

Holder fisketrappene mål i forhold til Vannforskriften?

Av Morten Kraabøl, Jon Museth, Jostein Skurdal og Stein I. Johnsen

Morten Kraabøl, Jon Museth, Jostein Skurdal og Stein I. Johnsen er alle forskere ved Norsk institutt for naturforskning.

Summary

Dam constructions prevent fish migrations. Fishways are a common method to mitigate negative effects. In Norway there are 420 fishways, of which 85% is constructed for anadromous salmonids. Research and the design of fishways have largely focused on upstream migration and migratory species like Atlantic salmon and sea trout which have strong swimming capacity. As for salmon, inland fish species, need efforts to secure both up- and downstream migration. Two-ways communication between spawning and other vital habitats are imperative to conserve their natural life history including multiple spawning (iteoparity). Connectivity is an important concept in relation to the ongoing revisions of hydropower stations, and to meet the requirements of the EU Water Framework. Good ecological status of rivers presupposes minor deviations from the natural condition of the composition, abundance, and age structure of fish species, i.e. as if the water body was not affected by interference or pollution. This

literature study highlights the need to apply a holistic approach to fish passage facilities.

Sammendrag

Bygging av dammer hindrer fiskevandring. Fisketrapper er mye benyttet for å bøte på skadene. Norge har 420 fisketrapper, hvorav 85 % er bygget for anadrom laksefisk, og mange fører laks oppstrøms forbi naturlige vandringshindre. Forskingen og utformingen av fisketrapper har konsentrert seg om oppstrøms vandring og strømssterke arter som laks og sjøørret. Som for laks, har også innlandsfisk behov for tiltak som sikrer både oppstrøms- og nedstrøms vandring. Toveis kommunikasjon (konnektivitet) mellom gyting og andre vitale habitater kreves for å bevare naturlig livshistorie med vellykket reproduksjon, bevaring av vandringsmønstre og flergangsgyting. Konnektivitet er derfor et viktig begrep i forhold til revisjoner av vassdragsreguleringer og for å møte kravene i Vannforskriften. God økologisk tilstand i elver forutsetter

kun mindre avvik fra naturtilstanden i sammensetning, mengde og aldersstruktur av fiskearter, som om vannforekomsten ikke var påvirket av inngrep eller forurensning. Litteraturgjennomgangen understreker behovet for et mer helhetlig syn på fiskepassasjer.

Innledning

Bygging av fisketrapper er beskrevet allerede i det 17. århundre i Frankrike, og den første fisketrappen i Norge ble bygget i Osfossen i Gaular i 1872. Fisketrapp er en kunstig tillaget oppstrøms passasjemulighet for fisk forbi en dam eller en naturlig hindring i et vassdrag. Konstruksjon av funksjonelle fisketrapper krever god biologisk og teknisk kunnskap, og de tekniske og biologiske forholdene bør være tilpasset de lokale forholdene. I dag finnes det over 420 fisketrapper i Norge, og de fleste (358) er for anadrome laksefisk. Disse trappene har økt lakseførende strekning med om lag 2500 km. De fleste fisketrappene er bygget ved naturlige fossefall, mens om lag en fjerdedel er bygget for å sikre passasjemuligheter for fisk ved dammer (Grande 2010).

I laksevassdragene har fokus vært å etablere eller forbedre forhold for oppvandring. Mange fisketrapper ble bygget for å hjelpe laksen oppover i vassdragene forbi naturlige vandringshinder og ved dammer. Nedvandring er ikke noe problem ved naturlige vandringshinder. Ved dammer kan forholdene være mer komplekse. Nedvandring av smolt og utgytt fisk om våren skjer i perioder med høy vannføring og som regel i perioder hvor det slippes overflatevann over dammen.

Nedvandring av utgytt laks og sjøørret kan også skje om høsten, og under vannføringsforhold hvor det være behov for tiltak som vannslipp gjennom overflateluker.

Formålet med etablering av fisketrapper har endret seg over tid. Tidligere ble det lagt vekt på økt fiskeproduksjon ved å øke tilgjengelig gyte- og oppvekstarealer. I dagens forvaltning av norsk natur er bygging av fisketrapper et viktig tiltak for å sikre og bevare vandrende fiskebestander og det biologiske mangfold (Direktoratet for naturforvaltning 2011). Konnektivitet som begrep står sentralt i forhold til Vannforvaltningsforskriften som ble vedtatt i 2006 (Kgl. res. 15. desember 2006). Et av de viktigste prinsippene i vanddirektivet er at ferskvann, kystvann og grunnvann skal ha «god økologisk status», noe som forutsetter mindre avvik fra naturtilstanden når det gjelder sammensetning, mengde og aldersstruktur av fiskearter. I henhold til Vannforskriften skal det utarbeides regionale forvaltningsplaner med sikte på å oppfylle miljømålene, og sørge for at det fremskaffes nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet. Ut i fra et bevaringsbiologisk perspektiv bør derfor forholdene for toveis fiskevandring settes på dagsorden for å oppnå best mulig økologisk status. Funksjonaliteten til økosystemer og artenes livshistorier blir påvirket av menneskelige aktiviteter knyttet til produksjon og forbruk av kommersiell energi. Energi generert ved vannkraftverk regnes som miljøvennlig sammenlignet med energi fra fossile kilder eller kjernefysiske anlegg, men

dammer og vannkraftverk har påvirket økosystemer ved å redusere konnektivitet, spesielt i elver (Bourne et al. 2011; Hall et al. 2011).

Forskningen på fisketrapper i Norge har hittil konsentrert seg om tiltak for bedre oppstrøms vandring (se Thorstad et al. 2008; Kraabøl 2012). I tillegg har tiltakene i stor grad vært rettet mot strømsterke arter som laks og sjøørret. Dette har medført at fisketrappene er bygget slik at de gjerne favoriserer arter som er i stand til å forsere stryk og fossefall. Dette gjelder også trapper som er bygget i flerartssamfunn i innlandsvassdrag siden de er bygget som kulpetrapper etter modell av laksetrappene. Vi har i de siste årene gjennomført studier av flere fisketrapper i innlandsvassdrag og gått gjennom relevant litteratur. Formålet med denne artikkelen er å presentere resultatene fra litteraturgjennomgangen og understreke behovet for et mer utvidet syn på fisketrapper. Begrepet fiskepassasjer favner mer helhetlig i forhold til problemkomplekset fordi det inkluderer både opp- og nedstrøms forflytninger av fisk forbi hindringer.

