

# Bruk av eldre fiskedata i arbeidet med Vanddirektivet: Et pragmatisk forslag

*Av Odd Terje Sandlund, Åge Brabrand, Ola Diserud, Ingeborg P. Helland, Trygve Hesthagen, Ola Ugedal*

*Odd Terje Sandlund* ([odd.t.sandlund@nina.no](mailto:odd.t.sandlund@nina.no)), *Ola Diserud, Ingeborg Palm Helland, Trygve Hesthagen* og *Ola Ugedal* er forskere ved NINA, Trondheim. *Åge Brabrand* er forsker ved LFI, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. *Diserud* er statistiker, de andre forfatterne er biologer.

## Summary

**“Are older fish data from Norwegian water bodies of any use in the implementation of the EU Water Framework Directive?”** The EU Water Framework Directive requires classification of water bodies according to ecological status. Fish is one of the quality elements used in this classification. Norwegian survey fishing data are not easily adapted to this system, because most data are from water bodies quite heavily influenced by human activities, and very few, if any, environmental parameters were measured. Thus, we lack data to establish the reference condition. In this paper, we propose a model based on expert judgement and a decision tree to allow for classification of water bodies based on imperfect survey data on fish. This will assist management bodies in their classification activities and hopefully allow

for development of appropriate indices on fish status in water bodies. The conceptual model applied in this approach is similar to the one applied in the Fish Classification Scheme (FCS2) index developed in England and Wales, and presently being tested in Scotland and Ireland. We recommend that Norwegian authorities consider investigating the applicability of the FCS2 index in Norway.

## Sammendrag

Etter Vannforskriften (EUs Vanddirektiv) skal elver og innsjøer klassifiseres etter vurdering av avvik fra økologisk referansetilstand. Fisk er ett av kvalitets-elementene som skal brukes i vurderingen. Norske prøvfiskedata har vært lite anvendelige i denne sammenhengen. Dette skyldes at de fleste undersøkelser har skjedd i elver og vann som har vært

utsatt for sterk påvirkning, mangler vi kunnskap om natur- eller referansetilstanden. I tillegg har undersøkelsene vært gjennomført for helt andre formål, slik at nødvendige parametre ikke er registrert. I denne artikkelen foreslår vi en pragmatisk tilnærning basert på ekspertvurderinger og beslutningstre, som gjør det mulig å ta i bruk eldre fiskedata til klassifisering av økologisk tilstand av den enkelte vannforekomst. Den konseptuelle modellen vi anvender her har mye til felles med tenkningen bak Fisheries Classification Scheme (FCS2-indeksen) som er utviklet i Storbritannia. Vi foreslår at norsk forvaltning på lengre sikt vurderer å tilpasse FCS2 til norske forhold.

## Bakgrunn

Innen 2015 skal økologisk tilstand i alle norske vannforekomster klassifiseres etter en femdelt skala under EUs Vanndirektiv (i Norge kalt Vannforskriften). Økologisk tilstand defineres i forhold til en referansetilstand for den aktuelle vanntypen, og avviket fra referansetilstanden avgjør hvilken tilstandsklasse vannforekomsten havner i. Vanndirektivet krever at klassifiseringen skal interkalibreres mellom land. Det betyr at et visst avvik fra referansetilstanden skal resultere i samme tilstandsklasse uansett hvor i Europa vannforekomsten befinner seg. Mens referansetilstanden for vannforekomsten tilsvarende "svært god tilstand" vil et betydelig avvik resultere i "moderat" eller dårligere tilstand, noe som fører til at det må settes inn tiltak. Det skal benyttes kjemiske og biologiske målepara-

metre i klassifiseringen, såkalte kvalitets-elementer, og fiskebestanden er et av de kvalitetselementene som skal anvendes. I utgangspunktet har mange antatt at ferskvannsfisk er det biologiske kvalitetselementet vi har mest kunnskap om, og som det derved skulle være enkelt å ta i bruk. Dette har imidlertid vist seg på ingen måte å være tilfelle (se f. eks. Helland m.fl. 2010). Det er to hovedårsaker til dette; vi har lite data til å beregne referansetilstanden for de ulike vanntypene, og eldre undersøkelser er samlet inn for helt andre formål.

Alle land har en utfordring med å beskrive referansetilstanden på grunnlag av gode felldata. For det første finnes det i dagens Europa få relativt uberørte vannforekomster av de fleste vann typer. For det andre er de fleste fiskeundersøkelser utført i forbindelse med inngrep eller forurensning. I Norge har vi nok relativt sett mange ganske uberørte vannforekomster, men fiskebestandene i disse har i liten grad vært undersøkt. På grunn av manglende data er det dermed vanskelig å beskrive en referansetilstand. I forhold til andre deler av Europa er vår fiskefauna relativt artsfattig. I mange vassdrag langs norskekysten er det vanlig med bare tre-fire arter (laks, aure, stingsild og ål), og det er bare på sørøstlandet at det er mer enn 10 fiskearter til stede i en vannforekomst. Dette har med innvandringen etter siste istid å gjøre. I det øvrige Europa er det imidlertid vanlig med 20 arter eller mer i én lokalitet, og fiskeindekser som er utviklet for Vanndirektivbruk i Europa (f. eks. EFI+; Pont m.fl. 2007, Schmutz m.fl.

2007, FAME Consortium 2009), tar utgangspunkt i artsrike fiskesamfunn. Selv Sverige og Finland har langt flere arter ferskvannsfisk enn Norge (Tammi m.fl. 2003).

Anvendelsen av både EFI+-indeksen, og indekser utviklet i Sverige (Beier m.fl. 2007, Holmgren m.fl. 2007) og Finland (Vehanen m.fl. 2009) krever at man har registrert en rekke parametre, både om fiskebestanden og miljøet (Tabell 1). Det har dessverre vist seg at organiseringen og gjennomføringen av norske fiskeundersøkelser har ført til at man i svært liten grad har registrert de parametrene som er nødvendige for å regne ut disse indeksene på noen meningsfull måte (jfr Holmgren m.fl. 2010).

