for alle hydromorfologiske kvalitetselementer** (som støtte for de biologiske elementene)
 - for elver* er det hydrologisk regime (kvantitet og dynamikk i vannføringen, og kobling mot grunnvann), elvekontinuitet og morfologiske forhold (dybde, breddeendringer, struktur av elvebunnssubstrat, struktur av elvebredden)
 - for innsjøer* er det hydrologisk regime (kvantitet og dynamikk i vannføringen, oppholdstid, og kobling mot grunnvann), og morfologiske forhold (dybdeendringer, struktur av innsjøbunnssubstrat, struktur av innsjøbredden/stranden og oversvømmelsesområder)
- **parametre som er indikative for alle kjemiske- og fysiokjemiske kvalitetselementer** (som støtte for de biologiske elementene)
 - for elver* er det temperatur- og oksygenforhold, salinitet, forurensningsstatu, næringssaltforhold- samt for spesifikke forurensningselementer, forurensning fra miljøgifter (prioriterte stoffer) som blir sluppet ut i vannforekomsten og forurensning fra andre stoffer som blir sluppet ut i betydelige mengder i vannforekomsten
 - for innsjøer* er det siktedyp, temperatur- og oksygenforhold, salinitet, forurensningsstatus, næringssaltforhold, samt spesifikke miljøgifter (prioriterte stoffer) som blir sluppet ut i vannforekomsten og forurensning fra andre stoffer som blir sluppet ut i betydelige mengder.

Tiltaksrettet/operasjonell overvåking skal utføres for å vurdere behov for og effekten av tiltak i vannforekomster som ikke er i høy eller god status. Overvåkingen skal derfor innbefatte:

- De parametrene som er indikative for ett eller flere biologiske kvalitetselementer som er mest sensitive for de belastningene vannforekomsten utsettes for
- Alle prioriterte miljøgifter eller andre mulige miljøgifter som er sluppet ut i betydelige mengder i vannforekomsten
- Parametre som er indikative for fysisk-kjemiske kvalitetselementer som er mest følsomme for den identifiserte belastningen

Dette betyr at hvis det f.eks. er organisk belastning som er den viktigste belastningen på en elv så kan f.eks. bentiske invertebrater være den mest følsomme og hensiktsmessige indikatoren for den belastningen. Det betyr også at hvis det ikke er andre viktige belastninger på elven vil det ikke være nødvendig å overvåke akvatisk flora og fiskepopulasjoner.

⁵ Kun vannkategorier som omfattes av demonstrasjonsprosjektet omtales, dvs. innsjøer og elver

Parametervalget bør samordnes mest mulig slik at vedtatte retningslinjer blir fulgt. Det er viktig å sørge for at nøkkelparametre blir målt i innsjøer og elver. Biologiske parametre må brukes i langt større grad enn dagens praksis. Dette innebærer særlig innsamling av fytoplankton og vannvegetasjon i innsjøer, og innsamling av begroingsalger og bunndyr i elver. Fisk bør også registreres i innsjøer, da artssammensetning og populasjonstetthet av ulike fiskeslag har stor betydning for økosystemfunksjon, herunder for algemengde og artssammensetning.

6.2.4 Prøvetakingsfrekvens

Når det gjelder prøvetakingsfrekvens, fastsetter Direktivet en minimumsfrekvens for langsiktig overvåking av de forskjellige kvalitetselementene (**Tabell 22**):

Tabell 22. Minimumsfrekvens for overvåking av de enkelte kvalitetselementene

KVALITETSELEMENT	FREKVENSI ELVER OG INNSJØER
BIOLOGI	
Fytoplankton	6 måneder
Annen akvatisk flora	3 år
Makroinvertebrater	3 år
Fisk	3 år
FYSISK-KJEMISK	
Okxygen	3 måneder
Næringssaltstatus	3 måneder
Forsuringsstatus	3 måneder

For tiltaksrettet/operasjonell overvåking skal landene selv fastsette frekvensen for hver parameter slik at man oppnår tilstrekkelig utsagnskraft som grunnlag for en pålitelig vurdering av status og utvikling for den relevante parameteren (kvalitetselementet).

Overvåkingen skal skje på en måte som gjør at man oppnår et akseptabelt konfidens- og presisjonsnivå. Overvåkingsfrekvensen skal settes ut fra hensyn til variabiliteten i de aktuelle parametrene. Prøvetakingstidspunktet skal velges slik at man reduserer sesongvariasjonenes innvirkning på resultatene, og på den måten forsikrer seg om at resultatene reflekterer forandringer i vannforekomsten som skyldes forandringer i menneskelig påvirkning. Der hvor det viser seg nødvendig, skal man gjennomføre ytterligere overvåking på andre tidspunkter det samme året for å nå dette målet.

Vedlegg G i Lyche-Solheim et al. 2003 b gir en skjematisk framstilling av "Valg av kvalitetselementer i innsjøer og elver" (European Commission, 2003- Guidance on Monitoring). Vedlegg H i samme rapport viser noen nøkkelegenskaper ved biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer for overvåking i innsjøer og elver (fra European Commission, 2003). Dette vedlegget gir bl.a. en fortegnelse av hvilke hovedparametre som er indikative for hvilket kvalitetselement, støtteparametre, til hvilke belastninger de enkelte kvalitetselementene responderer på, prøvetakingsmetode, hyppighet og tidspunkt.

6.3 Dagens overvåking

6.3.1 Overvåking i regi av NVE

Vannføring måles daglig på to elvestasjoner i Vansjø-Hobøl-vassdraget: Hobølelva v. Høyfoss og Mossefossen i Mosseelva. Stasjonen ved Høyfoss er ikke på samme sted som Fylkesmannens overvåking av vannkvalitet. Dette bør harmoniseres med tanke på bedring av presisjonen i transportberegninger, samt i forhold til Rammedirektivets krav til overvåking.

6.3.2 Overvåking i regi av Fylkesmannen i Østfold

Siden 1982 er det gjennomført systematisk overvåking av eutrofieringsutviklingen i et utvalg av lokaliteter av regional interesse i Østfold basert på 4-årige programmer. Miljøvern avdelingen har hittil stått for både planlegging og gjennomføring av programmene. Det er blitt etablert et "Fagråd for regional overvåking av vannforekomster" med representasjon fra kommunene, fylkeskommunen og miljøvern avdelingen.

Programmet Regional overvåking av vannforekomster i Østfold for 2001 – 2004 innbefatter to elvestasjoner og tre innsjøstasjoner (Hobølelva ved Kure, Mosseelva, Vansjø-Storefjorden, Vansjø-Vanemfjorden og Sæbyvannet) (Fagrådet for regional overvåking av vannforekomster i Østfold, 2000). Programmet oppfattes av Fylkesmannen som et "minimumsprogram". I tillegg er det gjennomført kartlegging av tilstanden i mindre vannforekomster. I regi av det regionale programmet ble det gjennomført samtidige engangsundersøkelser i et relativt stort antall innsjøer/tjern i 1982, 1992 og 1995. Det ble undersøkt på bl.a. surhetsgrad, plantenæringstoffer, partikulært materiale og algemengder / -artssammensetning. Materialet har gitt et godt grunnlag for å beskrive regionale forskjeller i vannkvalitet. I 2000 ble det i regi av Fagrådet gjennomført samtidige lokale tilstandsundersøkelser i mer enn 100 stasjoner i elver og bekker. I tillegg har Fylkesmannen i dag et nært samarbeide med MOVAR (Interkommunalt selskap for Mossregionen) og helsemyndighetene om overvåking av en stasjon ved vanninntaket til Vansjø Vannverk, og algesituasjonen ved et antall badeplasser i Vansjø, inkludert overvåking av giftproduserende alger.

I innsjøer blir det tatt prøver tredje hver uke i perioden 1. juni-1. oktober. I tillegg til de parametrene som er vist i **Tabell 23** måles det siktedyp og vannfarge, samt målinger av vertikale gradienter av temperatur, pH, konduktivitet og oksygen i eutrofe innsjøer i perioder med antatt fare for oksygensvinn. Ved to elvestasjoner blir det tatt prøver hver 14. dag hele året, dvs. 26 /år.

Tabell 23. Målte parametre i innsjøer og elver i regi av Fylkesmannen i Østfold

Vannkategori	Parametre
Innsjø	Total fosfor
	Fosfat, løst reaktivt
	Total nitrogen
	Nitrat+nitritt
	Suspendert materiale
	Klorofyll a
	Termostabile koliforme bakterier (44,5grader)
Elver/bekker	Kvalitative og kvantitative algetellinger
	Total fosfor
	Total nitrogen
	Suspendert materiale
	Termostabile coliforme bakterier (44,5°)

Fylkesmannens ønsker for framtidig overvåking

Nedenfor er en liste i ikke prioritert rekkefølge over ønskede utvidelser av overvåkingsprogrammet. Programmet har ikke blitt utvidet/supplert i tråd med ovennevnte ønsker pga. begrenset kapasitet/kompetanse og økonomi

Følgende ønskes i framtidig overvåking:

- Oksygenforhold og næringsalter(P) i dyplagene/vannsøylen på flere innsjøstasjoner
- Dyreplankton
- Hyppigere prøvetaking for algetellinger
- Tettere oppfølging av episoder med spesielle algeoppblomstringer
- Dokumentere/kvantifisere interngjødsling
- Måling av transport i tilløpselvene/høyere prøvetakingsfrekvens, spesielt i flomperioder
- Fiskebestander, bestandstetthet, aldersstruktur
- Overvåke virkninger av forsøk med endringer av manøvreringsreglementet for Vansjø
- Bedre samordning av overvåking i hele nedbørfeltet
- Regelmessig oppdatering av forurensningsregnskap og bedre dokumentasjon av effektene av tiltakene som gjennomføres
- Faglige analyser med sikte på kunne skille bedre mellom klimaeffekter og effekter av tiltak.

I tillegg ønsker man å se nærmere på regionale variasjoner ved å øke antall stasjoner

6.3.3 Overvåking i regi av Fylkesmannen i Oslo og Akershus

Alle kommunene har egne overvåkingsprogrammer med basis i at overvåkingsprogrammene skal sikre god oversikt over forurensningssituasjonen og konsekvenser av utslipp. Overvåkingen skal også gi faglig grunnlag for å fastsette miljømål for vassdragene og samtidig være en del av resultatoppfølgingen mhp. måloppnåelse. For å få tilstrekkelige regionale målestasjoner i vassdrag med utslipp fra flere kommuner har Fylkesmannen gått inn og godkjent programmene. Fylkesmannen kommenterer også de øvrige kommuners programmer. Resultatene av overvåkingen skal inngå som en del av kommunenes årsrapportering til Fylkesmannen. En del av resultatene for enkelte regionale stasjoner legges inn i SESAM. I tillegg til de parametrene som er vist i **Tabell 24**, brukes totalt reaktivt fosfor (TRP) i elver i forbindelse med kildevurdering og tiltaksanalyser/effekter av tiltak . I innsjøer tas også noen ganger prøver for klorofyll, ortofosfat og termostabile koliforme bakterier (TKB).