Fiskevandring i regulerte innlandsvassdrag

Fisketrapper med antatt varierende funksjonalitet, samt sektorluker og turbiner som slipper overskuddsvann gjennom neddykkede åpninger har antakelig medført betydelige problemer med å gjennomføre opprinnelig livssyklus for flergangsgytende innlandsfiskearter som ørret og harr. Det antas at toveis passasjemulighet ved hindringer er såpass viktig

for ørret, harr og andre fiskearter at selv velfungerende fisketrapper alene ikke evner å opprettholde levedyktige bestander over tid. Dersom det kun gis enveis passasjemuligheter ved kraftverksdammer og andre kunstige hindringer i regulerte innlandsvassdrag vil ikke slike tiltak være tilstrekkelige for å opprettholde bestander av vandrende fiskearter. Systemet er avhengig av gode vandringmuligheter både oppstrøms- og nedstrøms for å gjennomføre opprinnelig livssyklus, og derfor synes det nyttig å bruke begrepet fiskepassasjer på alle kjente strukturer ved kraftverksdammer som gir passasje av fisk.

En velkjent effekt av elvekraftverk med tilhørende dammer er endret konnektivitet mellom vitale habitater, og mange vassdrag fremstår som helt eller delvis fragmenterte. Graden av fragmentering varierer gjerne mye mellom artene. I de senere år har forskningen på fiskepassasjer inntatt et mer helhetlig syn på fiskevandring. Fra en ensrettet fokusering på oppvandring foreligger det nå et økende antall studier som tar hensyn til et økende antall målarter, og at disse som oftest er flergangsgytende (O'Connor et al. 2006; Agosthino et al. 2007; Kraabøl & Museth 2007). Dette har ført til en økt erkjennelse av at nedstrøms passasje forbi kraftverksdammer omfatter langt mer enn smoltutvandring hos anadrome laksefisk.

Drivkrefter for fiskevandring

Fiskevandring i større elvesystemer i innlandet er antakeligvis forbundet med relativt marginale fordeler i form av økt

fekunditet og kroppsstørrelse. Generelt tilbyr elvehabitater begrensede vekstforhold sammenlignet med innsjøer, fjorder og marine miljøer. For å oppnå vesentlig høyere kroppsstørrelse må elvelevende fiskearter ha muligheten til å skifte habitater uten stor risiko for å møte en barriere eller dødelige turbiner. I tillegg må en del av bestanden ha muligheter for et langt livsløp. Fordelene som oppnås ved et marginalt vekstomslag som følge av vandringer mellom optimale habitater i elvesystemet kan derfor lett bli eliminert ved moderat økning i vandringsassosiert mortalitet som for eksempel passasje gjennom turbiner eller forsinkelser som følge av nøling ved unaturlige vandringsveier forbi kraftverkene. Det er derfor grunn til å anta at slike vandringsystemer i elver er vesentlig mer sårbare sammenlignet med for eksempel laks-, sjørret- og storørretssystemer.

Effekten av en eventuell gjenåpning av vandringsforbindelse mellom stasjonære og dels fragmenterte bestander mellom kraftverkene er usikker. Det er grunn til å anta at dagens restbestander av vandrere vil få økt suksess og at deres avkom i løpet av få generasjoner vil prege bestandene i større grad. Videre er det grunn til å anta at genetiske komponenter som driver fiskevandring er tapt fra bestandene da de er linket til andre egenskaper som fortsatt opptrer i bestandenes genotype. I noen tilfeller kan reguleringsinngrepene i vassdraget ha redusert drivkreftene i naturgrunnlaget, og reetablering av vandrende fiskebestander vil derfor ikke være mulig selv om vandringsbarrierene fjernes. Det er imidler-

tid mulig at vandringshindringer i tillegg til vannføringsendringer til sammen påvirker drivkreftene for fiskevandring på de aktuelle elvestrekningene.

Toveis kommunikasjon mellom gyteområder og andre vitale habitater kreves for å bevare naturlig livshistorie for fiskearter på lokale og regionale skalaer, og for å sikre vellykket reproduksjon, bevaring av vandringsmønstre og flergangsgyting (iteroparitet) (Calles & Greenberg 2009; Kraabøl et al. 2009). Menneskeskapte endringer i elver, som for eksempel kraftverksdammer, medfører ofte semi-passerbare barrierer for et bredt spekter av vandrende fiskearter, og kan forårsake fragmentering (Jungwirth 1998, Lucas & Baras 2001; Heggenes & Røed 2006). Anadrome og ferskvannsstasjonære fisk viser varierende grad av flergangsgyting og gjennomfører gjentatte vandringer mellom habitater (Fleming 1996; Kristiansen & Døving 1996; Klemetsen et al. 2003; Keefer et al. 2008). I tilfeller av omfattende endringer i konektivitet mellom habitater, kan nytteverdien av migrasjon reduseres eller elimineres ved dødelighet fra turbinpassasje eller andre kunstige trekkveier (f.eks. Cada 2001; Ferguson 2008). Som en konsekvens av dette, kan uttrykket av iteroparitet blant vandrende arter reduseres eller forsvinne helt hos enkelte arter (Bohlin et al. 2001). I et bevaringsbiologisk perspektiv er det viktig å bevare mangfoldet i naturlig utviklede livshistorier (Ford 2004).

