

FÖRBÄTTRING OCH UTVÄRDERING AV KONNEKTIVITET OCH HABITATKVALITET FÖR HÅLLBAR VATTENKRAFT

RAPPORT 2022:873



VATTENKRAFT

VATTENKRAFTENS
MILJÖFORSKNINGSPROGRAM



Energiforsk

Förbättring och utvärdering av konnektivitet och habitatkvalitet för hållbar vattenkraft

**ROLAND JANSSON, KJELL LEONARDSSON, EVA BERGMAN, LARRY GREENBERG,
GUNNAR HELLSTRÖM, JOACIM NÄSLUND, BIRGITTA MALM RENÖFÄLT OCH LEONARD SANDIN**

Förord

Vattenkraften är viktig för Sveriges omställning till fossilfri elproduktion. Samtidigt medför regleringen av vattenflöden att vattendragens ekosystem förändras med förlust av biologisk mångfald och ekosystemfunktioner. För att öka vattenkraftens hållbarhet som energikälla behövs miljöåtgärder som gör att elproduktionens miljöeffekter minimeras där så är möjligt. Det här projektet har tagit fram och utvärderat åtgärder som har potentialen att öka den biologiska mångfalden i reglerade vattendrag, samt att förbättra fiskars vandringsmöjligheter med bibehållen vattenkraftsproduktion.

Åtgärderna ska bidra till att uppnå god ekologisk status/potential (GES/GEP) i enlighet med Europeiska unionens Ramdirektiv för vatten utan att orsaka någon betydande negativ påverkan på elproduktionen. Forskare från flera kompetensområden, t.ex. ekologer, strömningsmekaniker och modellerare, på Umeå universitet, Luleå tekniska universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och Karlstads universitet har genomfört projektet, vilket har möjliggjort ett holistiskt angreppssätt. Arbetet har genomförts i ett antal olika vattendrag med variation i typer av ekosystem, grad av vattenkraftspåverkan och storlek. Projektet har tagit fram modeller och verktyg för fiskars hydrauliska preferenser i fiskvägar. Metoder har också tagits fram för att öka mängden strömvattenhabitat genom att modifiera fårans och strändernas morfologi. Vidare har analyser genomförts av hur åtgärder i biflöden kan öka ekologisk status i huvudfåran, och åtgärdsförslag för att förbättra förbindelsen och miljöförhållanden i biflödenas mynningsområden har tagits fram.

Projektet finansierades av vattenkraftindustrin genom Energiforsk (Vattenfall Vattenkraft, Fortum, Sydkraft Hydropower, Statkraft Sverige, Skellefteå Kraft, Holmen Energi, Jämtkraft, Tekniska verken i Linköping, Varberg Energimarknad, Mälarenergi, Karlstads Energi och Jönköping Energi) tillsammans med Energimyndigheten och Havs- och vattenmyndigheten. Vattenfall och Energiforsk har även bidragit med egeninsatser. Projektet har letts av Mats Billstein, Vattenfall, och Elin Hellmér och Bertil Wahlund, Energiforsk, tillsammans med Eva Bergman & Larry Greenberg på Karlstad Universitet, Roland Jansson & Birgitta Malm Renöfält på Umeå Universitet, Kjell Leonardsson & Leonard Sandin på SLU och Gunnar Hellström på Luleå Tekniska Universitet.

Bertil Wahlund, Energiforsk

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattarna som ansvarar för innehållet.

Sammanfattning

Projektets övergripande mål var att ta fram åtgärder, verktyg och metoder för att förbättra miljön i utbyggda vattendrag utan att det leder till någon betydande negativ påverkan på elproduktionen. Rapporten presenterar möjligheter att öka den biologiska mångfalden i reglerade vattendrag, samt att förbättra fiskars vandringsmöjligheter, med bibehållen kraftproduktion.

En viktig del av projektet var att utveckla och testa metoder för att öka konnektiviteten i reglerade vattendrag. Studier av passageeffektivitet förbi vattenkraftverk vid nedströmsvandring hos mört, laxsmolt och ål visade att mört men inte laxsmolt påverkades negativt av förekomst av bottensubstrat i flyktrännan, och att passage av laxsmolt var effektiv för alla testade strömhastigheter. För ål var passageacceptans större med nätavledare än bubbelbarriärer. För uppströmsvandrande lax och havsöring är det en utmaning att få fisken att välja fiskpassagen snarare än att följa den dominerande strömriktningen. En simuleringsstudie av anlockning nedströms Stornorrfors kraftstation i Umeälven visade att en ledmur som mynnar ut i området där uppvandrande fisk tillbringar mest tid skulle vara effektivast. En beteendemodell som utvecklades för att efterlikna hur laxarna söker sig uppströms givet några enkla beslutsregler visade att försök att öka anlockningen till fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv, genom att anpassa körningarna i de fyra turbinerna skulle kunna leda till en inlåsningseffekt med ansamling av fisk där de inte kommer vidare uppströms.

Modeller för att förutsäga effekten på fiskbeståndens storlek beroende på dammarnas och reproduktionsområdenas placering i reglerade vattendrag visar att habitatåtgärder i, eller återskapande av, strömvattenmiljöer förväntas ge direkt proportionella positiva effekter på bestånden. Detta gäller när populationsregleringen sker i själva strömvattenmiljön, oavsett art. För vandringsfiskar påverkas resultaten även av vilka beteenden arterna har och av konnektiviteten. Om vandrande fiskbestånd behöver passera många fiskpassager (fler än 4-6 fiskpassager) för att nå ett specifikt reproduktionsområde uppströms krävs dock att dessa är väldigt stora och dessutom att passageeffektiviteten är hög genom varje enskild passage. För öring och lax ger åtgärder för att gynna nedströmsvandrande utlekt fisk positiva effekter först efter att uppströmsvandringen av de lekvandrande adulterna garanteras hög vandringsframgång förbi samtliga fiskpassager.

Vattenkraftsutbyggnaden har lett till brist på ekosystem och livsmiljöer för arter specialiserade till höga strömhastigheter, som forsar. Ett mål för projektet var att ta fram kunskap om hur sådana bristmiljöer kan förbättras, återställas eller nyskapas utan att det leder till betydande påverkan på vattenkraftsproduktionen. Även om strömsträckorna i reglerade vattendrag hyste färre arter och var mer påverkade av korttidsreglering än fritt strömmande vattendrag bedöms potentialen vara stor att genomföra miljöförbättringsåtgärder som skulle höja artantalet av fiskar, makrovertebrater och kärlväxter. För att restaureringsinsatserna ska bli

lyckosamma krävs dock sannolikt en minskning i intensiteten av korttidsreglering. En jämförelse av förhållanden i biflöden och huvudfåra visade att vattentemperaturen var lägre i biflödena, medan näringshalterna var lägre i huvudfåran. Att skydda biflöden med låg mänsklig påverkan är viktigt i ett varmare klimat eftersom dessa kan fungera som refugier för kallvattensfiskar.

Biflodens mynningar i större vattendrag har ofta lyfts som potentiella hotspots för biologisk mångfald på grund av t.ex. god sedimenttillförsel, koncentrerat näringsflöde, gynnsamma förhållanden vad gäller temperatur och vattenkemi och en relativt hög heterogenitet i miljön. Vi fann genomgående fler arter och högre täckningsgrad av strandväxter i mynningsområdena jämfört med magasinsstränder utan biflöden, vilket stöder att biflödesmynningar är hotspots för strandkärnväxtarter, medan artantalet av fisk var lågt. Miljöförbättringar i biflödesmynningar måste designas så de gynnar strandväxter samtidigt som de underlättar vandringsmöjligheter för fisk.

En litteraturstudie som jämförde eDNA (*environmental DNA*, miljö-DNA) med elfiske visade att eDNA har fördelen att detektera artförekomst med hög sannolikhet. Nackdelen är att skattningar av individtäthet är osäkra samt att man inte är säker på var i vattensystemet fisken faktiskt uppehåller sig eftersom eDNA i ett vattenprov kan härstamma från andra områden än just den undersökta lokalen.

En generell slutsats från projektet är att man bör beakta konnektiviteten vid restaurering av habitat i reglerade vattendrag. Restaurering av habitat skapar i sin tur nya konnektivitetsbehov för att sammanlänka populationer, och eventuellt tillåta kolonisering av nya lokaler. Detta samspel mellan konnektivitet och lokala habitatförhållanden bör vara ett prioriterat forskningsområde i framtiden, inte minst då ett varmare klimat både påverkar arternas behov av att sprida sig såväl som lokala miljöförhållanden.

Nyckelord

Biflöden; Biologisk mångfald; eDNA; Fiskvandring; Strandvegetation; Strömvattenmiljöer

Summary

The project developed and evaluated measures to increase ecosystem function and biodiversity in regulated rivers, including improving opportunities for fish migration and rehabilitating habitat for lotic species, without these measures leading to any significant negative impact on hydropower production.