Som nevnt har vi i Norge ganske få datasett fra uberørte vannforekomster, dvs. som befinner seg i en opprinnelig naturtilstand eller referansetilstand. Selv om vi som har en viss erfaring fra arbeid med ferskvannsfisk kan beskrive mer eller mindre nøyaktig hvordan en fiskebestand med god eller meget god tilstand bør se ut, har vi ikke data til å utføre beregninger av indekser slik at vi kan sammenligne tilstanden for våre fiskebestander med andre europeiske land på en objektiv måte. Fiskeundersøkelser i elver og innsjøer er for det meste gjort i vannforekomster som er utsatt for påvirkninger; forsuring, eutrofiering og vassdragsutbygging, og for det meste knyttet til en rask tilstandsbeskrivelse på grunn av inngrep. Våre fiskeundersøkelser har dessuten i svært stor grad vært artsfokuseret, og konsentrert seg om laks, aure og røye. I mange rapporter som presenterer

resultatene fra elektrofiske i elver er bare fangsten av laks og/eller aure presentert. Noen ganger er andre registrerte arter ikke omtalt i det hele tatt, eller de er nevnt ved navn uten informasjon om fangstens størrelse. Situasjonen er noe bedre når det gjelder presentasjonen av fangster ved prøvegarnfiske i innsjøer, men også her er utvalget av data om referansetilstand lite.

I det forskningsrådfinansierte prosjektet Bioclass-FRESH ser vi at praktiske fiskeindekser til klassifisering som kan interkalibreres mot det som gjøres i våre naboland, for ikke å nevne sentral-Europa, ennå ligger langt fram i tid (men se Direktoratets gruppa Vanndirektivet 2009, s. 68-71). Forskernes skepsis til anvendbarheten til gamle fiskedata møtes imidlertid med et høyst betimelig spørsmål fra forvaltningen om ikke data tross alt kan benyttes i ytterpunktene av skalaen: "Når det er fisk til stede er vel ikke tilstanden i vassdraget helt håpløs?" Vår respons bør være å utvikle metoder der også eksisterende data kan komme til nytte for gjennomføring av Vannforskriften.

Fisk er det biologiske kvalitetsselementet folk bryr seg om, og som lokalsamfunnet ofte har mye kunnskap om. Dette er bakgrunnen for "Fiskeindeksen" for innsjøer i Norge (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009, s. 68-71). For elver har vi foreløpig ikke kommet så langt, selv om arbeidet med å utvikle et system for klassifisering av villaksbestander er et stort skritt i riktig retning for anadrome elvestrekninger (Anonym 2011). Vi trenger imidlertid på kort sikt et system som gjør det mulig å bruke

data fra eldre undersøkelser for å bedømme fiskebestandenes tilstand i forbindelse med den første runden med klassifisering av norske vannforekom-

ster. Et slikt system kan også vise oss hvordan data i Vanddirektivsammenheng bør samles inn i framtidige forskningsprosjekter og overvåkingsprogrammer.

Parameter	VIX	FIFI
Stedskode (i Norge Reginenummer)	X	X
Elvenavn	X	X
Lokalitetsnavn	X	X
Koordinater	X	X
Auretype (sjøvandrende/stasjonær, innsjøvandrende/elvelevende)	X	
Nedbørfeltets areal oppstrøms (størrelsesklasser)	X	X
Nedbørfeltets geologi		X
Høyde over havet	X	X
Avstand til nærmeste innsjø	X	
Andel innsjø av nedbørfelt oppstrøms	X	
Vannbredde	X	X
Årlig middeltemperatur i luft	X	
Vannkjemi		X
Middeltemperatur juli i luft	X	
Helning	X	
Avfisket areal	X	X
Antall fiskearter		X
Antall 0+ salmonider		X
Antall karpfiskindivider		X
Tetthet av aure og laks	X	
Andel av laksefiskartene som reproduserer	X	
Andel tolerante arter (i hht liste)	X	X
Andel intolerante arter (i hht liste)	X	X
Andel lithofile arter (arter avhengig av steinbunn)	X	
Andel tolerante individer	X	
Lokalitetens tilstand (referanse=1, påvirket= 2 eller 3)	X	X

Tabell 1. Oversikt over parametre som brukes i de svenske (VIX; Beier m.fl. 2007) og finske (FIFI; Vehanen m.fl. 2009) indeksene for klassifisering av økologisk tilstand av fiskebestand i elver basert på elektrofiske. FIFI baseres på én gangs overfiske (i likhet med EFI+), VIX på data fra samtlige overfiskingsrunder (ofte tre gangers overfiske).

I denne artikkelen presenterer vi en enkel modell for hvordan dette kan gjøres ved trinnvis ”ekspertvurdering”, og vi viser ved noen eksempler fra elveundersøkelser hvordan modellen kan brukes i praksis.

### En kjede av vurderinger

Informasjon om fiskebestanden i en elv eller en innsjø foreligger i ulik detaljeringsgrad, alt fra ”det finnes fisk” til alders- og størrelsesstruktur for alle arter. I rapporter og publikasjoner er det også varierende mengde informasjon om ulike støtteparametre (vannkjemi, habitat typer, klima, reguleringer og andre påvirkninger). Et problem er imidlertid at denne informasjonen ofte ikke er registrert systematisk slik at den kan anvendes i f. eks. den svenske (Beier m.fl. 2007), finske (Vehanen m.fl. 2009) eller de europeiske indeksene (FAME Consortium 2009). For å nyttiggjøre oss den informasjonen som tross alt finnes, kan en fast struktur basert på tilgjengelig informasjon og ”ekspertvurderinger” være en mulig framgangsmåte. Figur 1 viser skjematisk hvordan informasjon av ulik kvalitet om en fiskebestand kan vurderes gjennom en rekke med sju spørsmål som skal besvares med et ”ja” eller ”nei”. For alle spørsmålene unntatt to betyr ”ja” at informasjonen angir at tilstanden er god, og at man går videre til neste detaljeringsnivå. Et ”nei” betyr at data tyder på en skade på bestanden. Dette fører til en tabell der årsaken til ”nei”-svaret skal vurderes; skyldes det avviket man ser menneskeskapte endringer eller naturgitte forhold? Se tabell 2. For hvert punkt

skal vurderingen begrunnes med en kort skriftlig tekst, slik at vurderingene kan etterprøves av andre. På spørsmålet om fremmede arter (nr 3) og om fiskeutsetninger (nr 5) fører derimot et ”ja”-svar til at det må gjøres en skriftlig vurdering, mens ”nei” leder direkte til neste spørsmål. Nærvær av en fremmed art vil påvirke hvilke arter som er til stede og dominansforhold mellom artene, mens forsterkningsutsetninger eventuelt fører til endringer i tetthet av de artene som settes ut og derved også i dominansforhold.