Tabell 24. Målte parametre i innsjøer og elver i regi av Fylkesmannen i Oslo og Akershus

Vannkategori	Parametre
Innsjø	Total fosfor
	Total nitrogen
	Algemengde og sammensetning
Elver/bekker	Total fosfor
	Total nitrogen
	Suspendert materiale
	pH (i noen elver)
	Termostabile koliforme bakterier
	Stofftransport (ukentlige prøver)

Fylkesmannens ønsker for framtidig overvåking

Biologiske parametre som bør forsterkes: Algesammensetning og mengde, bunndyr og fisk

Termostabile Koliforme Bakterer (TKB) og Tot-P er de viktigste måleparametrene mhp. brukermål og hovedplaner. Fylkesmannen har planlagt et seminar med kommunene om overvåking og programinnhold. Fylkesmannen ønsker også at overvåkingen blir mer resultatrettet av hensyn til fortsatt legitimering av avløpsinnsats og målstyring. Bruken av dataene blir viktig for å opprettholde og videreutvikle den lokale overvåkingen.

6.3.4 Overvåking i regi av Morsa prosjektet

Da kommunene i Østfold ikke hadde egen overvåking av lokale resipienter utover at de bidro til Fylkesmannens (FM) overvåking, har Morsa-prosjektet gjennomført en overvåking av vannforekomster som ikke overvåkes av Fylkesmannen i Østfold. Overvåkingen er utvidet og forsterket etter at tiltaksanalysen ble gjennomført (Lyche-Solheim et al. 2001). Ski og Enebakk kommuner i Akershus har egen overvåking, se Fylkesmannen i Oslo/Akershus.

Tabell 25 viser dagens overvåking i regi av Morsa-prosjektet og deres ønsker for framtidig overvåking. For både elver og innsjøer er det behov for større fokus på hydrologiske / hydromorfologiske forhold, både med tanke på beregninger av stofftransport / retensjon, og med tanke på koblinger mellom vannstand og vannkvalitet, samt mellom kanalisering og kantsoner / økologisk status.

I tillegg til overvåkingen som er skissert i **Tabell 25** bør man også overvåke bekker i lokale delnedbørfelt til Storefjorden, Vanemfjorden og Mosseelva. Disse er en særlig utfordring i forhold til overvåking da det ikke er én, men opptil 5 resipienter per delnedbørfelt. Flere av disse har meget høyt innhold av biotilgjengelig fosfor, og undersøkelser viser at den økologiske tilstanden for begroingsalger er meget dårlig (Løvstad 2001, Løvstad in prep). Forurensing fra miljøgifter kan også være en aktuell problemstilling i flere av disse.

Da det i liten grad fantes opplysninger om økologiske forhold i elver og bekker har Morsa-prosjektet lagt vekt på å bedre kunnskapen om begroingsalger, bunndyr og fisk i vassdraget. Dette er begrunnet ut fra behovet for dokumentasjon av økologisk tilstand før tiltak, samt kommende behov i forbindelse med Rammedirektivet. Følgende undersøkelser er utført:

- Begroingsalger er undersøkt i august hvert år 2000, 2001 (30 elve- og bekkestasjoner), 2002 og 2003 (11 elvestasjoner) (Løvstad 2001 og in prep).
- Bunndyr ble undersøkt høsten 2001 på følgende elvestasjoner: Utløp Mjær, Kråkstadelva, Hobølelva ved Kure, Veidalselva, Mørkelva og Svinna før Sæbyvannet (Bækken, 2002).
- Det er foretatt enkelt el-fiske i utvalgte elver og bekker høsten 2000 (Toverud 2000).
- Morsa-prosjektet har i samarbeid med Vansjø grunneierlag og fiskeforvalter hos Fylkesmannen i Østfold initiert og finansiert undersøkelser av fiskebestanden i Vansjø (Brabrand in prep, Lien 2003)

Tabell 25. Dagens overvåking i regi av Morsa-prosjektet og ønsket framtidig overvåking i Vansjø-Hobøl vassdraget

Målestasjoner	Frekvens	Parametre	Kommentarer
<i>Elver/bekker- eksisterende</i>			
11 elvestasjoner ⁶ : Tangelva, utløp Mjær, Hobøelva v /Tomter, Hobøelva øvre, Kråkstadelva, Hobøelva v /Kure (for å kunne sammenligne med FM data) Hobøelva utløp, Veidalselva, Mørkelva, Svinna før Sæbyvannet, Svinna før Vansjø	Hvert år- 8 ganger i året mars til november ⁷ (bortsett fra i fellesferien juli) ⁸	Tot-P, TRP, LRP, Tot-N, SS, TKB Begroingsalger i august hvert år. Bunndyr på utvalgte stasjoner (høsten 2001) Begrensede fiskebestandsundersøkelser (2000 og 2003)	Prøvetakingstidspunkt for vannkjemiske parametre forsøkes samordnet med FMs overvåking i Hobøelva v. Kure.
<i>Elver/bekker- ønsker for framtiden</i>			
Felles og samkjørt overvåking av de viktigste delnedbørfeltene med Hobøelva ved Kure fortsatt som hovedstasjon. Automatisk vannføringsproporsjonal prøvetaker bør installeres.	Dersom vannføringsproporsjonal prøvetaker installeres bør vannkjemisk stikkprøvetaking likevel opprettholdes i 1-2 år for å se om det er store avvik mellom stikkprøvetaking hver 14. dag og vannføringproporsjonal prøvetaking.	Tot-P, Tot-N (muligens andre N-fraksjoner), ortofosfat (evt også TRP), SS, TBK. Begroingsalger, bunndyr, fisk (undersøkelser av fisk er delvis mangelfulle)	Det bør legges vekt på å samkjøre prøvetakingen med JOVA-programmet for å lette tolkningen og kunne redusere antall prøver per år.
<i>Innsjøer- ønsker for framtiden</i>			
(Langen), (Våg), Mjær, Sæbyvannet, Storefjorden, Vanemfjorden, (Grepperødfjorden):		Parametervalg (kjemi og økologi) bør i størst mulig grad følge Rammedirektivet. På økologi-siden er det særlig behov for økt innsats innen fisk og vannvegetasjon i innsjøene.	Felles og ensartet overvåking og rapportering. Alle aktører bør være med på finansieringen.

⁶ I hovedsak delnedbørfelt fra Tiltaksanalysen (Lyche-Solheim et al., 2001)

⁷ Prøvetakingstidspunkt forsøkes samordnet med FMs prøvetaking i Hobøelva v/Kure.

⁸ Prøvetaking bare 8 ganger i året av økonomiske og praktiske årsaker

6.4 Design av overvåkingsprogram i Vansjø-Hobøl vassdraget

6.4.1 Innledning

Kravene til overvåking i Vansjø-Hobøl vassdraget må ses i lys av Direktivets målsetting og behovet for rapportering. Overvåkingen skal være målrettet, og konsentrert om de vannforekomstene hvor det er risiko for at miljømålene ikke tilfredsstilles. Videre skal den være innrettet slik at endringer i tilstand og status skal kunne dokumenteres, og at årsakene til dette, skal la seg verifisere. Målet med lokal og regional overvåking er å oppnå et tilstrekkelig datagrunnlag til å kunne beskrive økologisk status på en så god måte som mulig, for å kunne planlegge tiltak som muliggjør måloppnåelse, samt følge opp effekten av iverksatte tiltak på kommunenivå.

Selv om datamaterialet som er vurdert i denne rapporten er noe ufullstendig er det tilstrekkelig til å fastslå at den pågående overvåkingsaktiviteten i fylker og kommuner bare delvis lykkes i å fremskaffe det nødvendige datagrunnlaget for å nå de fremtidige målene med overvåkingen i henhold til Rammedirektivet for vann. Dette skyldes først og fremst mangler i den metodiske tilnærmingen med svakheter i parametervalg (biologisk) og prøvetakingsfrekvens. Redusert tilgang på midler til overvåking av vassdragene i de senere år må sannsynligvis ta noe av skylden for dette. Vansjø-Hobøl er allikevel et heldigstilt vassdrag takket være det interkommunale samarbeidet i Morsa-prosjektet, som gjør at styring/samordning av aktivitetene i kommunene og fra fylkesmenneses miljøvern avdelinger er mye bedre enn mange andre steder i landet.

Nedenfor følger faglige anbefalinger om hvordan en mer helhetlig fremtidig overvåking bør utføres i Vansjø-Hobøl-vassdraget i tråd med iverksettelsen av Rammedirektivet for vann, og hvordan denne bør utføres/organiseres mhp metodikk (parametre, prøvetakingsfrekvens) og utvalg av vannforekomster/målestasjoner.

Vurderingene og anbefalingene er basert på eksisterende retningslinjer og krav i Rammedirektivet, samt i hht:

- SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet i ferskvann (SFT 97:04),
- Erfaringene fra allerede utførte undersøkelser på forskjellige forvaltningsnivå
- De internasjonale rapporteringsforpliktelsene Norge har i forhold til f.eks. EUs Avløpsdirektiv og Nitratdirektiv, RID programmet innen OSPAR, EEAs overvåkings- og informasjonsnettverk for ferskvann (EuroWaternet).

6.4.2 Aktuelle vannforekomster /målestasjoner

Identifisering og karakterisering av vannforekomstene i Vansjø-Hobøl vassdraget er gjort i kapittel 4. Dette er grunnlaget for det foreslåtte overvåkingsprogrammet i det følgende. Identifiseringen og karakteriseringen tilsier at ni innsjøer (deler av innsjøer) og 11 elver (elvestrekninger) må overvåkes i Vansjø-Hobøl vassdraget i forbindelse med iverksettelsen av Rammedirektivet for vann, se **Tabell 26**. Se forøvrig avsnitt 6.3.4 om utvelgelse av ytterligere vannforekomster.

Gruppering av vannforekomster for overvåking kan gjøres for vannforekomster som er av samme type og samme tilstand, for eksempel Hobølelva fra Kråkstadelva til Høyfoss og Hobølelva fra Høyfoss til Vansjø (se **Tabell 14** og **Tabell 16** i Kap. 4). Innenfor en slik gruppering må det tas prøver fra både hurtigstrømmende og sakteflytende partier.

Det er nødvendig å foreta en grundig vurdering av valg av lokaliteter. Kriteriene for utvelgelse bør ta hensyn til lokale, regionale og andre overordnede nasjonale og internasjonale interesser og behov, i tillegg til det som er nødvendig for å tilfredsstille målene i Rammedirektivet for vann. Problemlokaliteter bør prioriteres, dvs. lokaliteter der den økologiske tilstanden er moderat eller dårlig, og der

det er konflikter mellom ulike brukerinteresser. Når prøvetakingsstedet er fastlagt må dette ikke fravikes. Ved å holde på de valgte lokaliteter vil man sikre at det blir mulig å registrere utviklingstendenser over tid, og dermed kunne få et bedre grunnlag for å planlegge og måle effektene av ulike tiltak.

Vannkvalitetsstasjon og vannmengdestasjon er for tiden ikke overensstemmende ved Høyfoss/Kure. De må samlokaliseres ved Høyfoss.