Opprettholdelse eller gjenoppretting av vandrende fiskepopulasjoner i modifiserte vassdrag er krevende og avhenger

av at gjennomførte tiltak er i riktig skala. Fiske fosser blir ofte brukt for å redusere den negative effekten av dammer og terskler. Men sikring av oppstrøms vandring representerer bare ett element i det samlede problemkomplekset etter kraftutbygging. I tillegg har flere studier av fiske fosser dokumentert ulike problemer i forhold til oppvandring og selektivitet (dvs. Laine et al. 2002; Antonio et al. 2007). Et skritt i riktig retning vil være å erkjenne behovet for å sikre toveis kommunikasjon for alle vandrede målarter forbi menneskeskapte hindringer som er etablert mellom tidligere sammenhengende leveområder (Calles & Greenberg 2009; Kraabøl et al. 2010; Haltunen 2011). Konnektivitet vil trolig få enda høyere prioritet i fremtiden hvis klimaendringer fører til reduksjoner i bestanden på grunn av fysiologiske tilpasninger eller trofisk mismatch på grunn nisjeendringer (Finstad et al. 2011).

Oppstrøms fiskepassasjer

Fiskepassasjer konstruert for oppvandrede laksefisk har blitt brukt i artsrike vassdrag i en rekke land som for eksempel Sør-Amerika (Quirós 1989), Sør-Afrika (Bok 1990), Nigeria (Petts 1984), Sudan (Bernacsek 1984), Pakistan (Khan 1940; Ahmad et al. 1962), Thailand (Pholprasith 1995), New Zealand (Jowett 1987) og Australia (Mallen-Cooper & Harris 1990). Mange av disse fiskepassasjene har imidlertid vist seg å fungere dårlig i forhold til måltartene (Petts 1984). Viktige årsaker til dette har vært anvendelsen av typiske lakse fosser hvor fall-

gradienten har vært for stor og at vannhastigheten gjennom passasjene har vært større enn svømmekapasiteten til mange av artene arter som skulle sikres.

Fallgradienten i fiskepassasjer for oppvandrede fisk er derfor en avgjørende faktor fordi den i stor grad bestemmer vannhastigheten. Den vanligste fallgradienten i motstrøms- og kulpes fosser for laksefisk varierer mellom 1:4 og 1:9, bilde 1. Fallhøyden mellom kulpene i lakse fosser er gjerne 30 cm, og vannhastigheten mellom kulpene er gjerne 2,4 m s⁻¹ eller høyere (Mallen-Cooper 1989; Clay 1995). Forsøk med lavere fallgradienter, mellom 1:18 og 1:32, og med vannhastigheter under 1,4 m s⁻¹ har vist seg langt mer effektive for å øke antall arter som passerer trappene (Mallen-Cooper 1994; Barrett & Mallen-Cooper 2006). I tillegg vil slike moderate fallgradienter og vannhastigheter gi økt mulighet for passasje av ung og umoden fisk på nærings- eller overvintringsvandring.

Fiske fosserens fallgradient og utforming er også avgjørende for dannelsen av turbulens i trappeskulpene. Turbulens skapes av energien i det innfallende vannet i hver kulp, samt hvilke muligheter kulpene gir for absorpsjon av denne energien. Denne fallenergien betegnes som energifordelingsfaktor (EFF) og måles som Watt pr. m³ (W m⁻³). For laksefisk anbefales om lag 200 W m⁻³ (Bell 1973) mens for karpefiskarter anbefales EFF ned mot 125 W m⁻³ (Larinier et al. 2002; Katopodis 1981). Småvokste innlandsfiskearter i Australia har en øvre EFF-grense på 92 W m⁻³ og svak turbu-



Bilde 1. Motstrømstrapp ved Hunderfossen kraftverk i Gudbrandsdalslågen.

lens for vellykket passasje (Mallen-Cooper 1999; Stuart & Mallen-Cooper 1999).

Beregninger av EFF-verdier for ulike fisketrappdesign gir en tallverdi som ikke gir et tilstrekkelig bilde av det tredimensjonale og komplekse miljøet i hver trappekulp. Denne tilnærmingen bør derfor anvendes med forsiktighet og alltid vurderes i forhold til forekomst av turbulens. Konstruksjoner som fordeler turbulensen jevnt utover i kulpens vannvolum bør etterstrebes for å optimalisere oppvandringmulighetene for småvokste karpfiskarter og andre strømsvake arter. Fisketrapper av neddykkede vannkanaler (submerged orifice type) anbefales ikke på strømsvake arter som følge av sterke, konsentrerte og vari-

erte strømninger i kulpene. Derimot er den såkalte "vertical slot"-typen vesentlig bedre i denne sammenheng fordi en større del av vannvolumet blir brukt til absorpsjon av energien. Mallen-Cooper & Brand (2007) anbefaler videre utvikling og raffinering av sistnevnte fisketrappetype for å gi optimal fordeling av turbulens ved etablering av fiskepassasjer i økosystemer hvor målartene har variert svømmekapasitet.

Studier har vist at lav passeringseffektivitet i selve fisketrappe har vært knyttet til dimensjonene på trappekanalen. Vannvolumet har gjerne vært lavt i kombinasjon med at maksimalverdiene på vannhastigheten har vært høy (Mader et al. 1998; Aarestrup et al. 2003; Knaepkens et al. 2005). Spesielt viktig er forholdet mellom vannføring og fisketrappebredde (VF/BR). Dette forholdet bør ikke overstige $0,1 - 0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Dersom dette tallforholdet fordobles vil det redusere artsdiversiteten gjennom fiskepassasjen (Gebler 1998). Andre faktorer som reduserer artsdiversiteten gjennom fisketrapper er for eksempel den totale lengdeutstrekningen (Slatick & Basham 1985; Clay 1995; Calles & Greenberg 2007).