Figur 1. Beslutningstre for vurdering av vannforekomsters økologiske tilstand basert på prøvefiskedata. Strukturen for vurdering og beskrivelse av punkt 1-7 finnes i tabell 2 og teksten.

Denne metoden baserer seg altså på at eksperten som gjør vurderingen i hver enkelt sak må ha relativt god innsikt i hva som bør være referansetilstanden for fiskebestanden i den aktuelle vannforekomsten. Disse ekspertvurderingene må baseres på all tilgjengelig kunnskap. Som regel finnes noe informasjon i rapporter, publikasjoner eller databaser. Og sist, men ikke minst, ”ekspertens” erfaring fra lignende vannforekomster eller det samme området i landet vil danne et viktig bakteppe for vurderingene. Det er også viktig å huske på at klassifiseringen skal gjelde hele vannforekomsten; avvikende observasjoner på en enkelt prøvestasjon bør ikke resultere i ”moderat” eller dårligere tilstand. Hvordan vurderingene skal gjøres er stikkordmessig antydnet i tabell 2. Her følger en utdypning av disse temaene.

### 1. Er det fisk til stede?

Dersom menneskelig aktivitet er årsaken til at lokaliteten er fisketom, vil vannforekomsten bli klassifisert som svært dårlig eller dårlig, uavhengig av hva det skyldes. Eventuelt kan lokaliteten bli klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)<sup>1</sup> dersom kriteriene for dette er tilfredsstillt (jf. [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)). Dersom det dreier seg om en naturlig fisketom lokalitet er selvsagt

<sup>1</sup> En vannforekomst av overflatevann som har gjennomgått fysiske endringer som følge av samfunnsnyttig virksomhet, kan utpekes som sterkt modifisert (SMVF). Forutsetningene er at det ikke kan oppnås god økologisk tilstand uten *vesentlig* å svekke samfunnsnyttigen av inngrepet, at det samfunnsnyttige formålet ikke kan oppnås ved andre teknisk gjennomførbare alternativer, eller at god økologisk tilstand ikke kan oppnås uten uforholdsmessige kostnader.

fisk ikke et relevant kvalitetselement for klassifisering av økologisk tilstand. Utsetting av fisk i slike fisketomme lokaliteter kan derimot være et (irreversibelt) inngrep som skaper dårlig eller svært dårlig tilstand i forhold til referansetilstanden uten fisk (se f. eks. Knapp m.fl. 2001).

### 2. Er det noen fiskearter som mangler?

Dersom årsaken til at enkelte arter mangler er menneskelig aktivitet, kan vurderingen gå på om dette er en lokal effekt begrenset til den enkelte stasjonen eller om problemet gjelder hele vannforekomsten. I det første tilfellet kan tilstand likevel settes til god, mens den ellers må settes til moderat eller dårligere.

Fravær av fiskearter i fangstene ved prøvofisket kan imidlertid skyldes at metodene som er brukt ikke fanger alle arter som er til stede. Ved garnfiske vil utvalget av maskevidder og habitat i innsjøen det fiskes i avgjøre om alle artene blir fanget. Enkelte arter som f. eks. bekke- eller elvenioye og ål fanges normalt ikke på garn i det hele tatt. Tradisjonelt elektrofiske i elver begrenses av vanddyp og strømhastighet. I store elver vil det være store områder man ikke får tilgang til. Muligheten for at det er arter til stede som ikke fanges med den fangstmetoden som er brukt, må derfor vurderes.

Det kan også være naturlige årsaker til at fiskearter som ellers finnes i regionen ikke finnes i den aktuelle vannforekomsten. Dette kan skyldes for eksempel at strømsvake arter aldri klarte å vandre inn i innsjøen eller elvestrekningen, eller at habitatet i vannforekomsten er uegnet

for enkelte arter. Arter kan også mangle på grunn av konkurranse eller predasjon fra andre arter. Hvis det er metodiske eller naturlige årsaker til at enkelte arter mangler i fangsten, bør dette selvsagt ikke benyttes i klassifiseringen.

### 3. Forekommer det fremmede fiskearter?

Også forekomsten av fremmede arter skal vurderes i karakteriseringen av vannforekomstenes miljøstatus (Direktoratsgruppen Vanndirektivet 2011). Dette gjelder både eksotiske arter og norske arter som spres til nye lokaliteter. Begrepet fremmede arter er vanskelig å håndtere prinsipielt. Hvor lenge skal en art betraktes som fremmed? Tar vi med utsettinger fra middelalderen og fram til i dag er utbredelsen av alle matnyttige fiskearter i Norge helt annerledes enn den naturlige i norske vassdrag. Dette gjelder både ørret, røye og flere andre arter (Huitfeldt-Kaas 1918, Hesthagen & Sandlund 1995, 2004). Vi har åpenbart et problem med å bestemme hvor gammel en introduksjon av en fremmed art skal være før vi anser forekomsten som en ”naturlig” del av faunaen.

I Artsdatabankens Svarteliste (Gederaas m.fl. 2007) er det forsøksvis satt en grense ved 200 år. For ferskvannsfisk opererer vi ofte med ca 100 år, ettersom Huitfeldt-Kaas (1918) omkring år 1900 gjennomførte en svært omfattende kartlegging av ferskvannsfiskenes utbredelse. Han samlet også informasjon som gir et bilde av tilstanden omkring 1850, det vil si før klekkeridriften kom til landet (Skavhaug 2005). Av praktiske grunner

velger vi ofte å definere Huitfeldt-Kaas (1918) sin beskrivelse som et startpunkt. I forbindelse med Vanndirektivsarbeidet må vi trolig fokusere på fremmede arter som er satt ut i nyere tid, f.eks. i løpet av de siste 50-60 år. Dette gjelder spesielt ørekyt, men også andre arter som egner seg som agn, og arter som av enkelte grupper av sportsfiskere betraktes som attraktivt bytte, slik som gjedde, karuss og suter (se f. eks. Storli 2011).