Tabell 26. Identifiserte vannforekomster for overvåking i Vansjø-Høbølvassdraget

Innsjøer	Elver
Bindingsvann	Tangenelva
Langen	Høbølelva fra Mjær til Tomter
Mjær	Høbølelva fra Tomter til Kråkstadelva
Våg	Kråkstadelva
Sæbyvannet	Høbølelva fra Kråkstadelva til Høyfoss /Kure
Bjørnerødvann	Høbølelva fra Høyfoss/Kure til Vansjø
Vansjø-Storefjorden	Mørkelva
Vansjø-Vanemsfjorden	Veidalselva
Vansjø- Greppreødfjorden	Svinna oppstrøms Sæbyvannet
	Svinna nedstrøms Sæbyvannet
	Mosseelva

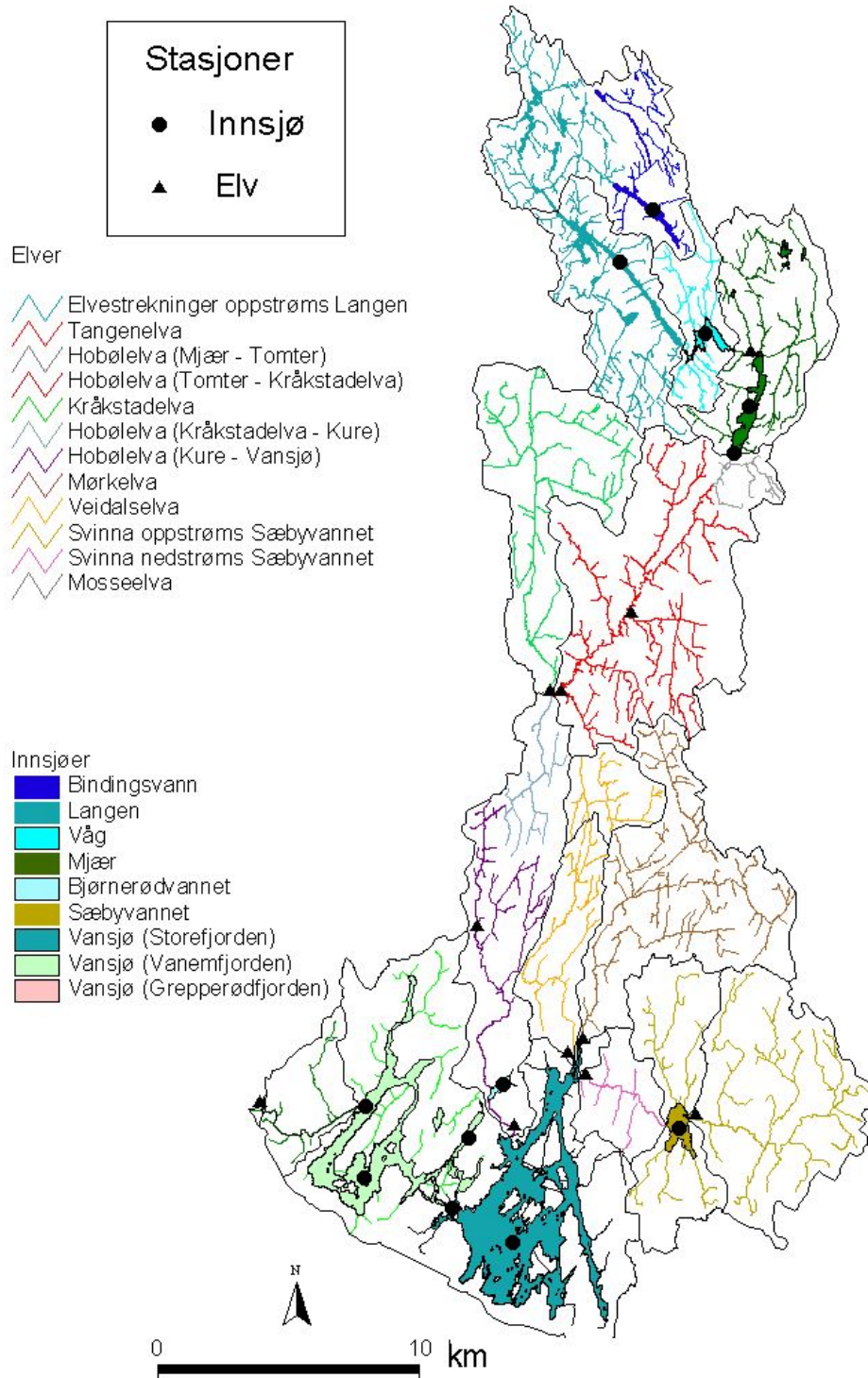
Elver

Det anbefales å ha minst en stasjon pr. elv/elvestrekning. Den bør fortrinnsvis ligge i enden av elva/elvestrekningen, for å kunne måle effekten av alle belastningene som påvirker elvestrekningen, samt for å muliggjøre beregninger av stofftransport til vassdraget nedstrøms. I enkelte elvestrekninger kan det være behov for flere målepunkter avhengig av lokale tilførsler fra sidebekker, eller ut fra behovet for kartlegging av biologiske kvalitetselementer i områder med forskjellig substrat, f.eks. hurtigstrømmende versus sakteflytende partier.

Innsjøer

For innsjøene i øvre del av vassdraget er det tilstrekkelig med en stasjon midt i innsjøen (Bindingsvann, Langen og Våg). Det anbefales å ha minst to stasjoner for hver innsjø nedstrøms Våg, dvs. Mjær, Sæbyvannet og de to hovedbassengene i Vansjø: en midt i innsjøen og en ved utløpet. På utløpsstasjonen er det tilstrekkelig å måle fysisk-kjemiske parametre. Dette er viktig fordi det gir grunnlag for input-output beregninger, og dermed for estimater av retensjon og kritisk belastning i innsjøene. Slike tall er nødvendig for justering av tiltaksplaner med tanke på å bedre kostnadseffektiviteten. For vannplanter anbefales 3-10 transekter pr. innsjø fra strandsonen og ned til nedre voksegrense, mens behovet for målestasjoner for kartlegging av økologisk status for fiskebestander vil være avhengig av innsjøstørrelsen og fangstmetode (elekrofiske, garn). CEN-standard-metodikk er under utarbeidelse for begge disse biologiske kvalitetselementene.

Figur 7 viser forslag til målestasjoner for elver og innsjøer. Dette er tilnærmet likt de stasjonene som brukes i dag (se **Tabell 25**). Lokale behov kan nødvendigvis gjøre flere målestasjoner enn det som er vist i **Figur 7**, for eksempel lokale bekker med direkte utløp til innsjøene (se avsnitt 6.3.4), samt overvåking av badeplasser i strandsonen i innsjøene. I tillegg kommer overvåking av råvannsinntaket i Storefjorden.



Figur 7. Forslag til målestasjoner for overvåking i Vansjø-Hobølvassdraget i henhold til Rammedirektivet for vann. Se **Tabell 25** for oversikt over dagens målestasjoner.

6.4.3 Type overvåking og overvåkingsfrekvens

Langsiktig kontrollovervåking ("surveillance monitoring")

Hvis en eller flere vannforekomster skulle vise seg å ha god økologisk tilstand /evt. godt økologisk potensiale (dvs. måloppnåelse), trenger man bare å gjenta overvåkingen hver tredje planperiode (hvert 18. år) for disse vannforekomstene i flg. minstekravet i Direktivet. Det er viktig å huske at Rammedirektivets krav er minimumskrav og at landene står helt fritt, og også er oppfordret til å utføre hyppigere og mere detaljerte overvåkingsprogram der hvor det er nødvendig. Hydrologiske svingninger fra år til år tilsier at en overvåking hvert 18. år vil være langt fra tilstrekkelig for å få utsagnskraft i trendanalyser. En foreløpig anbefaling kan derfor være at langsiktig ("surveillance") overvåking utføres minst en gang hvert 6. år, dvs. under hver forvaltningsplanperiode (RBMP) i vannforekomster som er i god økologisk status eller har godt økologisk potensiale.

Denne typen overvåking kan være aktuell for vannforekomstene høyt oppe i nedbørfeltet (oppstrøms Våg) der datagrunnlaget pr. i dag antyder lav risiko for manglende måloppnåelse (**Tabell 17**). Da datagrunnlaget er til dels meget tynt i forhold til Rammedirektivets krav (samtlige biologiske, fysiske-kjemiske og hydromorfologiske elementer) må mer data samles inn før en sikker risikovurdering kan gjøres for disse lokalitetene.

Operasjonell / tiltaksrettet overvåking

Denne type overvåking skal gjøres for alle vannforekomster som har moderat eller dårlig økologisk status, dvs. alle vannforekomstene nedstrøms Våg (**Tabell 17**). Minstekravet for denne type overvåking er at den utføres minst 1 år hvert 6. år inntil målet om god status er nådd. På samme måte som nevnt i avsnittet ovenfor vil operasjonell overvåking måtte gjøres langt hyppigere dersom det skal være mulig å avdekke utviklingstendenser som følge av f.eks. endrede belastninger. Vi anbefaler derfor i utgangspunktet at operasjonell eller tiltaksrettet overvåking gjennomføres hvert år inntil målet er nådd. Det er kun de mest sensitive kvalitetselementene (parametrene) som må registreres i denne type overvåking (se nedenfor).

Overvåking av beskyttede områder

Da Vansjø-Storefjorden brukes som råvannskilde for drikkevann er det spesielle overvåkingskrav (tilleggsovervåking) i henhold til Drikkevannsdirektivet (Direktiv 80/778/EEC fra 15 juli 1980 revidert ved Direktiv 98/83/EC). Se også Størseth et al. 2003.

Undersøkelsesovervåking

For Mørkelva og Veidalselva, hvor enkelte undersøkelser tyder på at det ikke finnes eller er svært lite fisk, bør det også settes i gang problemorientert overvåking ("Investigative monitoring") for om mulig å avdekke grunnen(e) til dette.

6.4.4 Parametre

Langsiktig kontroll overvåking ("surveillance monitoring") i Vansjø-Hobøl vassdraget bør utføres for alle parametrene angitt i **Tabell 27**, dvs. alle biologiske, fysiske-kjemiske og hydromorfologiske parametre, samt alle aktuelle miljøgifter (inkl. pesticider, samt kvikksølv i fisk).

Operasjonell overvåking skal måle de parametrene som er mest sensitive for de belastningene som vannforekomstene utsettes for i dette vassdraget. Inntil mer sikkert datagrunnlag for beregning av EQR foreligger, vil de mest sensitive parametrene for den aktuelle belastningen (eutrofiering) i vannforekomstene nedstrøms Våg være fyttoplankton (innsjøer), begroingsalger (elver), vannplanter,

Tabell 27. Forslag til parametre og prøvetakingsfrekvens for operasjonell / tiltaksrettet overvåking i Vansjø-Hobøl-vassdraget.