An important part of the project was to develop and test methods to increase connectivity in regulated rivers. Studies of passage efficiency at hydropower stations during downstream migration of roach, salmon smolt and eel showed that roach but not salmon smolt were adversely affected by the presence of bottom substrate in the flume, and that passage of salmon smolt was effective for all current velocities tested. For eels, passage acceptance was greater with net deflectors than bubble barriers. For upstream migrating salmon and brown trout, it is a challenge to get the fish to choose the fish passage rather than to follow the dominant current direction. A simulation study of attraction downstream of the Stornorrfors hydropower station in the Ume River showed that a guiding wall that opens into the area where migrating fish spend the most time would be most effective. A behavioural model developed to simulate how the salmon migrate upstream given a few simple decision rules showed that attempts to increase the attraction to the fish passage in Lilla Edet, Göta River, by adjusting the operation of the four turbines could lead to a lock-in effect with accumulation of fish away from the fishway, so that they cannot migrate further upstream.

Models for predicting fish population dynamics in response to the placement of dams and reproduction areas in regulated river systems show that habitat restoration for lotic species is expected to have directly proportional positive effects on fish stocks. This is expected for all lotic species where population regulation is controlled by the availability and quality stream habitat. However, for migrating species the results are dependent on the behaviour of the species and on connectivity. If migrating fish need to pass through many fishways (more than 4-6 passageways) to reach a specific reproduction area upstream, these areas must be very large and the passage efficiency of each fishway must be high. For trout and salmon, measures to facilitate downstream migration of post-reproductive individuals have positive effects only after a high migration success is guaranteed for the upstream migrating spawning adults.

Hydropower expansion has led to a loss of ecosystems and habitats for species adapted to lotic environments with high current velocity, such as found in rapids. One goal of the project was to develop knowledge about how such habitats can be restored or improved, without significant losses in hydropower production. Although the lotic habitats in regulated rivers harbour fewer species than free-flowing watercourses, the potential for ecological rehabilitation that increases the number of species of fish, macroinvertebrates and vascular plants was judged to be high. For the restoration efforts to be successful, however, a reduction in the intensity of hydropeaking is likely required. A comparison of conditions in tributaries and the main channel showed that the water temperature was lower in

the tributaries, whereas nutrient levels were lower in the main channel. Protecting tributaries with low human impact will be important in a warmer climate since these can act as refugia for cold-water adapted fish.

The areas where tributaries join mainstem rivers have been highlighted as potential hotspots for biodiversity due to, e.g., good sediment supply, concentrated nutrient flows, favourable conditions in terms of temperature and water chemistry and high habitat heterogeneity. We consistently found more species and higher cover of riparian plants in tributary mouths compared to impoundment shorelines without tributaries, supporting the notion that tributary mouths are hotspots for riparian plant species, while the number of fish species was low. Ecological rehabilitation of tributary mouths must be designed to favour riparian plants while simultaneously facilitating opportunities for fish migration.

A literature study comparing eDNA with electrofishing showed that eDNA has the advantage of detecting presence of species with high probability. The disadvantage is an uncertain ability to predict the abundance of species and the fact that it is uncertain where in the river system the species actually resides because the eDNA may originate from other areas than where the particular water sample was taken.

A general conclusion from the project is that connectivity should be taken into account when restoring habitat in regulated river systems. Habitat restoration in turn creates new connectivity needs to link populations together, and possibly allow colonization of new areas. This interplay between connectivity and local habitat conditions should be a prioritized area of research in the future, especially as a warmer climate affects both the dispersal needs of species as well as local habitat conditions.

Innehåll

1	Inledning	9
2	Konnektivitet	12
2.1	Inledning	12
2.2	Passageeffektivitet vid nedströmsvandring hos mört, laxsmolt och ål	13
2.3	Anlockning vid sammanflödet Vid Stornorrfor kraftverk i nedre Umeälven	18
2.4	Anlockning vid fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv	20
2.5	Populationsmodellering av konnektivitetens betydelse för vandringsfisk	23
2.6	Statistiska metoder	25
2.6.1	Metod för att analysera säsongsmönster i fiskvandring	25
2.6.2	Metod med hög precision och noggrannhet för positionsbestämning av HR (High-Resolution)-märkt fisk	25
3	Habitat	27
3.1	Inledning	27
3.2	Biologisk mångfald i reglerade strömsträckor	28
3.3	Betydelsen av landskapet för kvaliteten hos biflöden	32
3.4	Biflödesmynningar som hotspots för biologisk mångfald	35
3.4.1	Metoder	35
3.4.2	Resultat och diskussion av fiskundersökningen	36
3.4.3	Resultat och diskussion av kärnväxtundersökningen	37
3.5	Jämförelse mellan e-DNA och elfiske	41
4	Diskussion och slutsatser	49
5	Tack	53
6	Referenslista för huvudrapporten	54
7	Bilagor	56
	Bilaga 1. Passageeffektivitet vid nedströmsvandring hos mört, laxsmolt och ål	56
	Bilaga 2 Anlockning vid sammanflödet vid Stornorrfor kraftverk i nedre Umeälven	57
	Bilaga 3 Anlockning vid fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv	58
	Bilaga 4 Populationsmodellering av konnektivitetens betydelse för vandringsfisk	65
	Bilaga 5 Metod för att analysera säsongsmönster i fiskvandring	66
	Bilaga 6 Metod med hög precision och noggrannhet för positionsbestämning av HR-märkt fisk	71
	Bilaga 7 Biologisk mångfald i reglerade strömsträckor	80
	Bilaga 8 Betydelsen av landskapet för kvaliteten hos biflöden	81
	Bilaga 9 Biflödesmynningar som hotspots för biologisk mångfald	82
	Bilaga 10 Jämförelse mellan e-DNA och elfiske	83

1 Inledning

Vattenkraft bidrar med ca 45 % av Sveriges elproduktion per år, och väntas spela en fortsatt viktig roll i framtiden som en del i ett fossilfritt, förnybart elproduktionssystem. Det beror inte minst på vattenkraftens förmåga att lagra energi samt att på mycket kort varsel kunna öka eller minska produktionen för att möta förändringar i elkonsumtion och hålla frekvensen i elnätet stabilt.

Samtidigt har vattenkraftsutbyggnaden lett till omfattande negativa konsekvenser för ekosystem och arter knutna till vattendrag. Vattendragsekosystem hör globalt till de miljöer som i störst omfattning modifierats och fragmenterats, och i Sverige är ca 80 % av den potentiella vattenkraften utbyggd. Regleringen av vattendragens vattenflöden och fragmenteringen genom dammar har fundamentalt förändrat vattendragen, med förlust av ekosystem och arter.

Denna situation har lett till ökat intresse för ekologisk restaurering av vattendrag, med flera internationella initiativ. Förenta Nationerna (<https://www.decadeonrestoration.org>) har utlyst 2020-talet som årtiondet för ekologisk restaurering, och Europeiska Unionens strategi för biologisk mångfald (https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_sv) har målsättningen att minst 25 000 km vattendragslängd ska göras fritt strömmande till 2030 genom att ta bort dammar och restaurera svämplan. I Sverige ska enligt den Nationella prövningsplanen (NAP) vattenkraftverksamheter med tillstånd som är äldre än 40 år omprövas för att få moderna miljövillkor.

Omfattningen på forskning som rör olika metoder för att ekologiskt restaurera eller rehabilitera vattendrag påverkade av reglering och fragmentering genom dammar har ökat kraftigt under senare år. Det rör t.ex. dammrivning, såväl av mindre dammar som spelat ut sin roll, som dammar och kraftverk med stor produktionskapacitet (Stanley & Doyle 2003; Duda m.fl. 2021). Ett annat viktigt forskningsområde rör möjligheterna att införa så kallade ekologiska flöden, som strävar efter att efterlikna aspekter av vattendragens naturliga flödesregimer, och på så sätt gynna eller återskapa delar av vattendragens ekosystem och biologiska mångfald (Poff m.fl. 2010). I starkt reglerade vattensystem med fortsatt vattenkraftsproduktion kan det vara svårt att ha en naturlig flödesregim som målbild. I sådana fall har forskningen istället fokuserat på att "designa" en flödesregim som kombinerar flödeskomponenter som gynnar specifika artgrupper eller ekosystem, samtidigt som dammar och kraftverk kan fortsätta sin drift (Acreman m.fl. 2014). Flera studier har visat att stora ekologiska vinster kan göras med relativt begränsad påverkan på vattenkraftsproduktionen (Poff & Schmidt 2016). Widén m.fl. (2021) visade t.ex. för Umeälven att det är möjligt att införa förbud mot nolltappning i alla kraftverk, allokera vatten till fiskvägar och minimitappning till torrfårar till en kostnad av 3,1% av den årliga vattenkraftsproduktionen i en reglerad älv. Den proportionella produktionsförlusten för motsvarande insatser i mindre vattendrag torde dock bli större, då fiskpassager kräver ett minsta vattenflöde oavsett vattendragets storlek och andelen flödet som går till fiskpassagen därför blir större.