Siden det vanligvis ikke er mulig å treffe effektive tiltak mot fremmede arter som har etablert seg, kan det stilles spørsmål ved om det er hensiktsmessig å klassifisere en vannforekomst til moderat tilstand utelukkende på grunn av utsetting av én fremmed art. I noen tilfeller kan rotenonbehandling være et effektivt tiltak (se f. eks. Bardal & Sandodden 2009), og det kan også være mulig å opprettholde en lav bestand av den fremmede arten med et målrettet fiske. Vanligvis vil imidlertid en veletablert bestand av en fremmed art bety en irreversibel endring av fiskesamfunnet (se f. eks. Museth m. fl. 2007, Bøhn m.fl. 2008). Selv om vannforekomsten kan være mye endret i forhold til referansetilstanden, både mht. fiskefauna og bunndyr, er det nødvendig med en pragmatisk tilnærming fra forvaltningens side. På dette punktet i vårt beslutningstre kan det være nødvendig å gi en skriftlig vurdering av situasjonen også når spørsmålet besvares med ”nei”.

### 4. Er dominansforholdet mellom fiskeartene som forventet?

Menneskelig påvirkning kan endre forholdene for enkelte fiskearter, og derved

endre deres dominansforhold. En gytebekk for ørret kan bli stengt ved regulering, mens røye som gyter i selve innsjøen ikke blir påvirket. Men et prøvefiske må også gi et representativt bilde av artssammensetningen, og vi vet at dominansforhold mellom fiskeartene slik det viser seg i fangstene er avhengig av de metodene vi bruker. Det er derfor generelt slik at dominansforholdene innen fiskesamfunnet bare i ekstreme tilfeller kan brukes som grunnlag for å klassifisere vannforekomsten som moderat eller dårligere. Det vil kreve at man konkret kjenner til de faktorene som har skapt denne situasjonen.

### **5. Drives det forsterkningsutsettinger?**

Fiskeutsettinger for å forsterke bestandene drives i dag bare for ørret og laks, og gjerne som kompensasjon for tapt reproduksjon som følge av vassdragsreguleringer (Vøllestad & Hesthagen 2001). Vi er usikre på hvordan utsettinger skal vurderes i forhold til klassifisering av vannforekomster. De kan både virke positivt ved at de bidrar til at fiskebestanden blir mer lik naturtilstanden, og negativt ved at de for eksempel kan føre til endringer i dominansforhold mellom artene sammenlignet med naturtilstanden. Derfor må effekten av utsettingene være kjent dersom man skal kunne vurdere den økologiske tilstanden til en slik vannforekomst på en god måte. Det betyr at alle forsterkningsutsettinger bør skje med merket fisk slik at andelen utsatt fisk i bestanden kan kontrolleres.

### **6. Er fisketettheten som forventet?**

Mengden fisk er en vanskelig parameter å måle. For det første er det slik at mange av våre innsjøer og elver er så næringsfattige at fisketettheten er naturlig svært lav. For det andre gir de fleste av de undersøkelsesmetodene vi har bare en indikasjon på fisketetthet. Dersom data fra et stort utvalg av fiskeundersøkelser, både i referansevassdrag og påvirkede lokaliteter hadde vært tilgjengelige på en samlet database (slik som Svensk Elfiskeregister; Beier m.fl. 2007), ville muligheten vært bedre til å vurdere hva som er referansetilstanden med hensyn til fisketetthet i ulike vanntyper. En slik database ville gitt et stort nok datamateriale til statistisk å kunne fastsette forventning om naturlig tetthet. Det er å håpe at basisovervåkingen og andre undersøkelser i framtida vil gjøre oss bedre i stand til å vurdere tettheten til ulike fiskearter. For undersøkelser i relativt store innsjøer gir også en mer systematisk bruk av metoder som ekkolodd til bestandsberegning sammen med garnfiske mulighet for å bygge opp mer kunnskap om dette.

Dersom fisketettheten er sterkt avvikende i forhold til forventningen og man kan se dette i sammenheng med en konkret påvirkningsfaktor, vil det være naturlig å klassifisere vannforekomsten til moderat tilstand.

### **7. Er bestandsstrukturen hos de viktigste artene som forventet?**

Dersom vi har informasjon om størrelses- og aldersfordeling hos de viktigste fiskeartene, bør dette inkluderes for å vurdere fiskesamfunnets økologiske tilstand.