Biologiske kvalitetselementer	Innsjøer	Elver
Fytoplankton	Hvert år	
Taksonomisk sammensetning	10 / vekstsesong	
Biomasse (klorofyll a, µg/L)	10 / vekstsesong	
Biomasse (biovolum mm ³ /m ³)	10 / vekstsesong	
Bentiske alger		Hvert år
Taksonomisk sammensetning		1/år (sensommer)
Dekningsgrad		1/år (sensommer)
Vannplanter	Hvert 6. år	Hvert 6. år
Taksonomisk sammensetning	1/år (sensommer)	1/år (sensommer)
Dekningsgrad	1/år (sensommer)	1/år (sensommer)
Bunnfauna		Hvert 3. år
Taksonomisk sammensetning		1/år (høst)
Tetthet		1/år (høst)
Fisk	Hvert 6. år	Hvert 6. år
Artssammensetning	1/år (høst)	1/år (høst)
Bestandstetthet	1/år (høst)	1/år (høst)
Aldersstruktur	1/år (høst)	1/år (høst)
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Hvert år	Hvert år
Total Fosfor (+ fosfat i elver og i bunnvann innsjøer)	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
Total nitrogen og nitrat	10 / vekstsesong.	månedlig (hele året)
Siktedyp	10 / vekstsesong	
Farge	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
Turbiditet	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
Suspendert stoff		månedlig (hele året)
Temperatur	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
Oksygen (bunnvann)	2/år (mars og nov)	
TOC	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
pH	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
Ca	10 / vekstsesong	månedlig (hele året)
	Hvert 6. år	Hvert 6. år
Hg i fisk	1/år	1/år
	Hvert år	Hvert år
Aktuelle miljøgifter, inkl. utvalgte pesticider ⁹	10 / vekstsesong	10 / vekstsesong
Hydromorfologiske kvalitetselementer	Hvert år	Hvert år
vannføring		kontinuerlig
vannstand	ukentlig (daglig v. flom)	
struktur av kantsonen		1 / år (sensommer)

⁹ Vil avhenge av utfallet av analysen av belastninger

bunnfauna (primært elver) og fisk. Disse bør derfor være med i overvåkingen inntil resultatene eventuelt viser at enkelte av disse kvalitetselementene er mindre sensitive for de aktuelle belastningene. Selv om Direktivet har fokus på å overvåke de mest sensitive biologiske parametrene for den aktuelle belastningen, bør også relevante fysisk-kjemiske parametre tas med i den tiltaksrettede overvåkingen, dersom man skal kunne undersøke dose-respons-forhold og effekter av gjennomførte tiltak. For dette vassdraget vil de relevante parametrene være stort sett de som overvåkes idag: fosfor (total og biotilgjengelig), nitrogen, TOC, turbiditet, evt. suspendert stoff, siktedyp og oksygen i dypvannet, samt vannføring og vannstand.

6.4.5 Prøvetakingsfrekvens

Prøvetakingsfrekvensen som anbefales i Guidance on Monitoring er 1 gang hver 14. dag for næringssalter og fytoplankton (se Vedlegg H i Lyche-Solheim et al. 2003 b). Anbefalingene som er gitt i tabell 26 er basert på disse retningslinjene.

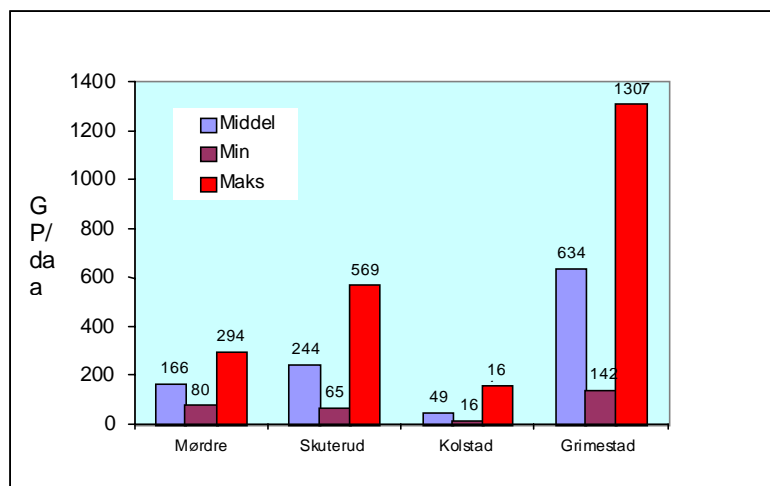
Prøvetakingsfrekvensen for ulike parametre må drøftes ut fra krav til nøyaktighet og statistisk utsagnskraft, kombinert med krav til praktisk og økonomisk gjennomførbarhet. Prøvetakingsfrekvensen i det nåværende klassifikasjonssystemet til SFT er 6 prøver pr. år. En prøvetakingsfrekvens på 4 ganger pr. år eller 6 ganger pr. år vil gi > 40% usikkerhet på sesongmiddelverdiene for klorofyll, og > 25% usikkerhet på middelveidien for totalfosfor (Faafeng og Fjeld 1996). Signifikante utviklingstendenser kan dermed være vanskelig å påvise. Samtidig er det viktig å huske at det er nødvendig med en sterk økning i antall prøver for å få vesentlig bedre resultater, spesielt for klorofyll.

Tabell 27 viser et forslag til parametre og prøvetakingsfrekvens for operasjonell / tiltaksrettet overvåkingsprogram for de identifiserte vannforekomstene i Vansjø-Hobøl vassdraget.

6.4.6 Overvåking av belastninger

Direktivet inneholder ingen spesifikke krav til overvåking av belastninger. Imidlertid vil kunnskap og dokumentasjon av de kritiske belastningene være en viktig forutsetning for å gjennomføre effektive tiltaksplaner, herunder foreta nødvendige korrigeringer og suppleringer underveis, samt for å vurdere/evaluere eventuelle endringer i tilstand/status som følge av gjennomførte tiltak. I utgangspunktet vil en overvåking først og fremst være nyttig i forhold til belastninger som er variable over tid, enten som følge av underliggende prosesser (f.eks klima, arealbruk, tekniske forhold, atmosfæriske tilførsler) eller som følge av tiltak. Omfanget av slik overvåking (dvs antall lokaliteter) vil i første rekke avhenge av den romlige eller geografiske variasjonen i den aktuelle belastningstypen. De største utfordringene i så måte er knyttet til belastninger som har stor variasjon både i rom og tid, f.eks diffuse forurensningskilder. **Figur 8** illustrerer typiske variasjoner i forurensningsbelastning (fosfor) fra diffuse kilder i landbruket, basert på målinger i 4 nedbørfelt med relativt likeartet driftsform i JOVA programmet. Årlig P tap kan variere med en faktor på 10 innen ett og samme felt, samtidig med at middeltapet (for hele måleperioden) varierer med en faktor på mer enn 10 mellom de enkelte feltene.

Belastninger kan i prinsippet overvåkes direkte (f.eks. måling av variasjoner i vannføring, forurensningsmengder), eller indirekte (f.eks. registrering av ulike indikatorer som indirekte gir informasjon om den aktuelle belastningen). Norge har et relativt velutviklet system for både direkte og indirekte overvåking av belastninger, spesielt knyttet til forurensninger. Hvorvidt dette er tilstrekkelig i forhold til de behovene som utløses av Rammedirektivet for vann er noe usikkert. Dette vil blant annet avhenge av inndelingen i vannforekomster (antall, størrelse, typer) og tilgangen på modellverktøy for å generalisere måledata.



Figur 8. Fosfortap i gram P/daa jordbruksareal i fire nedbørfelter i JOVA programmet. Årlig tap i måleperioden oppgitt som middel, maksimum og minimum.

Overvåkingen skal i prinsippet være spesifikk for den enkelte vannforekomst. Dette vil imidlertid kunne bli svært kostnadskrevende om ikke en finner praktiske tillempninger. En slik tillempning er å gruppere likeartede vannforekomster og konsentrere overvåkingen i et antall eller utvalg av representative typelokaliteter. For å få full nytte av en slik stratifisert overvåking vil det da være nødvendig med en stor grad av samordning, dvs. at overvåkingen trenger en nasjonal/regional koordinering med tilstrekkelig fagkompetanse i bunn, slik at resultatene kan generaliseres og utnyttes på tvers av vannforekomster/vanddistrikter og kobles til standardiserte modellverktøy.

Analyse og anbefalinger

Forurensning, spesielt knyttet til fosfor og erosjonsmateriale, er vurdert som den mest kritiske belastningen på vannforekomstene i Vansjø-Hobølvassdraget. Jordbruk og bosetning (spredt avløp) representerer hovedkildene (Hovik et al. 2003, Lyche-Solheim et al. 2001). Det vil derfor være naturlig å konsentrere overvåkingen av belastninger om disse to aktivitetene. Etableringen av Rygge flystasjon som sivil lufthavn kan representere en ny framtidig aktivitet som er relevant å vurdere i forhold til belastningen på lokale vannforekomster og Vansjø. Dette bør tas hensyn til ved planleggingen av et framtidig overvåkingsopplegg for belastninger. Vannføringen i hovedvassdraget (Hobølelva og Mosselva), samt vannstandsvariasjonene i Vansjø, bør være en integrert del av en framtidig overvåking både av belastninger og tilstand.

Data innsamlet fra direkte og indirekte overvåking må systematiseres og lagres i databaser som sikrer tilgang og fleksibel bruk i forhold til ulike behov.

Hverken spredte avløp eller diffuse kilder i landbruket lar seg overvåke i sin helhet. Det vil heller ikke være nødvendig, forutsatt at det etableres et systematisk opplegg basert på målinger i typelokaliteter, innsamling av indikatordata og bruk av modeller.

Diffuse kilder/landbruk:

Overvåkingen bør baseres på konkrete målinger, innsamling av indikatordata og modellberegninger.

Omfanget av konkrete målinger bør begrenses til typelokaliteter som er representative for større områder. Det foreslås derfor et opplegg med etablering av en fast målestasjon i Kråkstadelva (på tilsvarende nivå som målingene i JOVA programmet), som supplement til målingene i Hobølelva. Det

vil være naturlig at det etableres flere stasjoner i Hobølelva (i dag er det kun én stasjon ved Kure) slik at en får dekket opp de enkelte vassdragsavsnittene / vannforekomstene. Før dette eventuelt gjøres, bør det foretas en nærmere vurdering av om JOVA programmets målestasjon i Skuterudbekken (Ås kommune) kan fungere som en referansestasjon for deler av jordbruksarealene i de enkelte vannforekomstene i vassdraget.

I tillegg til en eventuell stasjon i Kråkstadelva, bør det vurderes supplerende målinger i andre bekker hvor kunnskapen og datagrunnlaget er i dag for svakt til å kunne kvantifisere belastningene godt nok, samt oppdage eventuelle endringer og årsakssammenhenger.

Et rutinemessig opplegg for indirekte overvåking bør etableres basert på de konkrete målingene nevnt over, og på data innsamlet om driftsforhold i de enkelte vannforekomstene (landbruksstatistikk). Dette bør integreres i et modellverktøy som muliggjør en effektiv rapportering av utviklingen i de enkelte vannforekomstene. Det finnes i dag begrenset med egnede modeller, men arbeid er på gang i flere forskningsprosjekter slik at dette burde bedres i nær framtid (se f.eks. EUROHARP prosjektet)..

Spredte avløp

Overvåking basert på indikatorer, dvs registrering av avløpsløsninger (som allerede er gjort, se bl.a. Lyche-Solheim et al. 2001), og rutinemessig oppfølging av oppgraderinger og funksjonalitet. Rapportering/oppdatering og resultatberegninger for den enkelte vannforekomst ved bruk av f.eks. verktøyet GIS-Avløp. Kontrollmålinger bør vurderes i et utvalg av typelokaliteter/renseløsninger, for å få fram et dokumentert mål på reelle utslipp av næringsstoffer, organisk materiale og eventuelle patogener. Dette vil også gjøre modellberegningene i GIS-avløp mer robuste.

Rygge sivile lufthavn

Det bør etableres et opplegg for å overvåke eventuelle utslipp fra lufthavnen for å fange opp konsekvenser av økt framtidig aktivitet. Det konkrete opplegget vil avhenge av/måtte tilpasses i forhold til renseløsningene som etableres i tilknytning til aktiviteten på lufthavnen. I utgangspunktet bør en ha fokus på kjemikalier som benyttes i driften (f.eks. avisningsmidler) og ulike organiske forurensninger som f.eks olje og drivstoff.