Kunstig etablerte fisketrapper av ulike typer og utforming har vært brukt i flere hundre år for å bedre fiskens muligheter til å passere naturlige eller menneskeskapt hindre (DeLachenade 1931; Nemenyi 1941). I de fleste tilfellene har disse blitt konstruert med tanke på oppvandrende laksefisk med stor svømme- og hoppekapasitet. Varierte konstruksjoner har blitt etablert med

ulik grad av funksjonalitet (Clay 1995; Laine et al. 2002; Larinier 1998; 2002). I vassdrag med mange arter har en ensidig fokusering på økonomisk viktige fiskearter ført til at mange arter har fått reduserte leveområder (Lucas et al. 1999). I løpet av de siste tiårene har det imidlertid blitt utført studier og praktiske prosjekter som tar høyde for at fisketrappene skal brukes av mange arter med ulik kapasitet til å forsere strømmende vann (Lucas & Baras 2001; Calles & Greenberg 2007; Mallen-Cooper & Brand 2007). Man har for eksempel gjort en del erfaringer med å etablere naturlige vannkanaler med substrat, vannbevegelser, kanal morfologi og gradienter, bilde 2, som er tilpasset et bredt spekter av arter (Jungwirth 1996; Eberstaller et al. 1998). Slike artsspesifikke tilpasninger i fiske-

passasjene har et klart fortrinn sammenlignet med kanaliserte vannveier, blant annet ved at de gir større variasjon, og dermed evne til å øke konnektiviteten for et bredere artsspekter.

Calles & Greenberg (2007) studerte 240 individer fordelt på 15 arter som passerte nyetablerte naturlike fiskepassasjer i Emån i Sverige. De to «bekkeliknende» fiskepassasjene var henholdsvis 370 og 150 m lange med fallgradienter på 2,5 og 1,8 % og dybder mellom 0,5 og 1 m. Vannhastigheten varierte fra 0 og opp mot 2 m s⁻¹ i de 2,5-4 m brede kanalene. Til sammen 240 individer av karpfisk, gjedde, abbor, lake og ørret benyttet fisketrappen og illustrerer derved potensialet dersom forholdene tilfredsstiller de enkelte artenes krav. I tillegg fungerte fiskepassasjene for fisk i ulike livsstadier.



Bilde 2. Naturlig omløpskanal ved Sagnfossen i Trysilelva.

I alt 74 % av de PIT-merkede individene fra dette brede artsspekteret passerte fisketrappen. Et overraskende funn var at arter som abbor og suter, som er typiske fiskearter for rolige vannforekomster, hadde noe høyere passeringsrate sammenliknet med mer strømsterke arter som stam, lake og mort. Andre studier av disse artene i fisketrapper har vist et omvendt bilde (Lucas et al. 1999; Knaepkens et al. 2005). Suter har en svært begrenset svømmekapasitet (Wolter & Arlinghaus 2003) og ville ut i fra generelle vurderinger forventes å utebli fra fisketrappa. Dette studiet viser at lavt fall og varierte og begrensede turbulenser kan gi tilfredsstillende oppvandringsmuligheter for arter med lav svømmekapasitet. Gjedde og lake, som passerte disse trappene i Emån, er kjent for å vandre gjennom fiskepassasjer som naturlige kanaler, Deniltrapper og vertical slot-trapper (Schwalme et al. 1985; Degerman 2001).

Fiskepassasjer som er etablert som utgravde kanaler med hydrologiske forhold som etterliknet en naturlig bekk kan gi passasjemuligheter for et større artsspekter enn støpte og kanaliserte fisketrapper av tradisjonelt design (Eberstaller et al. 1998). Men det er også unntak som viser at arter som brasme og laue kan passere krevende passasjer som Deniltrapper (Baras et al. 1994). Variasjoner i passeringseffektiviteten kan til viss grad være forårsaket av motivasjon fremfor svømmekapasitet alene. Viljen til å yte sin maksimale svømmekapasitet varierer sannsynligvis mye mellom gytmodne og umodne individer på vandring. Intra-

spesifikke forskjeller som for eksempel ulike størrelser og kjønn kan også gi skjeve bilder innen arten fordi motivasjonen og svømmekapasiteten varierer med kroppsstørrelse, stadium og kjønn (Baras et al. 1994; Prignon et al. 1998; Calles & Greenberg 2007).

Nedstrøms fiskepassasjer

Forståelsen av at de aller fleste fiskeartene er iteropare og derfor gjennomfører returvandring etter gyting representerer et mer helhetlig syn på fiskevandring. Fra en ensrettet fokusering på oppvandring foreligger det et økende antall studier som tar hensyn til at målartene i fisketrapper som oftest vil gjenta den samme vandringssyklusen senere i livet (O'Connor et al. 2006; Agosthino et al. 2007; Kraabøl & Museth 2007, Kraabøl et al. 2008; 2010), og dermed er avhengig også av nedstrøms vandring. Nedstrøms passasje gjennom fisketrapper, damluker, turbiner og terskler kan skade fiskene i form av friksjonssår, øyeskader, blødinger og i verste fall dødelige mekaniske skader (Bell & DeLacy 1972). Telemetristudier har også vist at fisk kan opptre nølende og unnvikende ved slike nedstrøms passasjer (Kynard & Buerkett 1997; Aarestrup & Koed 1998; Jepsen et al. 1998; Haro et al. 2000; Behrmann-Godel & Eckmann 2003; Arnekleiv et al. 2007). Til en viss grad har denne nølingen vist seg å være relatert til utformingen av tersklens øvre strukturer (O'Connor et al. 2006).

Nølende nedvandring over terskler er satt i sammenheng med flere fysiske forhold som varierer med konstruksjonen

av tersklene og øvrige omgivelser. Raskt akselererende vannhastighet, skarpe kontraster mellom lys og mørke, minkende areal og vannvolum i kombinasjon med akselererende vannhastighet, visuelle oppfatninger av terskelen hos fisk og trykk- og lydbølger som genereres av tekniske innretninger ved passasjepunktet er forhold som kan medvirke til nøling hos nedvandrende fisk (Haro et al. 1998; Coutant & Whitney 2000; Behrmann-Godel & Eckmann 2003). Avbøtende tiltak for ørretsmolt kan i denne sammenheng være økt vannføring, lysmanipulering og redusert turbulens ved terskelen (Haro et al. 1998). Videre har det vist seg at avrundete og jevne terskeltopper gir lavere grad av nøling enn skarpe og kantede utforminger (Haro et al. 1998).