	Bakgrunn		Årsak	Tilstand
<b>1.</b>	<b>Ikke fisk</b>			
a	Naturlige årsaker			Ikke relevant
b	Menneskeskapte årsaker	i	Forsuring	≤ Moderat
		ii	Eutrofiering	≤ Moderat
		iii	Habitatendring	≤ Moderat
		iv	Annen forurensning	≤ Moderat
<b>2.</b>	<b>Det mangler arter</b>			
a	Metodiske årsaker			God – Svært god
b	Naturlig: Uegnet habitat for enkelte arter (inkl. ingen tilgang til gyteplasser) eller innvandringshistoriske årsaker			God – Svært god
c	Menneskeskapte årsaker	i	Sperret adgang til viktige habitater	≤ Moderat
		ii	Forsuring har slått ut enkelte arter	≤ Moderat
		iii	Eutrofiering slått ut enkelte arter	≤ Moderat
		iv	Andre årsaker	≤ Moderat
<b>3.</b>	<b>Fremmed fiskeart – økologisk effekt?</b>			
		i	Fremmed art subdominant	God
		ii	Fremmed art dominant	Moderat - God
<b>4.</b>	<b>Dominansforhold mellom arter</b>			
a	Metodiske årsaker			God – Svært god
b	Naturlige årsaker i habitatforhold			God – Svært god
c	Menneskeskapte årsaker	i	Sperret adgang til viktige habitater	God
		ii	Introdusert art negativ for enkelte naturlige arter	God
		iii	Forsuring redusert enkelte arter	God - Moderat
		iv	Eutrofiering redusert enkelte arter	God - Moderat
<b>5.</b>	<b>Drives det forsterkningsutsetninger</b>			
		i	Påvirker utsettingene dominans- eller tetthet slik at fiskesamfunnet fjerner seg fra en naturtilstand?	Moderat – God
		ii	Bidrar utsetting til å kompensere for andre inngrep?	God
<b>6.</b>	<b>Fisketetthet</b>			
a	Naturlig lavproduktivt miljø			God – Svært god
b	Menneskeskapte årsaker	i	Gyتهabitat fysisk ødelagt/avsperrert	≤ Moderat
		ii	Eutrofiering	≤ Moderat
		iii	Forsuring	≤ Moderat
		iv	Annen forurensning	≤ Moderat
<b>7.</b>	<b>Størrelses-/aldersfordeling</b>			
a	Naturlige årsaker i variabelt klima e.l.			God – Svært god
b	Menneskeskapte årsaker	i	Habitatendringer gjør rekruttering ustabil	God - Moderat
		ii	Episodisk forurensning slår ut årsklasser	God- Moderat

Tabell 2. Faktorer som vurderes i forhold til punkt 1-7 i figur 1, med forfatterens forslag til hvilken tilstand de ulike faktorene leder til. Her omtales Moderat økologisk tilstand (eller dårligere), og God eller Svært god økologisk tilstand. I noen tilfelle har vi brukt Moderat – God eller God – Moderat, noe som indikerer spesielt vanskelige avveininger. Det presiseres at avvik fra forventning også kan ha naturlige årsaker, og at dette må sjekkes ut sammen med metodiske årsaker før man vurderer eventuelle menneskeskapte årsaker til avviket.

Man må likevel ha klart for seg at naturtilstanden hos de fleste fiskeartene varierer betydelig. Er det gode næringsforhold, men dårlige rekrutteringsforhold fra naturens side, får man rasktvoksende og store individer. Er det gode rekrutteringsforhold kan bestanden være tallrik og småvokst både under gode og dårlige næringsforhold (såkalte ”tusenbrødre”, se f. eks. Tabell 6.12 i Direktoratgruppen Vanndirektivet 2009). Enkelte arter har også under naturlige forhold regelmessige sterke og svake årsklasser. Viktig informasjon fra alders- eller størrelsesstrukturen er imidlertid manglende alders- eller størrelsesgrupper. Dette kan tyde på sviktende rekruttering enkelte år. Med unntak av de klimatiske mest ekstreme lokalitetene i Norge (Borgstrøm & Museth 2005), vil sviktende rekruttering hos for eksempel ørret som oftest skyldes menneskelig aktivitet. Det kan være episodisk forurensning som påvirker rekrutteringen enkelte år, eller en regulerings- og manøvreringspraksis som hindrer gyting.

Bestander av mange fiskearter, bl. a. aure og harr, kan ofte bestå av både vandre- og stasjonære individer (Jonsson & Jonsson 1993, Museth m.fl. 2009). Hvis det foretas inngrep som hindrer vandringene kan likevel restbestanden av stasjonære individer tilsynelatende være i god tilstand, men den vil altså ha en endret bestandsstruktur i forhold til naturtilstanden. Selv om nøyaktig kunnskap om referansetilstanden vanligvis mangler, vil en gjennomgang av de fysiske inngrepene i vannforekomsten ofte kunne gi grunnlag for en vurdering. På

dette feltet er det også mulig å sette inn tiltak for å gjenopprette vandringssystemene (Museth m.fl. 2010).

## Eksempler

I det følgende har vi anvendt denne tilnærmingen på tre datasett som finnes i rapporter fra fiskeundersøkelser i norske elver. Vår hensikt her er å demonstrere hvordan slike datasett eventuelt kan anvendes i praksis. Systemet bør være like anvendelig for innsjødata. Når man skal bedømme et datasett fra prøvofiske er det noen momenter som bør vurderes i beskrivelsen:

- 1. Eventuelle tiltak i vannforekomsten:** Resultatene av prøvofisket må vurderes ut fra regulering eller fragmentering, og eventuelle kompensasjonstiltak i den forbindelse.
- 2. Metoder:** Hvor selektiv er den metoden som er brukt når det gjelder å fiske representativt i forhold til arter og størrelsesgrupper av fisk?
- 3. Tid på året:** Har resultatene av prøvofisket blitt påvirket av tidspunktet sett på bakgrunn av generell kunnskap om når ulike fiskearter er aktive i f.eks. næringssøk eller gyting, og hvordan de vandrer mellom habitater og vassdragsavsnitt?
- 4. Antall stasjoner i vannforekomsten:** Vurderingene bør gjøres med stor varsomhet dersom det er fisket på få lokaliteter i forhold til vannforekomstens størrelse og variasjon i habitat-typer.
- 5. Habitater representert ved utvalget av stasjoner:** I større elver vil elektrofiske bli begrenset på grunn av

vanddyp og vannhastighet. Viktige habitater vil derfor mangle i prøvefisket, og spesielt fra de områdene som har mange fiskearter er dagens fiskedata fra store elver svært mangelfulle. I mindre elver, der hele bredden kan nås ved elektrofiske er dette bedre. Likevel bør alt prøvefiske representere et utvalg av habitater (vannhastigheter og bunntyper). Der det er

mulig bør alle de tre hovedhabitatene i innsjøen være representert (strandsoner, dypområder og frie vannmasser).