I många restaureringsinsatser i reglerade vattendrag är ambitionen främst att förbättra strukturer i vattendragens fåror och strandzoner, med liten påverkan på vattenkraftsproduktionen. Mycket forskning och praktiska restaureringsprojekt strävar efter att flytta bort invallningar från vattendragen, låta vattendragen översvämma sina svämplan (Opperman m.fl. 2009), och att återföra stenblock, död ved och andra strukturer viktiga för vattendragens organismer (Nilsson m.fl. 2017).

När vattenkraftsutbyggnaden genomfördes i Sverige under 1950–60-talen togs relativt lite miljöhänsyn. De reglerade älvarna optimerades för vattenkraftsproduktion med liten konkurrens från andra intressen som flodtransporter och konstbevattning, vilka har stor betydelse i andra länder. Dessa historiska förhållanden gör å ena sidan att vissa aspekter av regleringen som har negativa ekologiska konsekvenser kan vara relativt enkla att undvika utan större kostnad för kraftproduktionen. Sådana fall kan lösas i samförstånd mellan verksamhetsutövare och tillsynsmyndighet. Å andra sidan gör det faktum att kraftverk och dammar optimerats för att använda vattendragens hela vattenföring det potentiellt svårare att införa ekologiska flöden utan att det får negativa konsekvenser för verkningsgraden i turbiner m.m.

För att öka vattenkraftens hållbarhet som energikälla behövs miljöåtgärder som gör att elproduktionens miljöeffekter minimeras där så är möjligt. För att möta dessa utmaningar initierades forskningsprojektet "ECOHAB - Förbättring och utvärdering av konnektivitet och habitatkvalitet för hållbar vattenkraft", finansierat av Energimyndigheten, Energiforsk, Havs- och vattenmyndigheten och Vattenfall. Projektet löpte mellan 2018–2022 med deltagare från ett konsortium av forskargrupper med olika kompetenser för att effektivare kunna besvara projektets frågeställningar. I projektet deltog forskare från Karlstads universitet, Luleå tekniska universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och Umeå universitet.

Projektets syfte var att ta fram och utvärdera åtgärder som ökar mängden habitat med hög biologisk mångfald och ekosystemfunktion i reglerade vatten samt att förbättra konnektiviteten, d.v.s. underlätta transporten av arter, material och energi i avrinningsområdet.

Projektets övergripande mål var att ta fram åtgärder, verktyg och metoder för att förbättra miljön i utbyggda vattendrag utan att det leder till någon betydande negativ påverkan på elproduktionen. Begreppet utan betydande negativ inverkan på elkraftsproduktionen ska ses i ljuset av de samlade omprövningarna där det kommer att krävas åtgärder vid de flesta vattenkraftverk i samband med omprövningarna, samtidigt som det nationella åtgärdsutrymmet är begränsat. Den nationella planen för omprövning av vattenkraftens miljövillkor sätter gränsen till 1,5 TWh. Det innebär att åtgärder som minimerar elproduktionsbortfall bör väljas i första hand. Huvudmålen var att:

- Analysera potentialen för att miljöer som blivit sällsynta i reglerade vattendrag, som sträckor med hög strömhastighet, kan återställas för att gynna strömlevande arter
- Analysera vilken roll biflödesmynningar har för biologisk mångfald i kraftverksmagasin

- Analysera hur biflöden till reglerade vattendrag påverkar den ekologiska statusen i huvudfåran
- Ge rekommendationer om vilka huvudsakliga egenskaper hos befintliga fiskvägar som gör att de fungerar bra eller dåligt för olika fiskarter
- Ta fram modellverktyg för utvärdering av anlockning vid kraftverksmiljöer baserat på fiskens beteende i relation till vattendragshydrauliken, och design av flyktöppningar i fiskvägar
- Ta fram modeller för vilka miljöförhållanden som triggar vandring hos olika fiskarter

2 Konnektivitet

2.1 INLEDNING

Longitudinell konnektivitet i vattendrag är centralt för att vandrande fiskarter ska kunna vandra mellan olika habitat. Barriärer som människan konstruerat, i form av t.ex. dammar, fragmenterar våra vattendrag i longitudinell riktning. Fragmenteringen påverkar arter som lax och ål, som måste vandra för att kunna fullfölja sin livscykel och reproducera sig, men även arter med mindre obligat vandringsbehov, såsom mört. För att återupprätta konnektiviteten i de reglerade vattendragen föreslås fiskpassager som en generell lösning. Trots att fiskpassager har en lång historia återstår ännu att utveckla lösningar för att effektivt anlocka vandringsfiskarna till själva passagedelen. Inom ECOHAB har de olika delprojekten varit inriktade dels på anlockningsproblematiken men även på vad som krävs av fiskpassager i termer av effektivitet för att gynna vandringsfiskarnas beståndsutveckling.

Delprojekten med inriktning mot konnektivitet har använt olika angreppssätt såsom experiment, analyser av data från telemetrimärkta vandringsfiskar i kombination med modellering av hydrauliska förhållanden och av fiskarnas beteenden. Dessutom har populationsmodellering använts i ett av delprojekten för att möjliggöra utvärdering av effekter på fiskbestånd av såväl konnektivitets- som habitatåtgärder. De olika delprojekten redovisas var för sig i kapitlen nedan.

Frågeställningen som rör rekommendationer om vilka huvudsakliga egenskaper hos befintliga fiskvägar som gör att de fungerar bra eller dåligt för olika fiskarter utgick på grund av svårigheter att besöka fiskvägarna runt om i Sverige under covid-pandemin. Vid de fåtal fiskvägar som besöktes i norr framkom att metodiken för att mäta anlockningsströmmen med hjälp av *Acoustic Doppler current profiler* (ADCP) inte fungerade på grund av att signalerna från ADCP-utrustningen släcktes ut, troligen av små luftbubblor i vattnet. För att kunna göra sådana mätningar i fält behöver nya mätmetoder utvecklas, vilket det inte fanns utrymme för inom detta delprojekt.

Metoder för att analysera vilka miljöförhållanden som påverkar säsongsmönstret för ankomst av vandringsfisk till en given plats samt vad som triggar vandring hos olika fiskarter redovisas kortfattat i kapitel 2.6.1.

I samband med analyserna för att matcha laxarnas simspår, positioner från högupplöst akustisk telemetri med standardmetod (Smith 2013), framkom att fiskspårens rumsliga noggrannhet och precision som tillhandahölls av märkestillverkaren var för låg för att kunna matcha mot de hydrauliska förhållandena i sammanflödesområdet i nedre Umeälven. En metod med högre precision (Baktoft m.fl. 2017) testades som ett alternativ, men den analysen visade sig vara mycket tidskrävande och behäftad med ett antal buggar som gjorde att analyserna avbröts. Av den anledningen utvecklades en ny metod som är betydligt snabbare och stabilare än Baktoft m.fl. (2017), men med minst lika hög eller till och med högre precision. Den nya metoden beskrivs i kapitel 2.6.2.

2.2 PASSAGEEFFEKTIVITET VID NEDSTRÖMSVANDRING HOS MÖRT, LAXSMOLT OCH ÅL

David Aldvén, Eva Bergman, Rachel Bowes, Olle Calles, Larry Greenberg, Mikael Hedberg, Gunnar Hellström, Gustav Hellström, Joacim Näslund och Velizara Stoilova

Syftet med denna studie var att undersöka passageacceptans, passagehastighet och beteende vid avledning av mört, laxsmolt och ål i samband med nedströmspassage i en stor, artificiell strömränna. För mört och laxsmolt testades effekten av förekomst av bottensubstrat i en flykträna och för laxsmolt och ål testades effekten av olika flödehastigheter. För ål testades dessutom effekten av olika avledartyper. Våra tre övergripande forskningsfrågor var:

- Påverkas mörtens passageacceptans vid nedströmsvandring av förekomst av bottensubstrat i flyktränan?
- Påverkas laxsmoltens passageacceptans vid nedströmsvandring av (1) förekomst av bottensubstrat i flyktränan och (2) vilken betydelse har vattenhastigheten (0,48-0,75 m/s)?
- Påverkas ålens passageacceptans av (1) olika typer av avledare och (2) vattenhastighet (0,48-0,75 m/s)?

Tabell 2.1. Fiskens ursprung, totala antal och storlek, flödestemperatur, vattenhastighet, substrat i flyktränan, typ av avledning samt antal fiskar i varje replikat.