Den additive effekten av en rekke mulige arts- og ontogenetisk betingede vandringsproblemer kan medføre forsinkelser, seleksjon på art, kjønn og/eller fiskestørrelse, eller i verste fall permanent utestengelse av enkelte arter. Tekniske vassdragsinngrep som påvirker vandringsmuligheter kan derfor potensielt påvirke dynamikken i fiskesamfunnet, men kan reverseres ved enkle toveis passasjetiltak dersom drivkreftene for vandringer fortsatt er til stede i leveområdene til de enkelte måltartene.

Passasjer for nedstrøms vandring av fisk forbi dammer omfatter et variert sett av vannveier. Til en viss grad kan ei fisketrapp gi nedstrøms passasje av fisk, men som oftest er trappenes vanninntak plassert lite gunstig for nedvandrende fisk. Ved elvekraftverk er det turbininntaket

som representerer den mest vannrike nedvandringsveien, og benyttes derfor i stor grad som fiskepassasje i de fleste regulerte vassdrag. Problemet er dødelighet som følge av fysisk kontakt med turbinbladene, og til dels trykkforskjeller i løpet av passasjen av turbinhuset (Coutant & Whitney 2000). Selv om turbiner er en vanlig nedstrøms fiskepassasje så er det i de fleste tilfeller ønskelig å redusere omfanget av turbinpassasje.

Flomluker som slipper overflatevann er viktige fiskepassasjer ved dammer, og omfatter først og fremst luker som er designet for tømmerfløting og drenering av is og annet flytende trevirke, bilde 3. Etter at tømmerfløtingen opphørte benyttes tømmerlukene i mindre grad enn tidligere, og åpnes i noen tilfeller kun under store flommer.

Islukene benyttes oftest under vårflom og isgang, og under store flommer som trekker med seg trevirke som samler seg på varegrinda foran turbininntaket. Islukenes plassering kan derfor i mange tilfeller være svært gunstig ettersom de ligger nært inntil turbininntaket hvor fisken gjerne samler seg under nedvandring (Larinier et al. 2002). Riktig manøvrering av eksisterende isluker kan derfor ha stor betydning for å sikre nedstrøms passasje av fisk.

Imidlertid slippes det meste av over-skuddsvannet gjennom bunnluker i de fleste tilfeller, og gjerne i form av fjernstyrt lukemanøvrering. Samlet sett har bortfallet av tømmerfløting og automatisering av bunnluker medført en forringelse i nedstrøms passasjemuligheter ved elvekraftverk. Effektive tiltak for å bedre



Bilde 3. Utgytt ørret på ca 5 kg slipper seg utfor isluka ved Hunderfossen kraftverk.

forholdene omfatter først og fremst slipp av miljøtilpasset minstevannføring gjennom is- og tømmerluker i perioder hvor nedvandring foregår. I noen tilfeller vil det være behov for å etablere nye vannveier for overflatevann dersom is- og tømmerlukene enten er fraværende eller ugunstig plassert i forhold til fiskevandring (Arnekleiv et al. 2007; Kraabøl et al. 2008).

Diskusjon

Formålet med etablering av fisketrapper har endret seg og bygging av fisketrapper er nå et viktig tiltak for å sikre og bevare vandrende fiskebestander og det biologiske mangfold (Direktoratet for naturforvaltning 2011).

Gjennomgangen av litteratur viser at det er behov for en evaluering av fisketrappene i innlandsvassdrag med flerartssamfunn med fokus på å styrke

konnektiviteten i vassdraget. Videre har vi gjort rede for at fisketrapper løser kun halve problematikken ved vandringshindrende installasjoner som for eksempel elvekraftverk og tilhørende dammer. Begrepet fiskepassasjer bør derfor omfatte både fisketrapper, turbiner, is- og tømmerluker og andre flomluker. Det synes å være et stort potensial for forbedring dersom lukemanøvreringen ved elvekraftverk i større grad tilpasses livsrytmene til vandrende fiskearter.

I innlandsfylkene Hedmark og Oppland er det til sammen 45 fisketrapper (Direktoratet for naturforvaltning 2002). De fleste er i de større vassdragene, Glomma og Lågen, og er knyttet til vannkraftsdammer. Målsettingen har for de fleste vært å opprettholde oppvandring av gytefisk som har blitt påvirket av vannkraftutbygging. Problemet er at de ulike artene har svært ulik evne til å lokalisere fiskeinngangen i trappa. I tillegg kan det stilles spørsmål om videre passasje gjennom fisketrappa fungerer optimalt. Og sist, men ikke minst, bør det legges til rette for toveis trafikk forbi dammene. Dette betyr at flomlukene bør inkorporeres som fiskepassasjer med tilhørende driftsrutiner.

Tidligere hadde ørret og harr omfattende vandringer i Glomma-/Lågen-systemet, og fortsatt er det registrert vandrende fisk. En økende grad av fragmentering og fisketrapper med dårlig funksjonalitet har imidlertid ført til at andelen langtvandrende fisk er svært lav (Qvenild 2008). Det er behov for å gjennomføre undersøkelser som omfatter hele artsspekteret i innlandsvassdragene

for å avklare behovet for tiltak for å møte kravene i Vannforskriften. God økologisk tilstand i elver forutsetter at det kun er mindre avvik fra naturtilstanden når det gjelder sammensetning, mengde og aldersstruktur av fiskearter, dvs. slik den ville vært dersom vannforekomsten ikke var påvirket av inngrep eller forurensning. Det vurderes at optimal lukemanøvrering kan bidra til betydelige forbedringer i norske vassdrag.