**Eksempel 1 Lenaelva (Brabrand m. fl. 2007)**

*Momenter ved undersøkelsen*

Tiltak: Lenaelva renner gjennom intensive jordbruksområder, som forårsaker nærings saltbelastning. Den er kanalisert

	<b>Svar</b>	<b>Begrunnelse</b>	<b>Effekt</b>
1.	Ja	Det er fisk på alle stasjoner.	-
2.	Ja	Aure, ørekyt og steinsmett er å forvente fordi dette er vanlig fiskefauna i små elver i denne delen av landet.	-
3.	Nei	Ørekyt er sannsynligvis naturlig forekommende fordi Lenaelva er innenfor artens naturlige utbredelsesområde, og det finnes ingen informasjon som tyder på at den er utsatt.	-
4.	Nei	Stasjonsvalget er lagt opp for å beregne tetthet av aureunger, og habitatforhold på alle stasjonene tilsier dominans av aure. Dominansforholdene er forskjøvet noe mot ørekyt på de nedre stasjonene, der nærings saltpåvirkningen er relativt stor, mens aure dominerer på de to øverste stasjonene, som trolig er nærmere en referansetilstand. Steinsmett finnes i varierende antall på de fleste stasjonene	Nærings saltbelastningen favoriserer karpefiskens ørekyt framfor laksefiskens aure, og avviker derfor fra det dominansforholdet som ville vært naturlig.
5.	Ja	Det drives utsetting av aure. Det hevdes at all utsatt aure finneklippes, men andelen merket aure i fangstene er ikke oppgitt.	Ettersom nærings saltbelastningen rammer årsyngel spesielt hardt vil utsetting av énsomrig aure trolig bidra til at tettheten deres er noe nærmere en referansetilstand enn den ville vært uten dette tiltaket.
6.	Nei	Tettheten av aure er svært lav på fem av sju stasjoner, og spesielt er tettheten av årsunger variabel. Ørekyt finnes i store tettheter på fire av sju stasjoner – gjerne de stasjonene der tettheten av aure er lav.	Noe redusert tetthet av aure trolig pga. eutrofiering som favoriserer ørekyt.
7.	Ja	Lengdefordelingen til aure tyder på variabel rekruttering på de nedre stasjonene, men antall fisk er for lite til å gjøre en nøyaktig bedømmelse.	-
<b>Konklusjon</b>		<b>Samlet vurdering av vannforekomst Lenaelva på grunnlag av fisk er Moderat tilstand, med eutrofiering som dominerende påvirkning.</b>	

*Beslutningsstre – eksempel 1*

over lange strekninger (pga. flombeskyttelse), noe som har endret fiskehabitaterne, men det er gjennomført habitattiltak for å bedre forholdene for aure (terskler, strømkonsentrasjon, utlegging av stein). Informasjon om mulige påvirkninger antas derfor å være god.

Metode/Tid på året/Antall stasjoner: Det er i to ulike år utført elektrofiske på sju stasjoner over en elvestrekning på ca 25 km i september-oktober, som er et velegnet tidspunkt. Lenaelva er av moderat størrelse og metoden er velegnet. Datagrunnlaget for vurdering av fiskebestandene antas derfor å være godt.

Habitater: Det er ingen opplysninger om substrattyper på elektrofiskestasjonene. Dette kan føre til vanskeligheter med tanke på forventningen om hvilke arter som fanges på de ulike stasjonene.

**Eksempel 2 Søre Osa i 1970-åra (Sandlund & Jonsson 1976, Sandlund m.fl. 1977a, b)**

*Momenter ved undersøkelsen*

Tiltak: Søre Osa renner gjennom skogsområder. Ved undersøkelsestidspunktet var det høy vintervassføring på grunn av reguleringen av Osensjøen oppstrøms og behovet for driftsvann i de to elvekraft-

	Svar	Begrunnelse	Effekt
1.	Ja	Det er fisk på alle stasjoner.	-
2.	Ja	Aure, ørekyt og steinsmett er å forvente fordi dette er vanlig fiskefauna i elver i denne delen av landet. Forekomsten av innsjøfiskene lake, abbor og gjedde i stillere elvepartier reflekterer at artene er vanlige lengre opp i vassdraget.	-
3.	Nei	Alle observerte fiskearter er sannsynligvis naturlig forekommende i dette området. Steinsmett finnes bare i nederste del av elva, opp til Kvernfallat.	-
4.	Ja	Det er bare antall aure i fangstene som er oppgitt i rapportene, men en tekstbeskrivelse av de øvrige artene tyder på at dominansforholdene er som forventet ut fra habitatene på prøvestasjonene.	
5.	Nei	Ingen utsetting i Søre Osa.	
6.	Ja	Tettheten av aure er estimert til mellom 27 og 87 fisk per 100 m2 ved merking-gjenfangst på to stasjoner. Selv om tallene er usikre (som presisert i rapporten) tyder dette på relativt høy tetthet. Fangststatistikk fra Søre Osa på denne tiden bekrefter dette. Tettheten av ørekyt var bare stor på stilleflytende partier, som forventet. De andre artene forekom kun som enkeltteksemplarer på egnede habitater.	-
7.	Ja	Lengdefordelingen til aure tyder på gode forhold og god rekruttering. Fravær av fisk eldre enn 5 år reflekterer et relativt hardt sportsfiske med minstemål.	-
<b>Konklusjon</b>		<b>Samlet vurdering av vannforekomst Søre Osa (i 1970-åra) på grunnlag av fiskebestand er God eller Svært god tilstand. Det er sannsynlig at reguleringen med stabil og høy vintervassføring virket positivt på aurebestanden. Ett spørsmål er om fragmentering av elvestrekningen har ført til at andel vandrende aure hadde forsvunnet. Det finnes ingen data som kan belyse dette.</b>	

*Beslutningstre – eksempel 2*

verkene i Søre Osa. Viktigste effekt av reguleringene på fisken var trolig vandringsbarrierer mellom Søre Osa og Osensjøen, og i elvekraftverkene Osfallet og Kvernfall, noe som resulterte i fragmentering av aurens leveområder.

Metode/Tid på året/Antall stasjoner: Det er i to ulike år utført elektrofiske på fire stasjoner over en elvestrekning på ca 17 km i juli, august, oktober i 1975, og i januar, mars, april, juni, juli, september i 1976. Dekningen i tid er god, men Søre Osa er ved høy vannføring så stor at elektrofiske over hele elvetvernsnittet er vanskelig. Materialet bør likevel være godt for vurdering av fiskebestandens tilstand.