	Mört	Laxsmolt	Ål
Ursprung	Vildfångad	Odlad	Vildfångad
Antal fiskar	140	260	170
Fisklängd mm ($\bar{x} \pm SD$)	267 $\pm$ 29,3	162 $\pm$ 12,9	858 $\pm$ 70
Temperatur °C	11,0 $\pm$ 2,0	13.5 $\pm$ 4.9	13.5 $\pm$ 4.9
Vattenhastighet m/s	0,5	0,48; 0,54; 0,63; 0,67; 0,75	0,1; 0,4; 0,7; 1,0
Substrat i flyktränan	Med/utan sten (<15 cm)		Utan sten
Typ av avledning	Nylonnät, 10mm, β -avledn. 30°		1) Kontroll, 2) Bubbelsbarriär (β -avledn. 30°), 3) Dyneema-nät, 25mm (β -avledn. 30°)
Gruppstorlek/# grupper	10/12	8/30	4-5/36

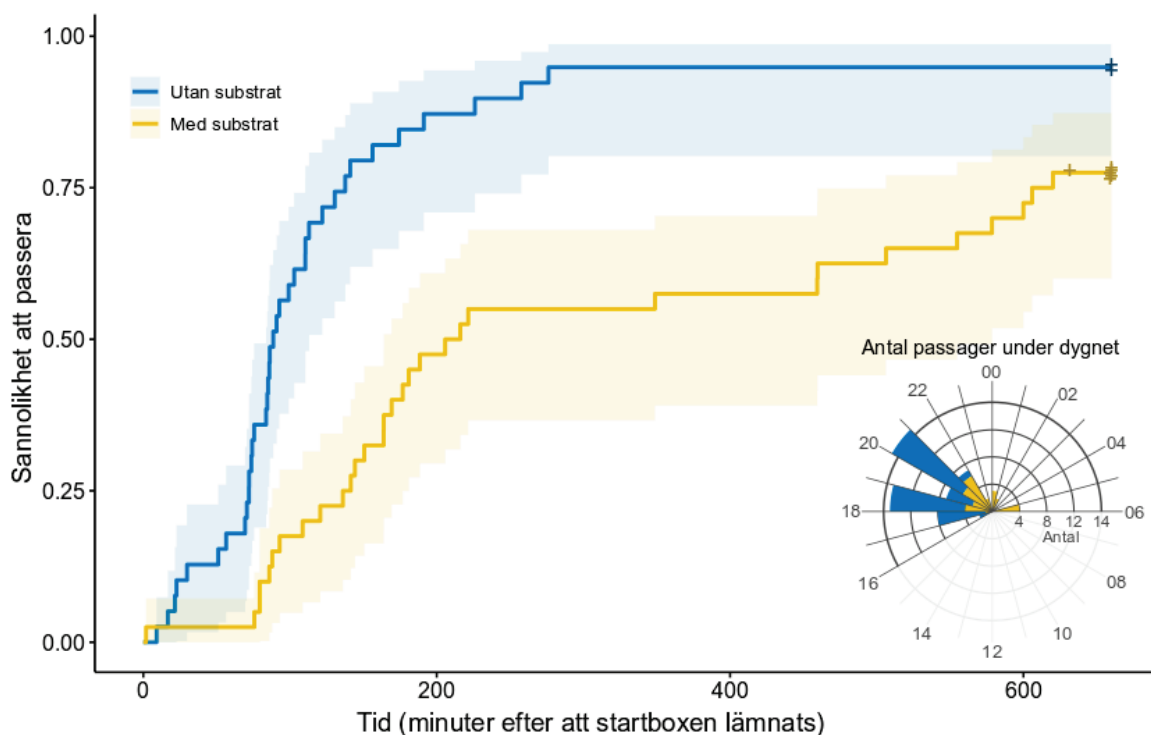
En sammanfattning av behandlingarna i försöken med de olika arterna sammanställs i tabell 2.1. Passagetid analyserades genom överlevnadsanalyser (tid-till-händelseanalys, där händelsen som analyseras är själva passagen) för alla tre arterna. Själva modellerna skiljer sig dock åt eftersom vi haft olika behandlingar för de olika arterna.

För alla experiment fanns etiskt tillstånd (Licens 001671; Dnr 5.8.18-03390/2019) som utfärdats av Djurskyddskommittén i Göteborg och experimenten har genomförts i enlighet med EU-direktiv 2010/63/EU.

Mört

I överlevnadsanalysen för mörtens nedströmspassage modellerades passagetid som beroende av *substratbehandling* (kategorisk faktor) och *försöksomgång* (slumpmässig faktor). Fiskens längd hade ingen statistiskt tydlig effekt på passagetid och inkluderades därför inte i modellen.

Stensubstratet hade en signifikant negativ effekt på sannolikheten att mörtén skulle passera (Figur 2.1). Mediantiden för passage var 88,6 minuter utan substrat och 210,9 minuter med substrat.



Figur 2.1. Analys av tid till lyckad nedströmspassage (med 95% konfidensintervall) för behandlingarna med och utan ett stensubstrat i själva flyktrännan. "+"-symboler anger mörtindivider som vid tidpunkten för försökets avslut ännu ej passerat nedströms; hur länge en fisk deltog i experimentet beror på när fisken frivilligt simmade ut i experimentarenan från en startbox.

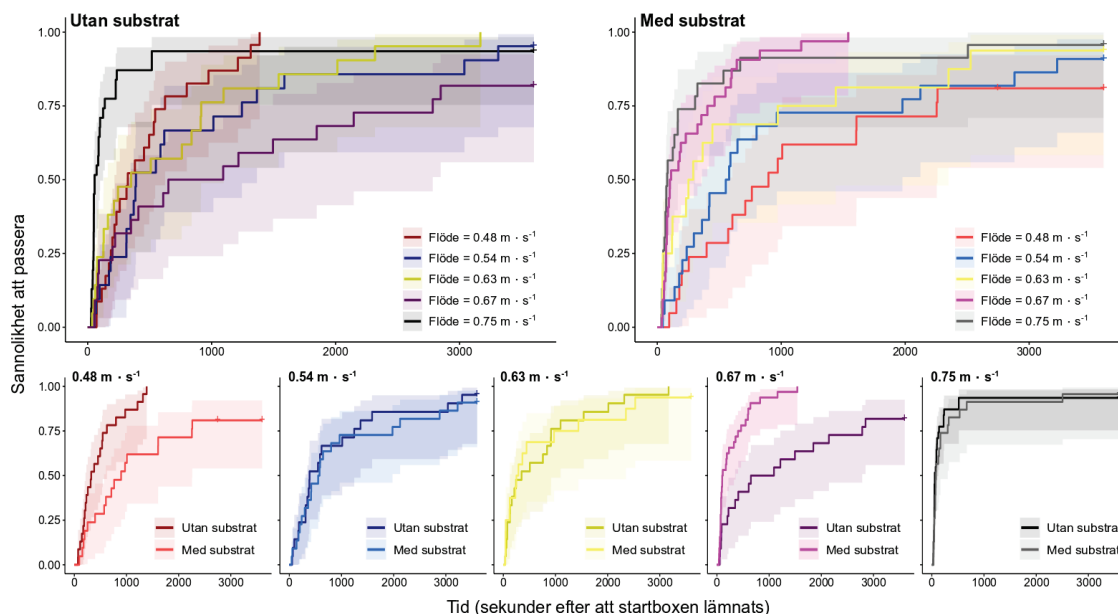
Laxsmolt

För analysen av laxsmoltens sannolikhet att passera använde vi två olika modeller, dels en "interaktionsmodell" och dels en "additiv" modell. Den additiva modellen var en *ad hoc* modell baserad på misstanken att den signifikanta interaktionen i interaktionsmodellen var en falsk positiv effekt. Båda modellerna innehöll termerna *substratbehandlingstyp* (kategorisk faktor), *flödes hastighet* (kategorisk faktor), och *försöksomgång* (slumpmässig faktor). Interaktionsmodellen innehöll dessutom interaktionen mellan *substratbehandling* och *flödes hastighet*. Fisklängd uteslöts ur båda modellerna eftersom den inte förklarade tillräckligt mycket variation i passagetid för att anses relevant.

Analys av sannolikheten för en lyckad passage med interaktionsmodellen visade att det fanns en signifikant interaktion mellan flödeshastighet och substrat (Figur 2.2). Parvisa kontrastanalyser av flödeshastigheterna inom substratbehandlingen påvisade signifikanta skillnader mellan olika flödeshastigheter ($p < 0,038$). I samtliga fall var sannolikheten för passage högre vid den högre flödeshastigheten. Inom behandlingen utan substrat fanns inga signifikanta skillnader mellan de olika flödeshastigheterna.

Parvisa kontrastanalyser av behandlingarna med och utan substrat inom varje flödeshastighet visade att det fanns en signifikant skillnad mellan substratbehandlingarna vid 0,48 m/s ($p = 0,004$) och 0,67 m/s ($p < 0,001$). Vid 0,48 m/s var sannolikheten att passera högst i behandlingen utan substrat, medan det vid 0,67 m/s var tvärtom. Mediantiderna för passage med substrat varierar mellan 80 och 897 s, och minskar med ökande flödeshastighet. I behandlingarna utan substrat sticker den genomsnittliga passagetiden för 0,67 m/s ut som den högsta (872 s) och 0,75 m/s som den lägsta (72 s). De övriga passagetiderna varierar mellan 324 s till 389 s vad gäller flödeshastighet 0,48 m/s; 0,63 m/s; 0,54 m/s.