De fremtidige utfordringene i innlandsvassdragene på Østlandet for å bedre konnektiviteten (forbindelse mellom ulike habitater) ved dammer er derfor komplekse, og det antas at omfattende tiltak må gjennomføres dersom Vannforskriftens krav om godt økologisk potensial skal oppfylles. Mange innlandsvassdrag preges av en stor artsrikdom og hvor fiskeartene bruker store og ulike områder i sine respektive livs-sykluser. I tillegg foregår vandringene på ulike tider gjennom året, noe som fører til at det er ekstra krevende å opprettholde konnektivitet ved ulike typer av vandringshinder. For fiskebestandene på Østlandet er det stor variasjon i reproduksjonsbiologi hos vandrende innlandsfiskearter, og nesten alle artene er iteropare og krever toveis passasjemuligheter ved hindringer, tabell 1 (etter Huitfeldt-Kaas 1917; Pethon 1985; Borgstrøm & Hansen 1987; Museth & Rustadbakken 2005).

Konnektivitet som begrep står sentralt i forhold til Vannforvaltningsforskriften som ble vedtatt i 2006 (Kgl. res. 15. desember 2006) som en oppfølging av EUs rammedirektiv for vann fra 2000.

Art	Gytedid	Gytelokalitet	Inkubasjonstid (dager)	Alder ved kjønnsmodning	Gytestrategi
Njøye	April-juni	Lotisk; stein, grus	4-7	5,5	Semelpar
Mort	Mai-juni	Lotisk og lentisk; vegetasjon	4-10	2-5	Iteropar
Gullbust	Mai-juni	Lotisk, sand og grus	12-14	3-4	Iteropar
Vederbuk	April-mai	Lotisk og lentisk; vegetasjon og fingrus	14-30	3-4	Iteropar
Brasme	Mai-juni	Lentisk; oversvømt vegetasjon	8-12	3-6	Iteropar
Ørekyt	April-juli	Lotisk og lentisk; grus	5-10	1-2	Iteropar
Laue	April-juli	Lentisk; grunn steinbunn	Ca. 7	1-4	Iteropar
Karuss	Mai-juli	Lotisk og lentisk; grus	9-10	2	Iteropar
Steinsmett	Febr-mai	Variert; reirbygging	21-30	2	Iteropar
Nipigget Stingsild	April-juni+ aug-sept	Lentisk; vegetasjon	6-7	1	Iteropar
Abbor	April-juni	Lentisk; vegetasjon og stein	7-21	1-3	Iteropar
Hork	April-juni	Lentisk og lotisk; variert	9-14	1-4	Iteropar
Lake	Des-mars	Lotisk og lentisk; hard bunn	7-10	2-5	Iteropar
Harr	Mai	Lotisk; grus	21-28	2-6	Iteropar
Ørret	Sept-okt	Lotisk; grus	100-140	3-5	Iteropar

Tabell 1. Nøkkelopplysninger om reproduksjonsbiologi hos vandrende innlandsfiskearter i Norge (etter Huitfeldt-Kaas 1917; Pethon 1985; Borgstrøm & Hansen 1987; Museth & Rustadbakken 2005). Forklaring: Lotisk = rennende vann, Lentisk = stillestående vann, semelpar = gyter én gang, iteropar = gyter flere ganger).

Definisjonene av økologisk status og tilstand i elver forutsetter mindre avvik fra naturtilstanden når det gjelder sammenheng, mengde og aldersstruktur av

fiskearter, og henspeiler i stor grad til naturtilstanden. God økologisk tilstand er en målsetning i direktivet, og skal oppnås gjennom tiltak. Vannforskriften

skal sikre at det utarbeides og vedtas regionale forvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogrammer med sikte på å oppfylle miljømålene, og sørge for at det fremskaffes nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet. Ut i fra et bevaringsbiologisk perspektiv bør derfor forholdene for toveis fiskevandring som omfatter alle aktuelle målarter optimaliseres i tråd med en forvaltning etter vannforskriftens prinsipper om konnektivitet.

Det eksisterende konsekvensutrednings- (KU-) systemet er i første rekke utformet med tanke på vurdering av enkelttiltak. Systemet er med andre ord ikke egnet til å se den samlede eller kumulative effekten f.eks. av flere ulike tiltak i et vassdrag. Dette synes å være i dårlig overensstemmelse med vannedirektivets krav om helhetlig og nedbørfeltbasert forvaltning (Østdahl et al. 2003).

Bevaring av fiskearter i ferskvann har fått mindre oppmerksomhet enn for terrestre og anadrome arter. Den akseleerende endringstakten og intensiv menneskelig bruk av ferskvannsressursene tilsier at det haster med å fokusere mer på ferskvann. I den Norske rødlista er det kun to fiskearter (hornulke og arktisk niøye), og dette gir et skjevt bilde av truslene for norsk ferskvannsfisk fordi det fokuserer kun på artene fremfor samspillet mellom artene og habitatet, samt at viktig genetisk variasjon er distribuert på bestandsnivå. I denne sammenheng er bevaring av naturlige vandringssystem svært viktig, og ulike former for toveis fiskepassasjer forbi

menneskeskapte vandringshinder er viktige tiltak. Et grep som kanskje bør vurderes også innenfor forskning og forvaltning av våre vannressurser, både i forhold til Vanddirektivet og målet med å bevare naturlige vandringssystem, er å anvende landskapsøkologiske perspektiver. Disse tar utgangspunkt i organismenes ressursbehov og bruk av landskapet, menneskets inkludert, og prøver å integrere eksisterende kunnskap, ofte på tvers av tradisjonelle fagdisipliner. Med dagens utstrakte kartlegging av biologisk mangfold og bruk av geografiske informasjonssystemer (GIS) både i økologisk forskning, forvaltning og politisk beslutningsgrunnlag, burde forholdene ligge til rette for en utvidet satsning på landskapsøkologisk forskning og anvendelse i forvaltningen av vannressursene de kommende årene. To viktige stikkord for denne type forskning er miljødesign og naturbruk.

Referanser

Aarestrup, K. & Koed, A. 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 169-176.

Aarestrup, K., Lucas, M.C. & Hansen, J.A. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea-trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT-telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 160-168.