Habitater: Det er enkle beskrivelser med bl.a. substrattyper på elfiskestasjonene. Dette er positivt med tanke på forventningen om hvilke arter som fanges på de ulike stasjonene.

**Eksempel 3 Langvella (Andersen m. fl. 2002)**

*Momenter ved undersøkelsen*

Tiltak: Ingen inngrep av betydning i elva, fiskebestanden bør være i referansetilstand ("svært god").

Metode/Tid på året/Antall stasjoner: Det er utført elfiske i september og elva er stort sett velegnet for denne metoden. Fiske og tetthetsestimat er gitt for åtte stasjoner, samt at det er utført suppleringsfiske i to områder. Datakvaliteten anses dermed som god.

Habitater: Både stilleflytende partier, stryk og kulper er avfisket. Noen brattere partier og "juv" der elfiske er umulig er utelatt. Enkelte fosser som hindrer oppvandring fører til at undersøkt strekning er naturlig fragmentert.

	Svar	Begrunnelse	Effekt
1.	Ja	Det er fisk på alle stasjoner.	-
2.	Ja	Det finnes bare aure i denne elva.	-
3.	Nei	-	-
4.	Ja	-	
5.	Nei	Ingen utsetninger.	
6.	Ja	Variabel tetthet av 0+ og eldre aure mellom stasjoner, men dette skyldes sannsynligvis ulike habitater og substrattyper, og ulik mengde egnet gytesubstrat.	-
7.	Ja	-	-
<b>Konklusjon</b>		<b>Fiskebestanden i Langvella er som forventet i en liten subalpin aureelv. Variasjonen i tettheter og andel 0+ har trolig sammenheng med naturlige variasjoner i habitat- og substratkvalitet. Naturlig fragmentering har ikke resultert i spesielle problemer for noen av delbestandene. Fiskebestanden er i God eller sannsynligvis Svært god tilstand.</b>	

*Beslutningstre – eksempel 3*

## Diskusjon og veien videre

Den tilnærmingen vi foreslår her er en pragmatisk løsning for på kort sikt å kunne ta i bruk eldre prøvofiskedata i tilstandsvurdering og klassifisering av vannforekomster på grunnlag av fiskebestandens tilstand. Vi har her bare prøvd ut modellen på data fra elver, men det er nødvendig med mer omfattende utprøving på datasett fra både elver og innsjøer. Det er imidlertid viktig å presisere at denne metoden ikke bidrar med noen indeks som kan interkalibreres med andre lands klassifisering. Den kan bare anvendes i praktisk klassifisering av fiskebestanden i hver enkelt vannforekomst. Sannsynligvis er det også rimelig å holde seg til den grove todelte klassifiseringen, det vil si at tilstanden enten er god eller bedre, eller moderat eller dårligere. Dette er også det viktigste skillet i forhold til kravet om å sette inn tiltak. I noen tilfelle er det spesielt vanskelig å avgjøre om tilstanden er over eller under "strekene"; et dilemma vi har illustrert med "God-Moderat" i tabell 2.

I klassifiseringen av vannforekomster er det ønskelig å utvikle såkalte EQR ("ecological quality ratio"), dvs en tallverdi for forholdet mellom referansetilstand og dagens tilstand (se [http://vannmiljo.klif.no/Documentation/Om\\_VMS\\_Terminologi.htm](http://vannmiljo.klif.no/Documentation/Om_VMS_Terminologi.htm)). Tanken er at en slik tallverdi vil kunne interkalibreres over hele Europa.

Vi vil hevde at prinsippene som ligger til grunn for denne modellen er i samsvar med tankegangen bak både svenske, finske og europeiske indekser. I alle disse tilfellene vurderes avviket fra en forventet

referansetilstand. Referansetilstanden er i disse tilfellene i stor grad fastsatt på grunnlag av omfattende datasett. I Norge mangler vi slike feltdata som tillater en formell og objektiv fastsetting av referansetilstand og et objektivt mål for avviket fra denne. Fish Classification Scheme (FCS2-indeksen) som er utviklet i England, og som nå også er under utprøving i Skottland og Irland, har en noe annen tilnærming. Som grunnlag for FCS2 beregnes en referansetilstand med enkelt sagt to egenskaper: den enkelte fiskearts prevalens, dvs. sannsynligheten for at den forekommer, og gjennomsnittlig forventet tetthet eller abundans. Dette modelleres ut fra kartdata (GIS) og den enkelte fiskearts utbredelse og miljøkrav ved hjelp av Bayesiansk statistikk (Wyatt 2005, Wyatt m.fl. 2007). Grunntanken i den Bayesianske analysen er at man kan benytte subjektiv forventning (ekspertvurderinger) der man mangler empiri; her vil det si objektiv kunnskap om artenes utbredelse og miljøkrav.

Etter hvert som datamengden øker vil den brukes til å modifisere den subjektive forventningen, slik at når datasettet er tilstrekkelig stort vil den initiale ekspertvurderingen ikke lenger ha noen effekt. Man kan altså modellere en forventning om hvor hvilke arter skal forekomme, uten at man, i en oppstartsfasen, er like avhengig av et stort datasett med prøvofiskeresultater til en ren databasert beregning av forventningen. Denne indeksen er derfor i større grad basert på ekspertvurderinger om artenes generelle krav, altså de samme prinsippene som ligger

til grunn for tankegangen bak klassifiseringstreet vi har laget.

Vi vil foreslå at vi her i Norge undersøker muligheten til å ta i bruk den samme tilnærmingen som ligger til grunn for FCS2. Et nærmere samarbeid med Skottland og Irland bør være gunstig, da disse landene har en relativt artsfattig fauna av ferskvannsfisk og derfor møter problemstillinger som ligner våre.