Den additiva modellen utgår från att effekten av flödeshastighet inte varierar mellan substratbehandlingarna (d.v.s. vi antar att de skillnader som ses i interaktionsmodellen beror på okända slumpfaktorer, i och med att det inte finns någon systematisk förändring i skillnaderna mellan substratbehandlingen med förändrad flödeshastighet) och under detta antagande fanns inte någon generell substrateffekt ($\chi^2 = 0,11$, $p = 0,74$), men väl en effekt av flödeshastighet ($\chi^2 = 16,9$, $p = 0,002$) så att passagetiden minskade med ökad flödeshastighet. Framför allt är det den högsta flödeshastigheten som visar en starkt signifikant minskad passagetid jämfört med den lägsta flödeshastigheten. Den genomsnittliga passagetiden minskar även för hastigheterna 0,63 m/s och 0,67 m/s, men utan statistisk säkerhet. Passagetiden är nära identisk mellan de två lägsta flödeshastigheterna.



Figur 2.2. Tid till lyckad nedströmspassage för laxsmolt (med 95% konfidensintervall). Överst: Jämförelser mellan olika vattenhastigheter inom de två substratbehandlingarna utan (till vänster) och med (till höger) stensubstrat. Nederst: Jämförelser mellan substrattyperna inom var och en av de olika vattenhastigheterna.

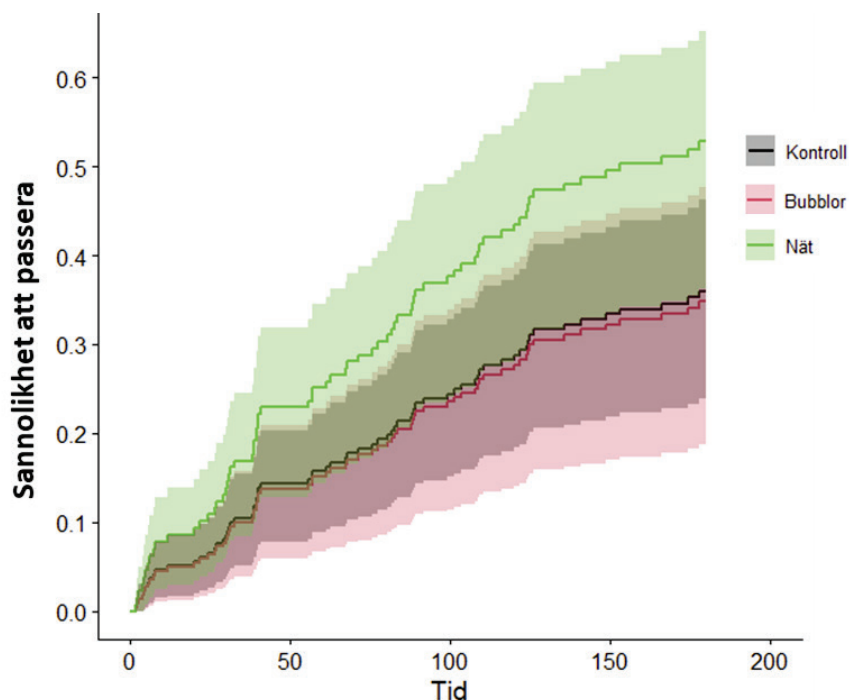
Ål

Den initiala modellen som vi utgick från i överlevnadsanalysen innehöll termerna *avledartyp* och *vattenhastighet* (huvudprediktorer; kategoriska faktorer med tre nivåer) och deras *interaktion*, *fisklängd* (kovariat), *försöksomgång* (slumpmässig faktor). Denna modell reducerades med avseende på termer som inte förklarade variation i tid till passage (baserat på Akaikes Informationskriterium, "AIC"). I den slutliga modellen (modellen med lägsta AIC-värdet) ingick fisklängd och avledartyp.

Nätavledaren hade en signifikant positiv effekt på sannolikheten över tid att ålen skulle passera i jämförelse med kontrollen utan avledare ($p = 0,04$; Figur 3).

Bubbelbarriären hade ingen effekt på sannolikheten för att ålarna passerade ($p = 0,9$). Längre fiskar passerade med en lägre sannolikhet över tid än kortare fiskar ($p = 0,03$).

Passageeffektiviteten över alla vattenhastigheter var 46% för nätavledaren, 33% för bubbelavledaren och 38% för kontrollen. För fisk som passerade flyktrännan var motsvarande mediantider till passage 69 min, 40 min, och 82 min för nätavledaren, bubbelavledaren respektive kontrollen.



Figur 2.3. Tid till lyckad nedströmspassage för blankål (med 95% konfidensintervall) för tre olika avledartyper.

Sammanfattning

Baserat på genomförda försök är det inte möjligt att dra några generella slutsatser. De specifika slutsatser som dragits är:

- Mörtens passageacceptans vid nedströmsvandring påverkades negativt av förekomst av bottensubstrat i flyktrännen.
- Laxsmoltens passageacceptans vid nedströmsvandring påverkades inte av förekomst av bottensubstrat i flyktrännen men ökad vattenhastighet i intervallet 0,48-0,75 m/s gav snabbare passage. Potentiellt fanns en positiv effekt av substrat i flyktrännen vid väldigt specifika flödesförhållanden (vilket dock har tolkats som en falsk positiv effekt). Eftersom flödesförhållanden varierar i vattendrag är det svårt att argumentera för att tillsätta bottensubstrat i flyktrännen baserat på detta resultat.
- Ålens passageacceptans var störst med nätavledare och påverkades inte av vattenhastighet i intervallet 0,48-0,75 m/s.

I Bilaga 1 finns information om publikationer som hör till detta delprojekt.

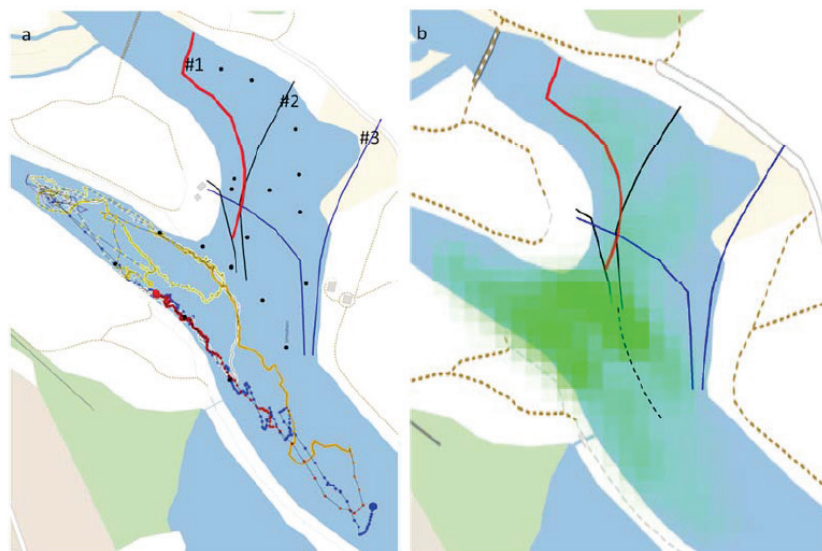
2.3 ANLOCKNING VID SAMMANFLÖDET VID STORNORRFORS KRAFTVERK I NEDRE UMEÄLVEN

Kristian Angele, Patrik Andreasson, Åke Forssén, David Aldvén, Gustav Hellström och Kjell Leonardsson

Syftet med detta delprojekt var att undersöka utformning och placering av en ledmur i sammanflödesområdet mellan torrfåran och tunnelutloppet nedströms Stornorrforss kraftstation i nedre Umeälven för att kunna få så bra anlockning av uppströmsvandrande lax och havsöring som möjligt. Även om det ursprungliga syftet var specifikt kopplat till förhållandena i sammanflödesområdet i nedre Umeälven så är angreppssättet och metoderna tillämpbara även i andra områden.

Metoder

Utvärderingen gjordes genom att jämföra modellresultat för strömningsbilden i sammanflödesområdet, från tre olika ledmursalternativ, med simspår från laxar som samlats in med hjälp av högupplöst akustisk telemetri. Modellresultaten härrör från två olika typer av modeller, en fysisk modell i skala 1:50 som byggdes upp och utvärderades av Vattenfall R&D i Älvkarleby och en CFD-modell (*Computational Fluid Dynamics*). Målsättningen var att välja det ledmursalternativ som gav mest anlockningsström i det område där laxarna huvudsakligen uppehöll sig när de passerade sammanflödesområdet, där torrfåran mynnar i huvudfåran från kraftverksutloppet.



Figur 2.4. Del av ett spår från en märkt lax tillsammans med de befintliga akustiska mottagarna (svarta punkter) som var utplacerade i området (a) och en täthetsplot av alla registreringar av akustiskt märkt lax i sammanflödesområdet där den intensivaste gröna färgen avser flest registreringar. Ledmursalternativ #1-#3 är utmärkta i figurerna och lockvattnet från det bästa ledmursalternativet (#2) anges med streckad svart linje i b).