Agosthino, A.A., Marques, E.E., Agosthino, C.S., De Almeida, D.A., de Oliveira,

- R.J. & de Melo, J.R. 2007. Fish ladder of Lajedo Dam: migration on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5; 121-130.
- Ahmad, M., Ali, C.M. & Ahmad, S. 1962. Designing of fish ladders. West Pakistan Irrigation Research Institute, Lahore. Technical report no. 362/HYD/1962, 26 sider.
- Antonio R.R., Agostinho A.A., Pelicice F.M., Bailly D., Okada E.K. & Dias J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: Can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology* 5; 177-184.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta*) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582; 5-15.
- Behrmann-Godel, J. & Eckmann, R. 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla*) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12; 196-202.
- Baras, E., Lambert, H. & Philippart, J.C. 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbuis* spawning migration through a fish pass in the canalized River Meuse, Belgium. *Aquatic Living Resources* 7; 181-189.
- Barret, J. & Mallen-Cooper, M. 2006. The Murray River's 'Sea to Hume Dam' fish passage program: Progress to date and lessons learned. *Ecological Management and Restoration* 7; 173-183.
- Bernacsek, G.M. 1984. Dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. CIFA Technical Paper 11, side 98.
- Bell, M.C. 1973. Fisheries Handbook of Engineering Requirements and Biological Criteria. Fisheries Engineering Research Programme. US Army Engineering Division, North Pacific Corps of Engineers, Portland, Oregon.
- Bell, M. & DeLacy, A. 1972. A compendium on the survival of fish passing through spillways and conduits. Fisheries Engineering Research Program, US Army Engineers Division, North Pacific Corps of Engineers, Portland Oregon.
- Bohlin, T., Pettersson J. & Degerman E. 2001. Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *Journal of Animal Ecology* 70; 112-121.
- Bok, A.H. 1990. The current status of fishways in South Africa and lessons to be learnt. Proceedings of a Workshop on the Rationale and Procedures for the evaluation of the necessity for fishways in South African rivers. Pretoria, March 1990, side 87-99.
- Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. 1987.(red) Fisk i ferskvann. Økologi og ressurs-

- forvaltning. Landbruksforslaget, Oslo. 347 pp.
- Bourne, C.M., Kehler, D.G., Wiersma, Y.F. & Cote, D. 2011. Barriers to fish passage and barriers to fish passage assessments: the impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. *Aquatic Ecology* 45; 389-403.
- Cada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26; 14-23.
- Calles, E.O. & Greenberg, L.A. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of Freshwater Fish* 16; 183-190.
- Calles, E.O. & Greenberg, L.A. 2009. Connectivity is a two-way street-the need for a holistic approach to fishway passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications* 25; 1268-1286.
- Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Boca Raton: Lewis Publishers, CRC Press Inc., side 248.
- Coutant, C.C. & Whitney, R.R. 2000. Fish behaviour in relation to passage through hydropower turbines: A review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129; 351-380.
- Degerman, E. 2001. Fiskvägen i Svartån, Örebro. Manuskript, 6 sider.
- DeLachenade, S. 1931. Le saumon dans les Gaves et les échelles à poissons. (The salmon of the Gave Rivers and the fish passes). *Bulletin Francaise de Pisciculture* 4; 97-102.
- Direktoratet for naturforvaltning 2002. Fisketrapper i Norge DN-notat 3-2002.
- Direktoratet for naturforvaltning 2011. Handlingsplan for restaurering av fiske-trapper for anadrome laksefisk (2011-2015).
- Eberstaller, J., Hinterhofer, M. & Parasiewicz, P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. In: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, side 363-383.
- Ferguson, J.W. 2008. Behavior and survival of fish migrating downstream in regulated rivers. Doctoral Thesis. Umeå: Swedish University of Agricultural Sciences. 60 pp.
- Finstad, A.G., Forseth, T., Jonsson, B., Bellier, E., Hesthagen, T., Jensen, A.J., Hessen, D.O. & Foldvik, A. 2011. Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. *Global Change Biology* 17; 1703-1711.
- Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6; 379-416.

- Ford, M. J. 2004. Conserving units and preserving diversity. I: Hendry, A.P. & Stearns, S.C. (Red.). Evolution illuminated. Salmon and their relatives. Oxford University Press, side 338-357.
- Gebler, R.-J. 1998. Examples of near-natural fish passes in Germany: Drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. In: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Cambridge: Fishing News Book, side 363-383.
- Grande, R. 2010. Håndbok for fisketrapper. Tapir Akademisk Forlag.
- Hall, C.J., Jordaan, A. & Frisk, M.G. 2011. The historic influence of dams on Diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. *Landscape Ecology* 26; 95-107.
- Haltunen, E. 2011. Staying alive. The survival and importance of Atlantic salmon post-spawners. University of Tromsø, PhD-thesis, spring 2011.
- Haro, A., Odeh, M., Noreika, J. & Castro-Santos, T. 1998. Effect of water acceleration on downstream migratory behaviour and passage of Atlantic salmon smolts and juvenile American shad at surface bypasses. *Transactions of the American Fisheries Society* 127; 118-127.
- Haro, A., Castro-Santos, T. & Boubee, J. 2000. Behaviour and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. *Dana* 12; 33-42.
- Heggenes, J. & Røed K.H. 2006. Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology of Freshwater Fish* 15; 366-375.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1917. Mjøsas fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskabs Skrifter 1916 nr. 2. Aktietrykkeriet i Trondhjem.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371/372; 347-353.
- Jowett, I.G. 1987. Fish passage, control devices and spawning channels. In: (Red.: Henriques, P.R.). Aquatic Biology and Hydroelectric Power Development in New Zealand. Auckland: Oxford University Press, side 138-155.
- Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. *Regulated Rivers; Research and Management* 12; 483-492.
- Jungwirth M. 1998. River continuum and fish migration-going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. In: (Red.: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss) *Fish Migrations and Bypasses*. Oxford: Oxford Fishing News Books, 438 pp.