6.5 Informasjonsspredning

For å operasjonalisere et system der alle aktører skal ha tilstrekkelig oversikt må man ikke undervurdere/nedprioritere informasjonssiden som del av helhetskonseptet. Målet må være å etablere et system som gir en god og enhetlig beskrivelse av Norges tilstand med hensyn på kjemisk og økologisk status, og som er relevant å bruke for alle involverte aktører. Data bør gjøres tilgjengelig for brukere over et standardisert brukergrensesnitt med lav brukerterskel (f.eks. via et nett-sted), uavhengig av om det lagres i en sentral database eller hos flere databaseverter. Et slikt nett-sted bør være kjernen i et norsk overvåkingsnettverk. Data fra andre relevante undersøkelser og overvåkingsprogrammer bør også tas inn i dette nettverket; i tillegg til at det bør være referanser til andre relevante databaser.

Den økte interessen blant allmennheten, brukerinteresser mtp kvaliteten av våre vannforekomster, kombinert med sensorteknologiutvikling, datafangst og dataoverføring vil forandre overvåkingsbildet i Norge. 'Real-time' framvisning på Internet ved hjelp av multippel parameter sensorer og satellittoverføring eller organsiert felt- og analysearbeid med tanke på rask visning ved hjelp av Internet vil være i tråd med Direktivets intensjoner med økt engasjement og involvering av allmennheten/brukerinteresser.

I USA f.eks. brukes dette av forvaltningen for å etablere TDML (total maksimum daglig belastning) som et utgangspunkt i kampen mot forurensning fra diffuse kilder. Dataene lagres på en sentral server med omgående utlegging på Internet; noe som gjør at interesserte har adgang til dataene samtidig hvor som helst i verden (se University of Connecticut's real-time data fra Long Island Sound på <http://www.mysound.uconn.edu>).

6.6 Harmonisering /endringsbehov

Følgende elementer bør inngå i en revisjon av eksisterende overvåking i Vansjø-Hobøl-vassdraget, samt for å oppnå en mer helhetlig nasjonal overvåking:

1. Modernisering, standardisering og kvalitetssikring av metodene som brukes i overvåkingen (både for ferskvann og marine farvann).
2. Videreutvikling av metoder for biologiske parametre og indekser
3. Utvikling av metoder for å kunne utføre en helhetlig vurdering av vassdragsområdenes økologiske status (ferskvann og marint).
4. Etablering av harmoniserte kriterier for lokalitetsvalg tilpasset norske forhold.
5. Utarbeidelse av prinsipper for overvåkings- og prøvetakingsfrekvens som skal dekke behov for data, data nøyaktighet, tiltaksplanlegging og rapportering til forskjellige fora
6. Utarbeidelse av harmonisert parametervalg ut i fra typen resipient (bioindikatorer, kjemiparametre).
7. Tilpasning av overvåkingsopplegg som omfatter alle typer forurensning, fra punktkilder og fra diffuse kilder, samt større inngrep (vassdragsreguleringer og overføringer av vann) og arealbruk som påvirker vassdragene. Overvåking av grunnvannet vil også få økt fokus samt dets innvirkning på vannkvalitet i vassdrag.
8. En mer biologisk orientering av overvåkingen vil bl.a. muliggjøre etablering og operasjonell bruk av dose-respons-relasjoner for ulike organismegrupper og påvirkningsfaktorer som dagens overvåking ikke har tatt høyde for.
9. Tilpasning av spesiell overvåking av vannverkskilder (uttaket > 100 m³/døgn)
10. Spesiell overvåking av verneområder.

Overvåking påkrevet av Rammedirektivet for vann er meget omfattende, men vil likevel ikke kunne dekke hele behov for overvåking i Norge. Blant annet vil eventuelle nasjonale krav til påvisning av endringer i tilstand, nødvendiggjøre hyppigere og tettere målinger enn minimumskravet i Direktivet.

7. Ressursbehov

7.1 Innledning

Målsetningen for dette delprosjektet er å vurdere mer-kostnader for forvaltningen ved implementering av Rammedirektivet. For å identifisere kostnader må ressursbehov i form fagkompetanse og personell vurderes. Det er forutsatt at Vansjø-Hobølvassdraget med det pågående Morsaprojektet skal være modell for delprosjektets analyser og beregninger. I løpet av prosjektperioden er oppgaven begrenset til aktivitetene *karakterisering av vannforekomster* samt *vassdragsovervåking*.

Karakterisering av vassdrag er en grunnleggende del av implementeringen av EU's vanddirektiv. Måten dette arbeidet utføres på får stor betydning for innholdet i vassdragsforvaltningen i årene framover. Arbeidsopplegget og metoder for karakteriseringen vil også i stor grad være styrende for kostnadene ved implementeringen. Ikke minst gjelder dette ressursbehov og kostnader for forvaltningen.

Overvåking av vassdrag blir et viktig virkemiddel for å nå målene for økologisk tilstand. Vassdragsforvaltning og tiltaksgjennomføring skal begrunnes i overvåkingsresultater om økologisk utvikling. En effektiv og målrettet overvåking er en betingelse for å kunne imøtekomme Rammedirektivets intensjoner innenfor realistisk økonomiske rammer.

Den fremtidige vassdragsforvaltning, dvs. fastsettelse av miljømål, overvåking, tiltaksplanlegging og -gjennomføring skal være nedbørfeltorientert og forankret lokalt. Implementeringen av Rammedirektivet, som også er forutsatt å være nedbørfeltorientert, vil bli første prøve på hvordan en ny forvaltningsmessig organisasjonsmodell fungerer.

I Morsaprojektet er det etablert en forvaltningsmodell som i utgangspunktet synes velegnet som mønster for fremtidig vassdragsforvaltning. Erfaringer fra organiseringen av arbeidet med Vansjø – Hobølvassdraget (Morsa) er derfor i denne delrapporten lagt til grunn for diskusjon av forvaltningens rolle og ressursbehov ved karakterisering og overvåking i tilknytning til implementeringen.

7.2 Forvaltningen

I fase I (NIBR) av demonstrasjonsprosjektet, med utgangspunkt i erfaringene fra Morsaprojektet, er følgende forslag til samarbeid og samspill mellom forvaltningsaktørene fremlagt:

På nedbørfeltnivå etableres det et overordnet samarbeid på høyt nivå i organisasjonene, der man involverer den politiske ledelsen i kommuner og fylkeskommuner, samt ledelsen i aktuelle statlige fagetater, der politiske spørsmål kan drøftes og der mer prinsipielle avveininger mellom kommuner, sektorer og forvaltningsnivåer tas opp. Innenfor denne paraplyen etableres et antall faglige nettverk, med varierende sammensetning, tetthet og varighet, som kan ivareta behov for koordinering av den faglige aktiviteten.

Om organisering av medvirkning fra private aktører heter det i fase I-rapporten:

En slik involvering må forbeholdes noen grupper. Etter vår vurdering kan det være aktuelt å involvere grupper som spiller en viktig rolle i forvaltningen av fellesinteresser som miljø- og friluftshensyn. Disse kan for eksempel inviteres til å delta i samarbeidsarenaer som foreslås etablert på nedbørfeltnivå.

7.3 Generelle krav til forvaltningsorgan for vassdrag

Dagens fragmenterte forvaltningssystem utfordres av Rammedirektivet når det gjelder kravene til helhetlig forvaltning av nedbørfelt. Den utstrakte delegeringen i eksisterende forvaltning stiller store krav til koordinering på tvers av kommunegrenser for å imøtekomme direktivets krav om helhetlig forvaltning av det enkelte nedbørfelt. Delegering stiller automatisk krav om kompetanse i den lokale forvaltning. Ved tiltaksgjennomføring har den regionale forvaltningen vesentlige ansvars- og myndighetsoppgaver, og må derfor involveres relativt sterkt. Det kreves et tett samspill mellom lokal og regional forvaltning ved planlegging, gjennomføring og oppfølging av tiltak. Dette er helt nødvendig for å imøtekomme kravet om at forvaltningen skal være kommuneovergripende og sektorovergripende, dvs en forvaltning som opererer på tvers av kommunegrenser, sektorskiller og forvaltningsnivåer.

Det finnes ikke noe organ i dagens norsk forvaltning som fyller denne rollen. Den fremtidige vassdragsforvaltningen må med andre ord bygges på en forvaltningsmessig ”nyskaping” eller den må forankres i krysningspunkter mellom flere av de etablerte forvaltningssystemer. I Morsaprojektet er 8 kommuner og 2 fylker med forvaltningsansvar involvert.

Sammensetningen av de fremtidige regionale forvaltningsorgan for vassdrag er ikke endelig fastlagt. Det er særlig 2 krav til organets funksjon som bør ivaretas ved sammensetningen:

- Forvaltningsorganet må fylle rollen som arena for informasjonsformidling, diskusjon og koordinering.
- Forvaltningsorganet må være i stand til å nå fram til forpliktende samarbeid innen nedbørfeltet.

Alle instanser med myndighetsansvar for vassdragsforvaltning bør medvirke i nedbørfeltets forvaltningsorgan. Dette innebærer at følgende aktører må være representert:

- Kommuner
- Fylkeskommuner
- Fylkesmenn
- NVE’s regionkontor

I tillegg bør eventuelle vannbrukere med stor samfunnsmessig betydning, for eksempel vannverk, og regulanter/brukseierforeninger delta i det overordnede forvaltningsorgan for nedbørfeltet.

For å sikre enhetlig innføring av direktivet i alle distrikter og for å kunne ivareta rapporteringsrollen overfor EU, krever implementeringen engasjement og styring fra statlig nivå. Hvis det på landsbasis etableres en felles mal for sammensetning av forvaltningsorganer må det sørges for at organisasjonsmodellen fungerer godt enten den skal forvalte et vassdrag med store utfordringer eller et vassdrag hvor tiltaksbehovet er lavt.

7.4 Erfaringer fra organisasjonsmodell for Morsaprojektet

I dette delprosjektet legges det til grunn erfaringer fra forvaltning på nedbørfeltnivå med aktører og arbeidsgrupper slik disse er etablert i Morsaprojektet. Her er statlige og kommunale forvaltningsnivåer sterkt representert. Forvaltningsorganisasjonen i Morsaprojektet blir å sammenligne med de fremtidig nedbørfeltråd. Denne organisasjonen vil med andre ord ha et nedbørfeltdistriktråd som overordnet organ.

Det kommunale engasjementet i Morsaprojektet har et bredt spekter av oppgaver og roller. Lokal forankring og eierskap står sentralt. Dessuten har samspillet mellom lokalpolitikere, kommuneadministrasjon og kommunal spisskompetanse vært grunnlaget for lokalt engasjement og bidratt til økt lokal forståelse av nedbørfeltrettede tiltak.

Morsaprojektet er organisert etter følgende modell:

Organ	Representasjon
Hovedstyret	Ordførerne, 1 grunneier fra hvert fylke, representant fra begge fylkeskommuner og fylkesmannsembetene.
Arbeidsutvalg	Leder og nestleder i hovedstyret (ordførere), 2 landbruksdirektører, 1 fylkesmiljøvernssjef, 1 grunneier, prosjektleder for Morsaprojektet.
Temagrupper	
Landbruk	Representanter for landbruks- og miljøvernforvaltningen kommunalt, 1 representant for landbruksorganisasjoner/grunneiere.
Avløp/avfall	Tekn.etat i medvirkende kommuner, fylkesmennenes forurensningsseksjoner, 1 grunneier.
Skog	Kommunale skogbrukssjefer/miljørådgivere, fylkesmannsembetene, 1 grunneier.

Den sterke representasjonen av politikere (ordførere) i hovedstyret har bidratt til lokal forankring og lokalt eierskap. Temagruppene har vært et faglig nettverk under hovedorganisasjonen. En heltidsansatt prosjektleder har sørget for kontinuitet og fortløpende prosjektoppfølgning både organisatorisk og faglig.