*Takk: Denne artikkelen er utarbeidet med støtte fra Forskningsrådsprosjektet Bio-class-FRESH. Jo H. Halleraker i Direktoratet for naturforvaltning takkes for et provoserende spørsmål som ga oss innskyttelsen til å arbeide fram denne modellen. En anonym fagfelle takkes for konstruktive kommentarer.*

### Referanser

Andersen, O., Aas, Ø., Berger, H.M., Bongard, T. & Ugedal, O. 2002. Overføring av Langvella til Innerdalen: en vurdering av konsekvenser for friluftsliv, jakt, fiske og ferskvannsbiologi. – NINA Oppdragsmelding 767, 27 s.

Anonym 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. – Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 1, 105 s.

Bardal, H. & Sandodden, R. 2009. Bekjempelse av sik (*Coregonus lavaretus*) i Alsettjønna i Selbu kommune. – Veterinærinstituttets rapportserie 16-2009, 10 s.

Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Berg-

quist, B. & Dahlberg, M. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. – Fiskeriverket Finfo Rapport 2007:5, 58 s. ([www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)).

Borgström, R. & Museth, J. 2005. Accumulated snow and summer temperature - critical factors for recruitment to high mountain populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). – Ecology of Freshwater Fish 14: 375-384.

Brabrand, Å., Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 2007. Effekt av biotopjustering på bunndyr og fisk i Lena elv på Toten. Undersøkelser i 2004 og 2006. – Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI) Naturhistorisk Museum. Rapport nr. 252, 18 s.

Bøhn, T., Amundsen, P.-A. & Sparrow, A. 2008. Competitive exclusion after invasion? – Biological Invasions 10: 359-368.

Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009. Veileder 01: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 180 s. <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=31151&amid=1657299>

Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2011. Veileder 01:2011 Om karakterisering og analyse. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 84 s. <http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=31151&amid=1657299>

- FAME Consortium 2009. Improvement and spatial extension of the European Fish Index. – <http://efi-plus.boku.ac.at/software/> (tilgang 2. mai 2011).
- Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. – Artsdatabanken, Trondheim. 151 s.
- Helland, I.P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Sandlund, O.T. 2010. Standardiserte ørretfangster som hjelpemiddel for å vurdere økologiske effekter av vannstandsreguleringer i innsjøer. – NINA Rapport 560, 23 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1995. Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. – Nordic Journal of Freshwater Research 71: 275-295.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2004. Fish distribution in a mountain area in southeastern Norway: human introductions overrule natural immigration. – Hydrobiologia 521: 47-58.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. – Fiskeriverket Finfo Rapport 2007:3, 51 s. ([www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)).
- Holmgren, K., Olin, M., Hesthagen, T., Saksgård, R., Kelly, F. & Rask, M. 2010. Intercalibration of fish assessments of ecological status in Northern lakes – results from a pilot study. – Fiskeriverket Finfo Rapport 2010:1, 37 s. ([www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)).
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillæg om krebsen. – Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. – Reviews in Fish Biology and Fisheries 3: 348-365.
- Knapp, R.A., Corn, P.S. & Schindler, D.E. 2001. The introduction of nonnative fish into wilderness lakes: good intentions, conflicting mandates, and unintended consequences. – Ecosystems 4: 275-278.
- Museth, J., Sandlund, O.T. & Borgstrøm, R. 2007. Coexistence between introduced whitefish (*Coregonus lavaretus*) and native Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) depends on heavy whitefish exploitation. – I: Jankun, M., Brzuzan, P., Hliwa, P. & Luczynski, M. (Red.) Biology and Management of Coregonid Fishes 2005. Advances in Limnology 60: 343-350.
- Museth, J., Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V., Johnsen, S.I. & Teigen, J. 2009. Planlagt kraftverk i Rosten i Gudbrandsdalslågen. Utredning av konsekvenser for harr, ørret og bunndyr i influensområdet. NINA Rapport 427: 60 pp + vedlegg.



- Museth, J., Kraabøl, M. & Sandlund, O.T. 2010. Restaurering av vandringsystemer i regulerte elver. Side 88-91 i: Hagen, D. & Skrindo, A. B. (Red.). Restaurering av natur i Norge – et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. – NINA Temahefte 42. 109 s.
- Pont, D., Hugueny, B. & Rogers, C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. – *Fisheries Management and Ecology* 14: 427-439.
- Sandlund, O.T. & Jonsson, B. 1976. Årsrapport 1975. – Fiskeribiologiske undersøkelser i Osenområdet. Rapport nr. 1, 23 s.
- Sandlund, O.T., Jonsson, B. & Mørstad, J. 1977a. Auren i Søre Osa. Del 1: Aldersfordeling, vekst og kjønnsmodning. – Fiskeribiologiske undersøkelser i Osenområdet. Rapport nr. 2, 30 s.
- Sandlund, O.T., Jonsson, B. & Mørstad, J. 1977b. Auren i Søre Osa. Del 2: Næringstilbud, næringsvalg og kondisjon. – Fiskeribiologiske undersøkelser i Osenområdet. Rapport nr. 3, 42 s.
- Schmutz, S., Cowx, I.G., Haidvogel, G. & Pont, D. 2007. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. – *Fisheries Management and Ecology* 14: 369-380.
- Skavhaug, S. 2005. Historiske tilbakeblikk på vilt- og fiskeforvaltningen i Norge. – Rapport, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. <http://www.dirnat.no/sok/?q=skavhaug&thisId=125&DocumentTypeId=2&ContentParents=25&SiteId=1>
- Storli, L.T. 2011. Troféfiskere sprer karpfisk og gjedde: sørlandsvassdrag ødelegges. – *Jakt & Fiske* nr 4 (april 2011): 70-75.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey in Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. – *Ambio* 32: 98-105.
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2009. Environmental assessment of boreal rivers using fish data – a contribution to the Water Framework Directive. – *Fisheries Management and Ecology* 17: 165-175.
- Vøllestad, L.A. & Hesthagen, T. 2001. Stocking of freshwater fish in Norway: management goals and effects. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 143-152.
- Wyatt, R. 2005. River fish habitat inventory phase 2: methodology development for juvenile salmonids. – Environment Agency Science Report SC980006/SR, 51 s.
- Wyatt, R., Sedgwick, R. & Simcox, H. 2007. River fish habitat inventory phase III: multi-species models. – Environment Agency Science Report SC040028/SR, 70 s.