- Katopodis, C. 1981. Considerations in the design of fishways for freshwater species. Proceedings of the 5th Canadian Hydro-technical Conference, Fredericton, New Brunswick, side 857-878.
- Keefer, M.L., Wertheimer, R.H., Evans, A.F., Boggs, C.T. & Peery, C.A. 2008. Iteroparity in Colombia River summer-run steelhead (*Oncorhynchus mykiss*): implications for conservation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65; 2592-2605.
- Khan, H. 1940. Fish ladders in Punjab. Journal of the Bombay Natural History Society 41; 551-562.
- Klemetsen, A., Amundsen P.-A., Dempson J.B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M.F. & Mortensen E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish 12; 1-59.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K. & Eens, M. 2005. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch, (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of Freshwater Fish 15; 20-29.
- Kristiansen, H. & Døving, K.B. 1996. The migration of spawning stocks of grayling *Thymallus thymallus* in Lake Mjøsa, Norway. Environmental Biology of Fishes 47; 43-50.
- Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta* L.) in a heavily modified river. Doctoral theses at NTNU 2012-136.
- Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Fisketrapper i Glomma og Søndre Rena mellom Bingsfoss og Storsjøen. NINA Rapport 306, 32 sider + vedlegg.
- Kraabøl, M., Arnekleiv, J.V. & Museth, J. 2008. Emigration patterns among trout, *Salmo trutta* (L.), kelts and smolts through spillways in a hydroelectric dam. Fisheries Management and Ecology 15; 417-423.
- Kraabøl, M., Johnsen, S., Museth, J. & Sandlund, O.T. 2010. Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers; the need for a broader perspective! Fisheries Management and Ecology 16; 337-340.
- Kynard, B. & Buerkett, C. 1997. Passage and behaviour of adult American shad in an experimental louver bypass system. North American Journal of Fisheries Management 17; 734-742.
- Laine, A., Jokivirta, T. & Katapodis, C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *S. trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. Fisheries Management and Ecology 9; 65-77.
- Larinier, M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France.

- In: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. and Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Cambridge: Fishing News Book, side 127-145.
- Larinier, M. 2002. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 364; 54-82.
- Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J.P. 2002. Fishways; biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture 364; 208.
- Lucas, M.C., Mercer, T., Armstrong, J.D., McGinty, S. & Rycroft, P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. Fisheries Research 44; 183-191.
- Lucas, M.C. & Baras, E. 2001. Migration of freshwater fishes. Malden, MA: Blackwell Science.
- Mader, H., Unfer, G. & Schmutz, S. 1998. The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. In: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). Migration and fish bypasses. Oxford: Fishing News Book, side 384-402.
- Mallen-Cooper, M. 1989. Fish passage in the Murray-Darling Basin. In: (Red.: Lawrence, B.). Proceedings of the workshop on native fish management – Canberra 16.-17- June 1988. Canberra: Murray-Darling Basin Commission, side 123-136.
- Mallen-Cooper, M. 1994. Swimming ability of adult golden perch, *Macquaria ambigua* (Percichthyidae), and adult silver perch, *Bidyanus bidyanus* (Teraponidae), in an experimental vertical-slot fishway. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 45; 191-198.
- Mallen-Cooper, M. 1999. Developing fishways for nonsalmonid fishes: A case study from the Murray River in Australia. In: (Red.: Odeh, M.). Innovations in Fish Passage Technology. Bethesda, MD: American Fisheries Society, side 173-195.
- Mallen-Cooper & Brand 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? Fisheries Management and Ecology 14; 319-332.
- Mallen-Cooper, M. & Harris, J.H. 1990. Fishways in mainland south-eastern Australia. In: (Red.: Komura, S.). Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90, side 221-229.
- Museth, J. & Rustadbakken, A. 2005. Fiskesamfunnet i Åkersvika – befaring-srapport fra prøvofiske den 20.-21. juni 2005. Høgskolen i Hedmark/Naturkompetanse. Rapport, 8 sider + vedlegg.
- Nemenyi, P. 1941. An annotated bibliography of fishways. University of Iowa Studies in Engineering Bulletin 23, 64 sider.

- O'Connor, J.P., O'Mahony, D.J., O'Mahony J.M. & Glenane, T.J. 2006. Some impacts of low and medium head weirs on downstream fish movement in the Murray-Darling Basin in southeastern Australia. *Ecology of Freshwater Fish* 15; 419-427.
- Pethon, P. 1985. *Aschehougs store fiskebok*. 447 s (ISBN 13 9788203110146).
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers – Perspectives for Ecological Management*. London: John Wiley and Sons, 285 sider.
- Pholprasith, S. 1995. Fishways in Thailand. In: (Red.: Komura, S.). *Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu*. Gifu, Japan: Publications Committee of the International Symposium on Fishways '90, 355-362.
- Prignon, C., Micha, J. & Gillet, A. 1998. Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer dam on the Meuse River, Belgium. In: (Red.: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S.). *Migration and fish bypasses*. Oxford: Fishing News Book, side 69-84.
- Quirós, R. 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: Latin America. *COPESCAL Technical Paper no. 5* (FAO: Rome), 41 sider.
- Qvenild, T. 2008. *Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i hedmark, miljøvernavdelingen*, rapport nr 2-2008, 136 s.
- Slatick, E. & Basham, L.R. 1985. The effect of Denil fishway length on passage of some nonsalmonid fishes. *Marine Fisheries* 47; 83-85.
- Schwalme, K., Mackay, W.C. & Lindner, D. 1985. Suitability of vertical slot and Denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fishes. *Marine Fisheries Reviews* 47; 1815-1822.
- Stuart, I.G. & Mullen-Cooper, M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/sub-tropical river. *Regulated Rivers; Research & Management* 15; 575-590.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aarestrup, K. & Heggberget, T.G. 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Review Fish Biology and Fisheries* (2008) 18:345–371.
- Wolter, C. & Arlinghaus, R. 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: The ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13; 63-89.
- Østdahl, T., Ibrekk, A.S., Guerreiro, C., Sørensen, J. & Selvik, J.R. 2003. EUs rammedirektiv for vann – hvordan vil det påvirke gjennomføringen av konsekvensutredninger? *Plan* 5/2003.