Organisasjonsmodellen har medført relativt stor belastning på enkelte politikere og enkeltpersoner i kommuneforvaltningen. Denne delen av arbeidsinnsatsen har det ikke vært mulig å uttrykke i form av ressursbehov i etterfølgende analyser og beregninger. En velutbygd sekretariatsfunksjon/prosjektlederfunksjon kan være arbeidsavlastende for medvirkende politikere.

Organisasjonsmodellen for Morsaprojektet involverer mange personer fra ulike forvaltningsnivåer og organisasjoner. Utfordringen har vært å skape en felles plattform for utforming av de mest effektive tiltak i nedbørfeltet uavhengig av administrative grenser og med forankring hos lokale politikere, organisasjoner og grunneiere. Takket være stor innsats og engasjement fra enkeltpersoner har organisasjonen vært handlekraftig og kan vise til styrket lokal forståelse for nedbørfeltstyrt tiltaksgjennomføring. Organisasjonen har en klar kobling mellom politisk og faglig nivå og dette synes å ha vært et suksesskriterium for forpliktende samarbeid i Morsavassdraget.

Fylkesmannsmbetet har hatt en viktig rolle når det gjelder å skape grobunn for interkommunalt samarbeid om nedbørfeltbaserte tiltak i vassdrag og bidra til at helhetstenkningen om vassdrag forankres i kommunal planlegging. Politikerne har hatt en sentral rolle i Morsaprojektet ved å "løfte" prosjektet innad i kommunene og motivere til nødvendige budsjettmessige prioriteringer av tiltak.

Organisasjonsmodellen for Morsa er ikke etablert for å gjennomføre den forestående karakterisering og overvåking som skal beskrives i denne delrapporten, men Morsa-organisasjonen illustrerer et eksempel på et organ som kan utføre den helhetlige vassdragsforvaltningen på nedbørfeltnivå, slik direktivet krever.

7.5 Forvaltningens rolle i karakterisering og overvåking av vassdrag

Direktoratsgruppa som har vurdert konsekvensene av å innføre direktivet fastslår at så vel karakterisering som overvåking av vassdrag skal gjennomføres etter retningslinjer fastsatt sentralt. Retningslinjene vil bli nedfelt i veiledere. Disse er imidlertid ikke ferdigstilt ved utarbeidelse av denne delrapporten. Forvaltningens rolle med tilhørende vurdering av ressursbehov blir derfor her vurdert både ut fra de faglige utfordringene arbeidet representerer og med basis i Morsaprojektets forankring i den regionale og lokale forvaltning.

De vesentligste oppgavene for den lokale og regionale forvaltningen i forbindelse med karakterisering og overvåking er å stille eksisterende *kompetanse* til rådighet samt å fremskaffe foreliggende *datagrunnlag*. Både på regionalt nivå og i kommunene finnes kompetanse som kan bistå både ved karakterisering og overvåking. Datagrunnlaget kan foreligge i ulike former og med vekslende tilgjengelighetsgrad i kommuner, fylker og på direktoratsnivå. Tradisjonelt er det en vertikal dataflyt fra lavere til høyere forvaltningsnivå til bruk i statistikk og oversikter. Dataene produseres i stor grad på lavt forvaltningsnivå, dels for lokale formål og dels for videreformidling. Dataenes kvalitet og tilgjengelighet blir bestemmende for arbeidsomfang ved karakterisering, nøyaktigheten i arbeidet og overvåkingens verdi som tiltaksgrunnlag. Derfor må data kvalitetssikres og lagres på en annen måte enn det som er dagens praksis. Samtidig må den lokale forankringen beholdes ved at alle data må være lett tilgjengelig for lokal forvaltning og brukere. System for datahåndtering i forbindelse med implementeringen av Direktivet er under utredning, og vi vil derfor ikke gå nærmere inn på dette her.

I Morsaprojektet er det utført et omfattende arbeid med innsamling og bearbeiding av data om vassdragets tilstand og utvikling. Erfaringene fra prosjektarbeidet så langt er utgangspunkt for vår vurdering av ressursbehov og kostnader for forvaltningen. Gjennom kontakt med prosjektleder og utvalgte kommuner i Morsaprojektet er det fremskaffet konkrete erfaringseksempler om forvaltningens muligheter for medvirkning i arbeidet med karakterisering og overvåking.

7.6 Karakterisering av vassdrag – faglig innhold og ressursbehov.

Formålet med karakteriseringen er å fremskaffe data om vannforekomstenes fysiske, kjemiske og økologiske tilstand. Karakteriseringen skal gi grunnlag for bedømmelse eller klassifisering av tilstand. Sammenholdt med den faktiske observerte tilstanden i vannforekomstene, kan nødvendige tiltak for å nå miljømålene identifiseres. Karakteriseringen skal også fremskaffe grunndata som senere overvåking skal sammenlignes med for å beskrive utviklingen i vannforekomstene.

Det er et klart behov for flerfaglig kompetanse ved karakterisering, jfr. kapitlene om karakterisering av hhv. *belastning* og *status i de aktuelle lokalitetene*, samt *økonomisk karakterisering av vannbruk og vanntjenester*. Det er også klart at karakteriseringsarbeidet på landsbasis må gjennomføres rasjonelt, men innen faglig betryggende rammer. Da kun grunnlaget til en veileder for karakterisering og overvåking er utarbeidet i denne rapporten har beskrivelsen av den optimale organisatoriske og faglige modellen for gjennomføringen av arbeidet vært vanskelig. Ressursbehovet vurderes derfor på et noe mangelfullt grunnlag.

Datagrunnlag innhentet i forbindelse med overvåking av vannmiljø i regi av regionalt og lokalt nivå (Fylkesmannen, NVE's regionkontor, kommunene) vil samlet være vesentlige elementer i datagrunnlaget for karakterisering. Kommunenes rolle i planlegging og registrering (hovedplan avløp, vannmiljøplan, registrering av biologisk mangfold etc.) og som arealplanmyndighet, gjør dem velegnet til å gi utfyllende opplysninger om brukerinteresser, vassdragsbrukere, utslippsforhold m.m. Tilsvarende er kommunene datakilden for gjennomførte tiltak og effekten av disse.

Følgende oppgaver kan innebære ressursbehov og kostnader:

- Samordning og evaluering av eksisterende datatilfang.
- Innhenting av supplerende data.
- Sammenstilling av karakteriseringsdata

Hovedansvarlig for forvaltningen av nedbørfeltdistriktene vil sannsynligvis være Fylkesmannen eller NVEs regionkontorer. Kommunene vil få sin rolle tilpasset det overordnede forvaltningssystem som velges. Videre må det forutsettes at den lokale forankringen for karakteriseringsarbeidet også blir ivaretatt gjennom bl.a. representasjon i nedbørfeltråd (se fase I-rapporten: Hovik et al. 2003). Brukerinteressene forutsettes også ivaretatt gjennom representasjon i nedbørfeltorganisasjonen.

Ved karakterisering skal det tas i bruk et nytt metodisk verktøy (veileder). Utførende personell må planlegge og systematisere sitt arbeid iht. veilederen. Rammedirektivet krever fortløpende arbeid i nedbørfeltene også utover karakteriseringsperioden i 2004, bl.a. regelmessig rapportering til nedbørfeltdistrikts myndigheten. Derfor bør kontinuitet prioriteres ved valg av personell som skal utføre karakteriseringen.

Fylkesmennenes miljøvernavdelinger i Østfold og Oslo/Akershus har kompetanse særlig innen temaene hydrologi, kjemi, vannkvalitet, fisk /ferskvannøkolog og miljøpåvirkning fra landbruket. Samlet har fylkesmannembetene i de to fylkene bred vannfaglig kompetanse, og denne bør utvilsomt komme til anvendelse både under karakteriseringsarbeidet og i senere faser av den nedbørfeltbaserte vassdragsforvaltningen. Det er likevel lite sannsynlig at kapasiteten hos fylkesmennene i dag er tilstrekkelig til alene å kunne påta seg det fullstendige ansvaret for karakteriseringsarbeidet.

Kommunenes oppgave i forbindelse med karakteriseringen blir i første rekke å systematisere relevante data. Mange kommuner har kompetanse og erfaring med bruk av GIS-verktøy innen vassdragsforvaltning og bør trekkes inn i karakteriseringsarbeidet. Flere av kommunene i Morsaprojektet har GIS-baserte databaser for miljødata. I de 8 medvirkende kommuner i Morsaprojektet er det totalt sett god relevant kompetanse og kapasitet. I sitt arbeid med vannmiljø deltar kommunene i forpliktende samarbeid i Morsaprojektet. Dette innebærer at det kommunale arbeidet langt på vei er tilpasset en nedbørfeltbasert arbeidsmodell. Samlet er den kommunale innsatsen i Morsaprojektet stor og eksisterende kompetanse er benyttet i prosjektet. Likevel er det lite sannsynlig at eksisterende kompetanse og kapasitet i kommunene er tilstrekkelig til å løse karakteriseringsoppgaven i tillegg til allerede pålagt arbeid. Det måtte i såfall etableres et interkommunalt samarbeid hvor grupperinger av kommuner samordner sin kompetanse og kapasitet og dermed frigjør relevante ressurser. Trolig vil dette bare unntaksvis være mulig innenfor den korte tidsrammen som er til rådighet for etablering av slike samarbeidsrelasjoner.

På lokalt nivå (kommune) kan det forutsettes at det praktiske arbeidet med tilrettelegging av data for karakterisering gjennomføres innen eksisterende stillingsstruktur. Gjennom midlertidig øremerking av personell, kan lokalforvaltningen i tillegg bidra til effektivisering og kostnadsbesparelser. Tilsvarende kan den regionale (fylke) forvaltningen bidra med egne ressurser gjennom midlertidige prioriteringer internt. Det er imidlertid lite sannsynlig at karakteriseringsoppgaven fullt og helt kan gjennomføres

innenfor eksisterende stillingsstruktur og budsjetter i forvaltningen uten økning av kapasiteten på lokalt og regionalt nivå.

Det synes klart at karakterisering av Vansjø-Hobølvassdraget krever supplerende fagkompetanse og kapasitet til å gjennomføre karakteriseringsoppgaven. Dette ressursbehovet kan fylles gjennom ny stilling og/eller innleide ressurser. Kjøp av tjenester fra eksterne fagmiljøer kan være den mest sannsynlige modell for gjennomføring av karakteriseringsarbeidet i 2004. Den videre oppfølging av Rammedirektivet taler for at en ny stilling bør opprettes på nedbørfeltdistriktnivå, slik at kontinuiteten i vassdragsforvaltningen ivaretas, bl.a. av hensyn til koordinering av overvåkingen. Hvilken organisatorisk tilknytning denne stillingen bør ha diskuteres ikke nærmere her.

7.7 Overvåking av vassdrag – faglig innhold og ressursbehov

Miljøtilstanden i vannforekomstene skal overvåkes for å kunne vurdere om gjennomførte tiltak er tilstrekkelige for å nå miljømålene. I direktivet er det angitt 3 typer overvåking:

- Kontrollovervåking (generell overvåking av alle typer vannforekomster).
- Operasjonell overvåking (kartlegging av tilstand i vannforekomster hvor det er fare for at miljømålet ikke nås).
- Undersøkende overvåking (igangsettes hvis kontrollovervåking eller operasjonell overvåking ikke avdekker årsak til avvik fra mål).