Resultat och diskussion

Ett av ledmursalternativen mynnade direkt ut i området där de akustiskt märkta fiskarna tillbringade mest tid i det aktuella området (Figur 2.4). Sannolikheten att kunna anlocka lax och havsöring att vandra upp i torrfåran med detta

ledmursalternativ bedöms därför som hög. Detta ledmursalternativ sträckte sig längs med den djupaste (centrala delen) av naturfåran.

Det bör dock noteras att analyserna inte omfattade eventuellt behov av åtgärd/repairation av ledmuren om oförutsedda höga spill skulle förekomma. En uppenbar nackdel med en ledmur som placeras mitt i torrfårans sträckning är att eventuellt underhållsarbete omöjliggörs under vandringssäsongen. Ytterligare analyser behövs för att kunna göra avvägningar avseende behov av underhåll i kombination med effektiv anlockning av lax och havsöring.

De fullständiga resultaten och slutsatserna finns i en publicerad artikel, se Bilaga 2.

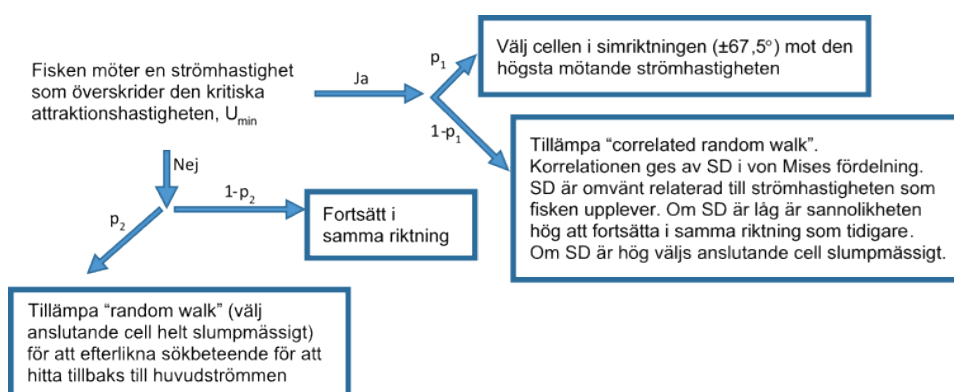
2.4 ANLOCKNING VID FISKPASSAGEN I LILLA EDET, GÖTA ÄLV

Kjell Leonardsson, Eric Lillberg och Patrik Andreasson

Syftet med detta delprojekt var att undersöka om det är möjligt att öka anlockningen till fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv, genom att anpassa körningarna i de fyra turbinerna (G1-G4). Metoderna som använts är inte platsspecifika och kan därför användas även i andra områden där det finns behov att utvärdera anlockningsmöjligheter för såväl uppströmsvandrande som nedströmsvandrande fisk.

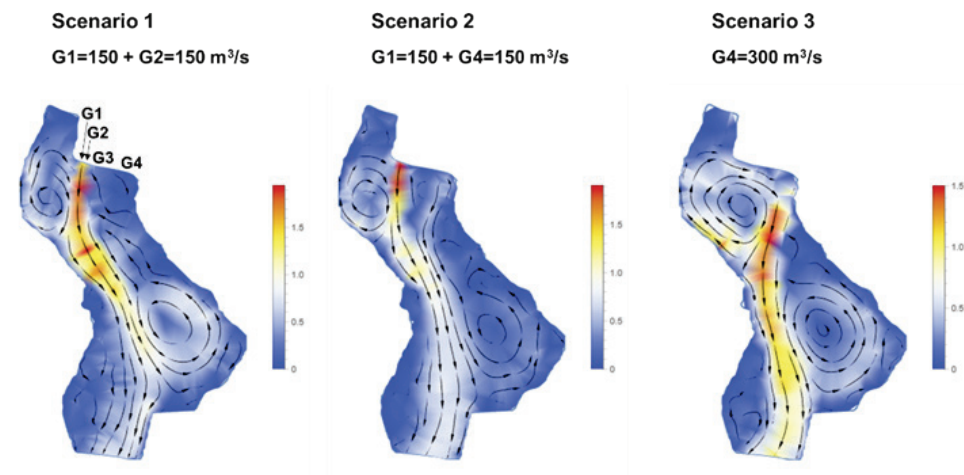
Initialt analyserades passagedata från fiskpassagen i relation till flödena i de fyra turbinerna. Resultaten från dessa analyser var svårtolkade, bland annat på grund av avsaknad av data på hur många fiskar som rörde sig i området för att kunna jämföra mot antal passerande fiskar. I stället för statistisk utvärdering av passagedata valdes därför analys med en beteendemodell som utvecklades för att efterlikna hur laxarna söker sig uppströms givet några enkla beslutsregler. Det vi vet är att laxarna behöver ta sig uppströms i huvudfåran och att de därför uppvisar ett tydligt rheotaktiskt beteende (d.v.s. de simmar mot strömmen). Som underlag till modellen genererades strömningsdata med hjälp av CFD-modellering (OpenFOAM 2021, Weller m.fl. 1998). Vattenområdets utbredning delades sedan in i en 2D-grid med cellstorlek 2x2 m, för vilka strömningshastigheter i det ytnära skiktet gavs baserat på strömningsberäkningen. Beteendemodellen baserades på strömningsförhållandena i dessa celler. De enskilda fiskarna som modellerades fick i varje tidssteg välja en av de åtta intilliggande (även diagonalt) cellerna utifrån beteendereglerna, givet de strömhastighetsförhållanden som rådde i cellerna.

En uppsättning beteenderegler som analyserades visas i Figur 2.5:



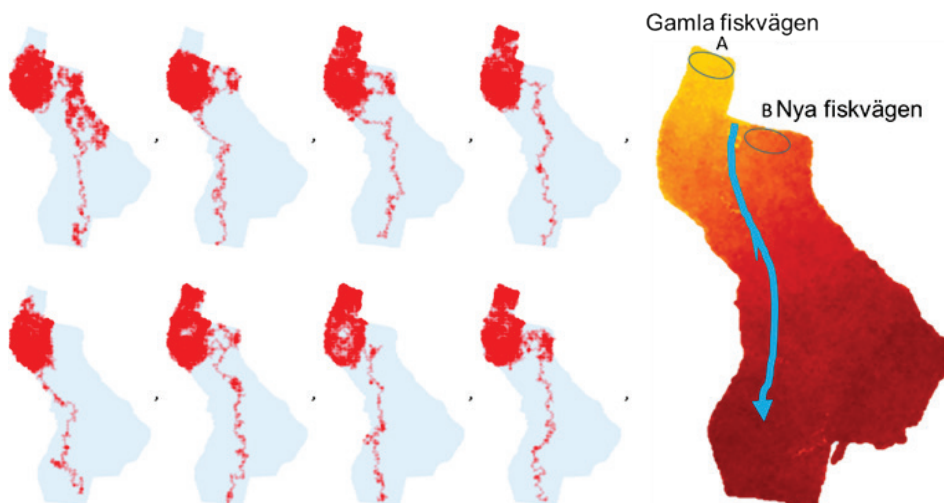
Figur 2.5. De beteenderegler för fisk som användes i analyserna.

Reglerna introducerar slumpmässighet i fiskspåret vilket kräver modellering av många fiskspår för att få en bild av var fiskarna huvudsakligen kommer att uppehålla sig i området. I modelleringen utvärderades tre olika flödesscenarier, samtliga med samma totala flöde via turbinerna, 300 m³/s, och inget spill (Figur 2.6).



Figur 2.6. Karta över det modellerade området vid Lilla Edet, Göta älv. De tre scenarier som modellerades återges med strömningsbilder, riktning och strömhastigheter (legenderna anger m/s). De fyra turbinerna är numrerade från vänster till höger, G1-G4.

Det mest intressanta resultaten erhöles för scenario 1 och 2 som resulterade i en ansamling av fisk längst upp till vänster, där den gamla fiskpassagen mynnade (Figur 2.7). Området där den nya fiskpassagen mynnar, mellan G3 och G4, hade betydligt färre besök. Däremot fördelade fiskarna tiden mer jämt i hela området i scenario 3. Vi använder begreppet inlåsningseffekt för att beskriva att fiskarna använde en större del av tiden i området i anslutning till den gamla fiskpassagen jämfört med om de skulle söka helt slumpmässigt i hela området.



Figur 27. Vänster delfigur visar exempel på modellerade simbanor med flödesscenario 1. Höger delfigur visar uppsummering av resultat från 300 fiskar med vardera 20 000 tidssteg. Antalet tidssteg per fisk motsvarar ungefär dag 1 när fiskarna kommer till området. Gulare färg indikerar högre ansamling av observationer jämfört med i den mörkare delen av figuren. Resultaten avser scenario 1, men även scenario 2 gav liknande resultat.