I vurdering av ressursbehov for overvåking er følgende elementer inkludert:

- Design av overvåkingsprogram.
- Praktisk gjennomføring av overvåking (feltarbeid, prøvetaking, analyser, lagring av data mm).
- Tolkning av overvåkingsresultater.
- Rapportering, inkludert produksjon av kart/grafikk.

Overvåking omfatter 2 aktiviteter som kan utføres uavhengig av hverandre:

- 1) Design av overvåkingsprogram tilpasset status i vannforekomstene.
- 2) Drift av overvåkingen, inkludert rapportering.

Lokalisering av overvåkingspunkter og drift av overvåkingen krever betydelig innslag av tilpasning til det enkelte vassdrag. Likevel bør det også her tilstrebes en felles generell forankring i hvilke hensyn som skal tas ved lokalisering og valg av driftsrutiner.

Kjemisk kompetanse (vannkvalitet) og biologisk kompetanse (økologisk status) blir nøkkelen til et formålstjenlig overvåkingsarbeid. Overvåkingens egenart og formål tilsier at kjemisk-økologisk kompetanse bør følge overvåkingsoppgaven fra design av program og gjennom hele overvåkingsperioden.

Overvåkingen i Morsa og de fleste andre vassdrag utføres i dag av lokal kompetanse supplert med noe innleid hjelp. Enkelte vassdrag overvåkes av miljøinstitusjoner, ofte i samband med forsknings- og utredningsoppgaver. Overvåkingens forankring lokalt er grunnleggende for engasjement og vilje til gjennomføring av tiltak. Det er imidlertid ikke mulig fullt ut å identifisere kommunenes rolle i den fremtidige overvåkingen bl.a. fordi EU's retningslinjer for lagring av overvåkingsdata ikke foreligger ennå.

Kompetanse- og ressursituasjonen mht. å imøtekomme Rammedirektivets krav når det gjelder overvåking har likhetstrekk med situasjonen for karakterisering. Enkelte kommuner deltar allerede aktivt i overvåkingen. De mangler imidlertid standardiserte rutiner for gjennomføring, datalagring og dataformidling. Slike rutiner må utvikles, og grundig opplæring i bruk av veilederen for karakterisering og overvåking er nødvendig dersom kommunene skal kunne bidra vesentlig til disse oppgavene i 2004.

I utgangspunktet burde ressursene ved lokal og regional forvaltningsmyndighet være tilstrekkelig for gjennomføring av fremtidig overvåking i Morsavassdraget. Rammedirektivet legger opp til overvåking basert på økologisk status og utvikling. Kompetansen i forvaltningen til å designe, gjennomføre og rapportere overvåkingen er ikke tilstrekkelig idag. Det mest realistiske for å komme raskt i gang er å benytte innleid ekstern kompetanse. For at overvåkingen skal få den nødvendige lokale forankring, må arbeidet likevel utføres i tett samarbeid med lokale kompetanse.

I beskrivelsen av karakterisering er det foreslått en ny stilling for gjennomføring av karakterisering og videre oppfølging av Rammedirektivet. Arbeidsoppgavene til denne stillingen bør også omfatte organisering av overvåking, f.eks. lokal prøvetaking.

7.8 Oppsummering av ressursbehov ved karakterisering og overvåking i Morsavassdraget

7.8.1 Karakterisering

Nedenfor er ressursbehovet for karakterisering av Morsavassdraget vurdert. I vurderingen er det forutsatt følgende:

- Operativ nasjonal veileder for karakterisering foreligger.
- Alle som skal delta i arbeidet på lokalt nivå har fått en grunnopplæring i bruk av veilederen.
- Alle som skal delta i oppgaven på lokalt nivå har god lokalkunnskap om nedbørfeltet.
- Resultater kan lagres på GIS-kompatibelt format.

Tabell 28. Karakterisering. Arbeidsoppgaver, arbeidsverktøy og antatt ressursbehov med utgangspunkt i Morsa.

Arbeidsoppgaver (overordnet)	Arbeidsverktøy	Tilgjengelige ressurser i forvaltningen (kompetanse og kapasitet)	Antatt ressursbehov
Innsamling og tilrettelegging av eksisterende data	Tilgang på aktuelle databaser og andre datakilder	Delvis tilstrekkelig	2 ukeverk
Avgrensning av vannforekomster	Kriterier for inndeling av nedbørfelt i avgrensede vannforekomster	Delvis tilstrekkelig	0.5 ukeverk
Typifisering	Geografiske og kjemiske data	Delvis tilstrekkelig	0.5 ukeverk
Naturtilstand	SFT-veileder 95-04 og nytt norsk system for beskrivelse av naturtilstand, modeller	Ikke tilstrekkelig	0.5 ukeverk
Karakterisering av belastninger	Karakterisering og kvantifisering av belastninger	ikke tilstrekkelig	1 ukeverk
Karakterisering av tilstand	Uttrykke tilstand gjennom kvantitative kriterier, bl.a. basert på biologiske forhold	ikke tilstrekkelig	2 ukeverk
Vurdering av risiko for ikke å nå miljømål	Belastningsmodeller, standardiserte miljømål for god status, sammenfatning av data om belastninger og tilstand, inkl. naturtilstand	Ikke tilstrekkelig	0.5 ukeverk
Økonomisk karakterisering av vannbrukere	Data vannbruk, konflikter og økonomiske beregningsmetoder	Ikke tilstrekkelig	2 ukeverk
	Opplæring av forvaltningen		1 ukeverk
			Sum: 10 ukeverk

Eksempel på dekning av ressursbehov:

- Ytterligere utnyttelse av eksisterende kompetanseressurser i kommuner og fylker.
- Innleid kompetanse og kapasitet.
- Delutnyttelse av nye stillinger innenfor nedbørfeltdistriktet.

Kostnader for karakterisering av Morsa (se tabell 28)

Forutsetninger:

- 1 dagsverk koster kr. 6.000 (ukesverk kr. 30.000) dersom arbeidskraften hentes fra innleid kompetanse/kapasitet. Dersom den hentes fra en ny stilling blir dagsverkprisen lavere, men det er fare for at antall dagsverk blir større pga. at det må settes av tid til opplæring for denne stillingen. Vi har derfor valgt å beregne kostnadene ut fra dagsverkprisen for innleid kompetanse. Dette anses som et maksimumsestimert av de faktiske kostnadene.

Kostnader for 10 ukeverk blir da: **kr. 300.000,-**

7.8.2 Overvåking

Forutsetninger:

- Alt arbeidsverktøy som er angitt i tabellen er tilgjengelig.
- Databaser er tilrettelagt for innlegging av data i GIS-kompatibelt format.
- Overvåking gjøres hvert år (operasjonell overvåking **Tabell 27**)

Tabell 29. Overvåking. Arbeidsoppgaver, arbeidsverktøy og ressursbehov for operasjonell overvåking i Vansjø-Hobøl-vassdraget

Arbeidsoppgaver* (overordnet)	Arbeidsverktøy	Tilgjengelige ressurser i forvaltningen (kompetanse og kapasitet)	Udekket ressursbehov
Design av overvåkingsprogram	Veileder, retningslinjer, standarder	Delvis tilgjengelig	2 ukeverk (kun 1. året)
Praktisk gjennomføring av overvåking	Prosedyrer, utstyr, databaser,	Delvis tilgjengelig	6 ukeverk*
Tolkning av resultater	Standarder	Delvis tilgjengelig	2 ukeverk*
Rapportering og formidling av data	Standarder for elektronisk overføring og lagring	Delvis tilgjengelig	2 ukeverk*
			Sum: 10 ukeverk/år + 2 ukeverk 1. året
Analysekostnader:	Analysemetoder og utstyr til gjennomføring, også biologiske analyser	Biologiske analyser Kjemiske analyser Totalt	kr. 300.000 <u>kr. 100.000</u> kr. 400.000

* Ressursbehov på årsbasis

De biologiske analysene må stort sett gjøres av eksterne fagmiljøer, da lokal- og regional forvaltning har begrenset kompetanse og kapasitet til dette. Ved stipulering av prisen for slike analyser er det tatt

utangspunkt i halvering av enhetsprisen på ca. 30 000 kr. for overvåking av biologisk mangfold i en elv eller innsjø (Brandrud et al. 2000), og 20 vannforekomster.

Eksempel på dekning av ressursbehov:

- Ytterligere utnyttelse av eksisterende kompetanseressurser i kommuner og fylker.
- Innleid kompetanse og kapasitet.
- Delutnyttelse av nye stillinger innenfor nedbørfeltdistriktet.

Kostnader for overvåking av Morsavassdraget (se tabell 29)

Forutsetninger for kostnadsberegning er tilsvarende som for karakterisering.

Kostnader for 10 ukeverk:	kr. 300.000,-
Analysekostnader:	<u>kr. 400.000,-</u>
Totalt:	<u>kr. 700.000,-</u>

Tilleggs kostnader 1. året (design av overvåkingsprogram): 2 ukeverk = 60 000 kr.

Kostnadsoverslaget er vesentlig høyere enn det som brukes i dagens overvåking (ca. 500 000 kr. for hele Østfold, ref. Bergstrøm hos FM pers.medd.). Både Fylkesmannen og Morsaprojektet mener at dagens overvåking er på altfor lavt nivå til å kunne gi tilfredsstillende datagrunnlag for oppfølging av tiltaksplaner med budsjett på > 200 mill. kr. Økt innsats på overvåking er nødvendig for å unngå store feilinvesteringer i tiltak. Sett i dette perspektivet er de anslåtte kostnadene for overvåking tilpasset Rammedirektivets krav < 0.3 % av tiltakskostnadene.

Finansieringen av overvåkingen bør derfor støttes av alle aktører som har interesser i vassdraget, inkludert myndigheter på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå, grunneiere, industri, samt vann – og avløpsverk. Dette bør diskuteres nærmere i egnede fora i tiden fram til 2007.

7.9 Ressursbehov ved karakterisering og overvåking på nasjonalt nivå

Vansjø-Hobølvassdraget er et relativt lite vassdrag som sannsynligvis vil tilhøre Norges største nedbørfeltdistrikt (Glomma). Det er derfor ikke mulig å uten videre oppskalere beregnet ressursbehov for Vansjø-Hobøl-vassdrag til et samlet ressursbehov nasjonalt.

Karakteriseringsarbeidet skal utføres i løpet av 2004. Dette er en meget knapp tidshorisont og metoder og arbeidsomfang må tilpasses denne. Det er særlig tre momenter som vil ha stor innflytelse på resultatene som oppnås i karakteriseringsperioden:

- Kvaliteten på veilederen for karakterisering av vassdrag.
- Mulighetene for effektiv innhenting av eksisterende data.
- Organisering av arbeidet regionalt og nasjonalt.

Kvaliteten på karakteriseringsarbeidet, kvaliteten og tilgjengeligheten av datagrunnlaget og hvorvidt det er mulig å systematisere eller gruppere vannforekomstene på en hensiktsmessig måte, blir avgjørende for kostnadsnivået. Det kan ligge betydelige kostnadsbesparelser i gruppering av vannforekomster.