Det finns behov av komplettering med akustisk telemetri för att vidareutveckla och validera beteenderegler och för att få så bra överensstämmelse mellan modellresultat och telemetri som möjligt. Förutsatt att valideringen faller väl ut kan denna modell med fördel tillämpas med data från andra områden där fiskpassager planeras för att bilda sig en uppfattning om var fiskpassagens utlopp lämpligen bör placeras. Det går även att tillämpa modellen på nedströmsvandrande fisk. Se mer detaljer i Bilaga 3.

2.5 POPULATIONSMODELLERING AV KONNEKTIVITETENS BETYDELSE FÖR VANDRINGSFISK

Kjell Leonardsson och Karin Nilsson

Syftet med detta delprojekt var att komplettera ett pågående arbete om modellering av konnektivitetens betydelse för vandringsfisk genom att inkludera harr och abborre som inte hör till de "klassiska" vandringsarterna som lax, öring och ål. Även om ECOHAB hanterat konnektivitet och habitat i olika arbetspaket utan integrering har denna uppdelning inte varit möjlig i detta modelleringsavsnitt eftersom populationerna är beroende av både konnektivitet och habitat. Det innebär att modelleringen kan användas för att utvärdera vilka åtgärder, såväl konnektivitets- som habitatåtgärder, som ger mest miljönytta beroende på hur miljön ser ut givet vilka egenskaper/beteenden fiskarna har.

Ett entydigt resultat från modelleringen är att habitatåtgärder i, eller återskapande av, strömvattenmiljöer förväntas ge direkt proportionella positiva effekter på fiskbestånd där populationsregleringen sker i själva strömvattenmiljön – som till exempel för laxyngel. En förutsättning för att habitatåtgärderna skall kunna få önskad effekt är naturligtvis att vandringsfiskarna kan nå habitatet, d.v.s. att det finns konnektivitet. Vad gäller konnektivitetens betydelse blev resultaten beroende av vilka beteenden fiskarna har och hur miljön ser ut, vilket innebär att någon generell slutsats om förslag till konnektivitetsåtgärder inte går att ge. En del av resultaten är dock intuitiva, som att ett vandrande fiskbestånd som behöver passera många fiskpassager (fler än 4-6 fiskpassager) för att nå ett specifikt reproduktionsområde uppströms kräver att dessa är väldigt stora och dessutom hög passageeffektivitet genom varje enskild passage. Om man trots det bygger fler fiskpassager riskerar man att individer vandrar uppströms och eventuellt lyckas reproducera sig – men framgången för dessa individers avkomma kan bli mer problematisk eftersom nedströmspassagerna också resulterar i förluster. Det innebär att det trots den goda viljan (läs vattendirektivets intentioner med konnektivitet) att låta individerna passera om de vill så kan dessa individer hamna i vad man kallar en ekologisk fälla. Deras fitness blir låg och i det långa loppet kommer vandringsbeteendet sannolikt att selekteras bort. Den till synes positiva sidan av vandrigen, att individerna tillför genetisk variation till områdena uppströms, blir i sådana fall en mänsklig konstruktion – inte något som gynnar de vandrande individernas fitness.

Ett generellt resultat som gäller öring och lax är att åtgärder för att gynna nedströmsvandrande utlekt fisk ger positiva effekter först efter att uppströmsvandringen av de lekvandrande adulterna garanteras hög vandringsframgång totalt, förbi samtliga fiskpassager. Det är den totala vandringsframgången som räknas, inte passageeffektiviteten vid varje enskild fiskpassage. En lärdom av detta är att det inte är meningsfullt att ställa krav på en fastställd passageeffektivitet utan att ta hänsyn till hur den gränsen påverkar möjligheten till ett livskraftigt vandringsfiskbestånd.

Utvärderingen i delprojektet har även visat att passageeffektiviteten i sig kan påverka den undre gränsen för vad som kan betraktas som ett livskraftigt vandringsfiskbestånd. En förklaring till varför det kan inträffa är just på grund av

passageeffektiviteten. Den tillför ett slumpmässigt urval av individer som lyckas med vandringen utöver de slumpmässiga urval som orsakas av till exempel naturlig dödlighet och fiske. Effekten av dessa slumpmässiga urval leder till flaskhalsar i rekrytering vid låga populationsnivåer. Av den anledningen är det viktigt att det finns tillräckligt med habitat i rekryteringsområdena för att minska risken för att rekryteringen helt uteblir under ett eller flera år i rad. Med större arealer för rekrytering kommer fler aduler att ha chansen att återkomma för lek, förutsatt att vandringsmöjligheterna medger det.

I modelleringsprojektet har interaktiva modellverktyg utvecklats och tillhandahållits för att kunna utvärdera förutsättningarna för vandringsfiskbestånd i olika vattendrag. Inom ramen för detta delprojekt har modellverktygen vidareutvecklats och förbättrats. Modellverktygen finns tillgängliga på Energiforsks hemsida.

En mer utförlig sammanfattning av delprojektet länkas till i bilaga 4, där också en länk till rapporten i sin helhet finns.

2.6 STATISTISKA METODER

2.6.1 Metod för att analysera säsongsmönster i fiskvandring

Kjell Leonardsson

Syftet med detta delprojekt har dels varit att vidareutveckla den statistiska modellen som togs fram av Leonardsson m.fl. (2017) för att kunna förutsäga när vandringsfisk oavsett art anländer till en given plats, och dels att utvärdera hur pass platsoberoende modellerna är. En förutsättning för att kunna använda modellen är att det finns data på antal individer, av den art man är intresserad av, som anländer (fångas eller registreras i fiskpassage) till en given plats per dag under hela säsongen och helst under flera år.

En ny metod har utvecklats som inte begränsas till att uttala sig om det antal fiskar som faktiskt observerades. Den nya metoden är därför mer generell, men det kan ändå vara idé att jämföra resultaten från båda metoderna för att se hur stora avvikelserna kan bli. Om resultaten är likartade bör det ge ökat stöd för tolkning av resultaten.

I metodbeskrivningen av den nya metoden beskrivs hur metoden kan anpassas till olika situationer, till exempel att förutsäga när vandringsfisk förväntas ankomma till en specifik plats i vattendraget eller för att förutsäga vilka miljöförhållanden som triggade igång vandringen på uppväxtplatsen.

De analyser som gjordes av empiriska data tyder på att det knappast kommer att vara möjligt att tillämpa parametervärden från ett vattendrag på vandringsfisk i ett annat vattendrag. Orsaken är att avstånden från uppväxtområdena till fångstplatsen/fiskräknaren inte kan förväntas vara desamma mellan vattendrag. Det innebär att om modellen skulle användas för att förutsäga när vandringsfisk kommer till ett specifikt vattenkraftverk så behövs en parameterisering av modellen för det området. Eftersom det behövs flera års data för ett sådant ändamål för att uppnå önskad precision och noggrannhet så blir den typen av användning kostsam och tidskrävande. Däremot har metoden en stor potential inom forskningen för att ta fram kunskap om hur olika miljöförhållanden påverkar olika fiskarters vandringsmönster.

Se mer detaljer i Bilaga 5.

2.6.2 Metod med hög precision och noggrannhet för positionsbestämning av HR (High-Resolution)-märkt fisk

Kjell Leonardsson

Syftet med detta delprojekt har varit att utveckla en positioneringsmetod med högre noggrannhet och precision än befintliga metoder för att användas vid analys av fiskspår som baseras på data från högupplöst akustiska telemetri. Den höga precisionen och noggrannheten i positionsangivelserna behövs för att på ett tillförlitligt sätt kunna utvärdera hur akustiskt märkta fiskar beter sig i närheten av avledare, flyktöppningar, anlockningsströmmar, etc.

Det är flera aspekter som påverkar precision och noggrannhet vid positionsbestämning av fisk med högupplösta akustiska sändare:

1. Antal mottagare (hydrofoner) som placerats ut i området.
2. Avstånd mellan och placering av mottagarna.
3. Tidsupplösning i sändarnas signaler, tid mellan signalerna. HR-sändare (High-Resolution) sänder vanligen med några få sekunders mellanrum.
4. Förekomst av brus (ljudstörningar) i miljön.
5. Positionering av mottagarna och synkronisering av mottagarnas klockor. Observera att denna aspekt (5) är helt avgörande för att kunna få tillförlitliga positioneringar.
6. Val av positioneringsmetod.

Givet att punkterna 1-5 har genomförts på ett framgångsrikt sätt gäller det att få bästa möjliga resultat i samband med positionsbestämningarna. Förenklat beskrivet så bygger samtliga metoder (6) på triangulering av positionerna, men de olika metoderna tenderar att ge olika precision i resultaten. Generellt klarar alla metoder av att positionera de sändarförsedda fiskarna med hög precision när de befinner sig inne i området med mottagare (mottagargridden), dvs att fiskarna omsluts av en polygon som skapas av de yttre sändarna. Detta gäller under förutsättning att alla mottagare kan höra signalen från det akustiska märket.