Det overordnede forvaltningsansvar i forhold til EU-direktivet er ennå ikke avklart. Det er heller ikke fastsatt hvor mange nedbørfeltdistrikt som skal opprettes i Norge. Det er fremsatt forslag om inndeling i 6 distrikter knyttet til NVE's regionkontorer. Et annet forslag har 14 distrikter knyttet til fylkesmannsembetene. Erfaringene fra Morsa gir grunnlag for noen enkle refleksjoner om nasjonale kostnader for implementering av Rammedirektivet, men gir ikke holdepunkter for sikre anslag. Det er et klart behov for nye stillinger på regionalt vassdragsforvaltningsnivå (nedbørfeltdistrikt). Hensikten er å skape et faglig, koordinerende og organiserende tilbud for de lokale (del)nedbørfeltrådene (se Hovik et al. 2003). Hvor stort distrikt hver stilling skal håndtere, vil kunne variere i forhold til nedbørfeltdistriktenes størrelse og vassdragenes tilstand. Det synes mest realistisk å anslå at det er behov for minst én ny stilling knyttet til forvaltningen av hvert nedbørfeltdistrikt, dvs. inntil 14 nye stillinger på nasjonalt nivå. Stillingene bør ikke være 1-års engasjementer, men benyttes til koordinering og faglig bistand i det videre arbeidet med overvåking og tiltaksplanlegging i de respektive nedbørfeltdistriktene.

Tabell 30. Nødvendig tilleggskostnader for forvaltningen for karakterisering og overvåking av vassdrag

Karakterisering av et middels stort vassdrag	Kr. 300.000
Overvåking av et middels stort vassdrag pr. år	Kr. 700.000
Nye stillinger på nedbørfeltdistriktetsnivå (14 stillinger totalt)	Kr. 700.000 pr. stilling

De delene av implementeringsoppgaven som omfatter karakterisering vil koste i størrelsesorden 300 000 kr. for nedbørfelt som kan sammenlignes med Vansjø-Hobølvassdraget (700 km²).

Dersom dette oppskaleres til nedbørfeltdistrikt Glomma, kan man grovt regne at dette vil bli inndelt i ca. 7 delnedbørfelt = "vannområder" (Haldenvassdraget, Morsa, Lågen m Mjøsa, Vorma, Glåma i Østerdalen ned til Elverum, Glomma fra Elverum til Vormsund, Glomma nedstrøms Øyeren). Kostnadene for karakterisering av hele nedbørfeltdistriktet Glomma kan da bli i størrelsesorden 2 mill. Tar vi med de marine vannforekomstene vil dette øke til anslagsvis 3 mill. Dette er i samme størrelsesorden som estimert for nedbørfeltdistriktet i Suldal-Boknafjordssystemet (Berge et al. 2003). Dersom Norge deles i enten 6 eller 14 nedbørfeltdistrikter (Aagaard et al. 2001) får vi anslagsvis 20-40 mill. kr. for hele landet.

For overvåking vil kostnadene bli minimum det dobbelte av dette, dersom overvåkingen av Morsa koster ca. 700000 kr., og vi gjør de samme forutsetningene som ved oppskaleringen av kostnadene til karakterisering ovenfor, m.a.o. 40-80 mill. kr. på landsbasis. Gruppering av vannforekomstene vil redusere disse kostnadene.

Behovet for nye stillinger i forvaltningen, tilknyttet nedbørfeltdistriktene, vil koste ca. 10 mill. kr./år på landsbasis (14 stillinger à kr. 700 000 pr. årsverk) i tillegg til kostnadene angitt ovenfor.

Det presiseres at dette er høyst foreløpige og meget usikre estimater, som må drøftes i mange fora før det er mulig å foreta en realistisk budsjettering av disse oppgavene på nasjonalt nivå.

Finansieringen bør skaffes til veie ved involvering av alle relevante aktører som har interesser i vassdragene, og kostnadene bør ses i forhold til tiltakskostnadene og integreres som en nødvendig del av disse, ved at de betraktes som kostnader til fremskaffelse av datagrunnlaget for tiltakene.

8. Referanser

8.1 Referanser til naturfaglig karakterisering og overvåking

Berge, D., Barton, D., Moy F., Størset, L., Førde, E., Østdahl, T. 2003. Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Vanndirektiv i Suldalsvassdraget med utenforliggende fjordområder. Fase 2: Skisse til veiledere for karakteriseringsoppgavene i 2004. NIVA-rapport nr. xxxx: 156 s.

Brandrud, T.E., Schartau, A.K., Brittain, J., Erlandsen, A., Hesthagen, T., Huru, H., Johannessen, T., Klokk, T., Lindstrøm, E.A., Nybø, S., Raddum, G., Saltveit, S.J., Sandøy, S., Selvik, J.R., Lyche-Solheim, A., Tvede, A., Aagaard, K. 2000. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Forslag til nasjonalt nettverk av elver og innsjøer for intensiv overvåking av representative vassdragsbiotoper. DN-rapport 2000-8: 74 s.

Bækken, T. 2002. Bunndyrundersøkelser i Vansjø-Hobølvasdraget. NIVA-rapport 4615: 16 s.

Børset, E., Glover, B. og Johnsen, G. 2003. Veileder for kategorisering av "sterkt modifiserte vannforekomster", NVK, Rådgivende Biologer rapport.

European Commission, 1980. Drinking Water Directive 80/778/EEC as amended by Directive 98/83/EC

European Commission, 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy

European Commission, 2003. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. Identification of water bodies. Horizontal guidance document on the application of the term "water body" in the context of the Water Framework Directive.

European Commission, 2003. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. Working Group 2.7: Monitoring. Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive

European Commission, 2003. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. Working Group 2.3: REFCOND. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters.

European Commission, 2003. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. Working Group 2.1: IMPRESS. Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive.

European Commission, 2003. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy. WATECO (2002). Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group

Fagrådet for regional overvåking av vannforekomster i Østfold, 2000. Regional overvåking av vannforekomster i Østfold. Program for 2001 – 2004.

- Fölster, J., Sandin, L. og Wallin, M. 2003. A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Report Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences: 34 p.
- Henriksen, A. Kämäri, J., Posch, M. and Wilander, A. (1992). Critical loads for surface waters in the Nordic countries. *Ambio*, **21**, 356-363.
- Henriksen, A., Posch, M., Hultberg, H., and Lien, L. (1995) Critical loads of acidity for surface waters - Can the ANCLimit be considered variable? *Water Air Soil Pollut.*, **85**, 2419-2424.
- Hovik, S., Selvik, J.R., Vagstad, N., Lyche-Solheim, A., Stokke K.B., Brabrand, Å. 2003. Demonstrasjonsprosjekt for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann i Vansjø-Hobøl-vassdraget. Fase I: Forvaltningssystemer, databehov og belastninger. NIVA-rapport l.nr. 4621: 88 s.
- Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava (1989). Applied Geostatistics. Oxford Univ. Press. 561 pp.
- Lien, I. 2003. Effekter av eutrofiering på vekst, habitatbruk, næring og kvikksølvinnhold hos gjedde (*Esox lucius* L.), gjørs (*Stizostedion lucioperca* L.) og abbor (*Perca flavescens* L.) i Vansjø i Østfold, en innsjø med stor miljøvariasjon. Hovedoppgave i naturforvaltning, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, 41 s + Vedlegg.
- Lyche-Solheim, A., Vagstad, N., Kraft, P., Løvstad, Ø., Skoglund, S., Turtumøygard, S. & Selvik, J.R. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget). Sluttrapport. NIVA-report 4377: 104 pp.
- Lyche-Solheim, A., Andersen, T., Brettum, P., Erikstad, L., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Lindstrøm, E.A., Mjelde, M., Raddum, G., Saloranta, T., Schartau, A.K., Tjomsland, T. and Walseng, B. 2003 a. Forslag til system for typifisering av norske ferskvannsförekomster og beskrivelse av referansetilstand. NIVA-rapport nr. 4736: yy p.
- Lyche-Solheim, A. Borgvang, S.A., Vagstad, N., Barton, D., Øygarden L., Turtumøygard S., Brabrand Å., Røhr, P.K. 2003 b. Vedleggsrapport for Demonstrasjonsprosjekt for Implementering av EUs Rammedirektiv for vann i Vansjø-Hobøl-vassdraget: Fase II - Skisse til veileder for karakteriseringsoppgavene i 2004, samt forslag til overvåkingsprogram. NIVA-rapport l.nr. 4738: 80 s.
- Lyche-Solheim, A. 2003 c. Assessing reference conditions for Norwegian lake types vulnerable to eutrophication. Foredrag på Nordisk Symposium, Helsinki, October 2003: How to assess and monitor ecological quality in freshwaters.
- Løvstad, Ø. 2001. Lokal tiltaksrettet kartlegging av vannkvaliteten i bekker og elver i Vansjø-Hobølvassdraget 1999-2000. Limnoconsult rapport.
- Molvær, J., Magnusson, J., Selvik, J.R, Tjomsland, T. 2003. Common procedure for identification of the eutrophication status of maritime area of the Oslo and Paris Conventions. Report on the Comprehensive Procedure for the Norwegian Skagerak Coast. SFT -TA nr. 1927/2003: 93 s.
- Molvær, J., Magnusson, J., Selvik, J.R., Tjomsland, T. 2003. Common procedure for identification of the eutrophication status of maritime area of the Oslo and Paris Conventions. Report on the Screening Procedure for the Norwegian West Coast. SFT -TA nr. 1928/2003: 30 s.
- Naturvårdsverket 2000. Environmental Quality Criteria - Lakes and watercourses. Rapport 5050: 102 s

Sandin, L. 2001. SWEPACS: a Swedish running water prediction and classification system using benthic macroinvertebrates, pp. 44-46, In: Classification of ecological status of lakes and rivers (eds S. Bäck and K. Karttunen). TemaNord Environment 2001: 584

SFT-veiledning 95:04. Bratli, J.L. 1995. Miljøsmål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. TA nr: 1141/1995: 41 s.

SFT-veiledning 97:02. Hauan, E., Størset L. 1997. Miljøsmål for vannforekomstene - Retningslinjer og anbefalte miljøkvalitetsnormer. TA nr. 1500/1997: 19 s.

SFT-veiledning 97:04. Andersen, J.R., Bratli, J.L, Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem L., Holtan, H. Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O., Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. TA nr. 1468/1997: 31 s.

Størset, L., Selvik, J.R. og Skiple, A.. 2003: EUs rammedirektiv for vann: Påvirkninger i norske vassdrag og kystområder, tilgjengelighet av eksisterende data. Statkraft Grøner-rapport 560 611

Toverud, Ø. 2000. Elektrofiske i Våler, Ski, Hobøl og Enebakk kommuner. Utmarksavdelingen i Akershus og Østfold. Rapport nr. 1.

Vighi, M. Chiaudani, G. 1985. A simple method to estimate lake phosphorus concentrations resulting from natural background loadings. Water Res. 19: 987-991.

Voksø, A., Homstvedt, S., Aalbu, Ø., Valland, N., Yndesdal, N., Pettersen, S., Eikenæs, O., Høifødt, H., Taugbøl, G. 1996. Inngrepsindikator for vassdrag. Perspektiver og muligheter. NVE publ. nr. 2 1996: 37 s.

Wright, J. F., Sutcliffe, D. W. and Furse, M. T. (eds.) 2000. Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K. 400 pp, ISBN 0 900386 62 2

Aagaard, K., Borgvang, S.A., Strand, A. 2001. Nedbørfeltdistrikter i Norge. Forslag til inndeling ut fra naturgeografiske og regionaladministrative forhold. NINA oppdragsmelding 691: 26 p.

8.2 Referanser til økonomisk karakterisering

- 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 (Tiltaksplan 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 Vanndirektiv 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 vanndirektiv. 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 gjenskaffelsesverdier 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.