När fyra eller fler mottagare hör signalen erhålls generellt hög precision i positioneringen även en bit utanför mottagargridden. I den situationen skiljer sig olika positioneringsmetoder åt vad gäller precision, varav den med sämst precision är den som beskrivs av Smith (2013). Anledningen till att den metoden gör sämre ifrån sig är att felen i mottagarnas tidsangivelser adderas i analysen. Dessa fel uppstår genom att ljudet inte alltid färdas raka vägen från sändaren till mottagarna. Om ljudet reflekteras (scattering) mot partiklar eller föremål blir ankomsttiden fördröjd vilket bidrar till felpositionering av sändaren. Med många mottagare blir positioneringen vanligen noggrann, men det gäller inte om en eller flera av mottagarna får en påtagligt fördröjd tidssignal.

Det man helst skulle vilja ha är en metod som kan reducera felen istället för att addera dem. Problemet är att de vanligaste sändartyperna sänder signalerna med slumpmässiga intervall och man vet således inte när sändaren avger sin signal – det enda man vet är när signalen registreras på mottagarna och var mottagarna är placerade.

Metoden som utvecklats i detta delprojekt bygger på att man reducerar tidsfelet utan att i förväg veta vilket fel som är förknippat med vilken mottagare. Metoden bygger på antagandet att felens storlek kan beskrivas av en exponentielfördelning, vilket visat sig fungera bra. Metoden ger hög noggrannhet och precision samtidigt som den är relativt snabb, se Bilaga 6.

3 Habitat

3.1 INLEDNING

Många typer av ekosystem har försvunnit eller minskat i yta i reglerade vattendrag, vilket gjort att dess arter fått svårt att upprätthålla livskraftiga populationer, och att ekosystemfunktioner försämrats. De flesta vattenfallen har byggts ut, och mossor och lavar knutna till den fuktiga miljön (forsdimma) har försvunnit. Vidare har de flesta forsar reglerats, torrlagts eller dämts över med följd att arter beroende av strömvattenmiljöer, som öring och harr minskat eller försvunnit. Vegetationen på vattendragens stränder har också påverkats, och enligt en uppskattning återstår endast 12 % av strandvegetationen längs Umeälven jämfört med oreglerade förhållanden (Widén m.fl. 2021).

I ECOHAB-projektet var målet att ta fram kunskap om hur ekosystem som har minskat i yta eller försvunnit, i första hand strömsträckor, kan förbättras, återställas eller nyskapas utan det leder till betydande negativ påverkan på vattenkraftsproduktionen. Det betyder i de flesta sammanhang att fokus blir att anpassa morfologin hos vattendragsfåran eller strandzonerna utan att påverka de reglerade flödesregimerna.

För att göra detta behövs kunskap om dels hur morfologisk och hydrologisk påverkan på biologisk mångfald i reglerade vattendrag samverkar, och dels på hydromorfologins roll för ekologisk kvalitet på ekosystem och habitat för enskilda arter och artgrupper.

Vi fokuserade specifikt på strömsträckor i reglerade vattendrag, och på biflödenas roll: hur biflöden skiljer sig från huvudfåror, i vilken mån biflöden bidrar till eller modifierar miljön i huvudfåror, och specifikt vilken roll biflödesmynningar har som habitat för fisk och kärlväxter i reglerade vattendrag. Fokus på livsmiljöer för arter kräver också metoder för att veta hur olika arter utnyttjar habitat. Var finns arterna i vattendragsnätverket? I ett av delprojekten utvärderar vi potentialen hos eDNA (DNA från t.ex. vattenprover) i jämförelse med elfiske för att kvantifiera artsammansättning och populationsstorlekar av fisk i vattendrag.

3.2 BIOLOGISK MÅNGFALD I REGLERADE STRÖMSTRÄCKOR

Roland Jansson, Birgitta Malm Renöfält och Åsa Widén.

En av de största förändringarna på ekosystemnivå i vattendrag utbyggda för vattenkraftsproduktion är att forsar och vattenfall torrlagts eller dämats över, och att livsmiljöerna för arter knutna till sträckor med hög strömhastighet därmed blivit sällsynta. I detta delprojekt undersökte vi vilka naturvärden som finns på sträckor i reglerade älvar som av olika orsaker har hög strömhastighet trots regleringen, som en grund för att kunna föreslå metoder för miljöförbättringsåtgärder för att öka ytan av habitat för arter anpassade till miljöer med hög strömhastighet. Våra frågor var:

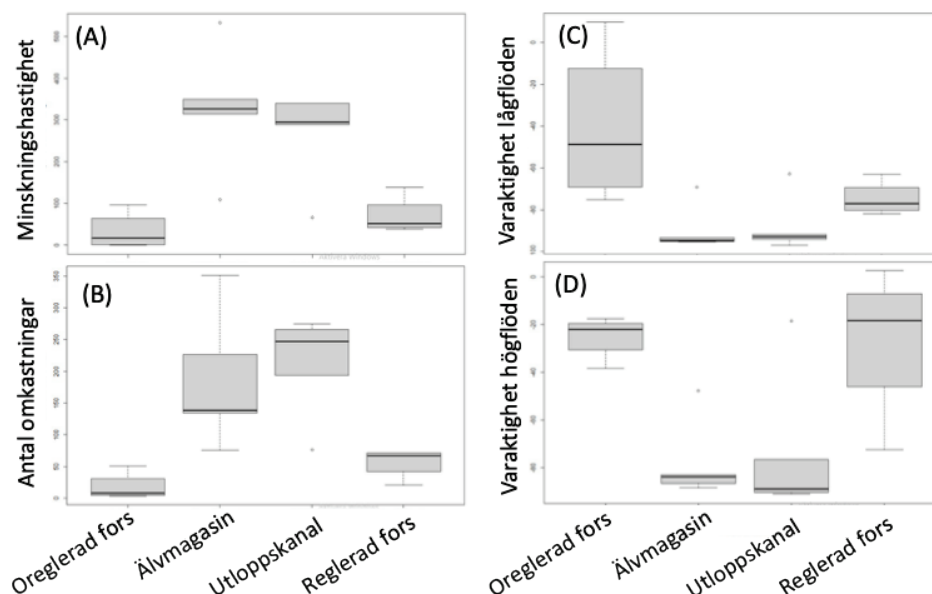
- (1) Vilka skillnader finns i artsammansättning av fisk, strandväxter, vattenväxter och makrovertebrater mellan sträckor med olika grad av hydrologisk och geomorfologisk påverkan?
- (2) Vilka miljövariabler är relaterade till hög mångfald av de olika organismgrupperna?

En grundidé var att välja ut lokaler med hög strömhastighet som varierade i graden av hydrologisk och geomorfologisk påverkan. Vi identifierade tre olika typer av sträckor med hög strömhastighet i reglerade älvar: (1) Forssträckor med kvarvarande, outbyggd fallhöjd men med reglerad vattenföring, (2) Sträckor i älvmagasin med korttidsreglering där strömhastigheten var hög p.g.a. förträngningar eller klackar med någon fallhöjd; (3) Spillfåror/utloppskanaler från kraftstationer där strömhastigheten är hög och fåran rensad i varierande grad. Dessa sträckor jämfördes med (4) forsar i fritt strömmande älvar. Vi valde ut totalt 19 lokaler fördelade mellan den fritt strömmande Vindelälven, och de reglerade älvarna Luleälven, Skellefteälven, Umeälven, Ljungan och Klarälven.

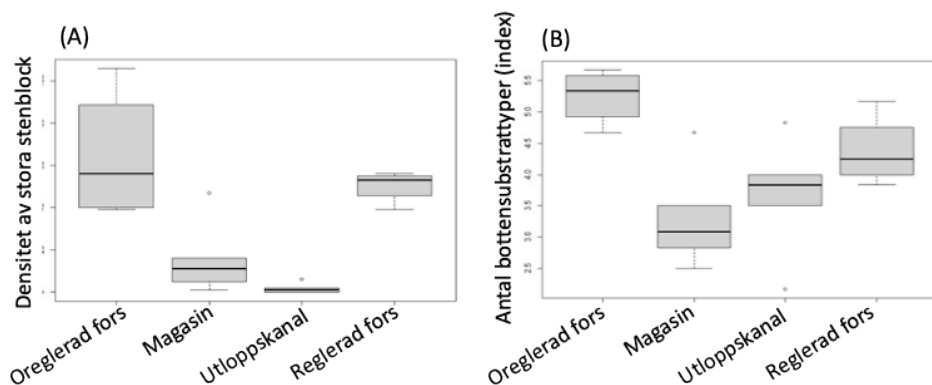
På varje lokal längs en 150 m lång sträcka samlade vi under 2019 in data på förekomsten av kärlväxter i strandvegetationen, förekomsten av vattenväxter i fåran, makrovertebrater, samt data från elfisken på de lokaler som elfiskats. Förekomsten av kärlväxter på stränderna noterades i 50 x 50 cm stora provtytor i transekter samt 25 m långa sektioner längs stranden. Förekomst av vattenväxter noterades i varje 25-m-sektion längs hela sträckan. Makrovertebratfaunan undersöktes med Hester-Dendyfällor, som låg ute i minst sex veckor, varefter alla individer identifierades till lägsta möjliga taxonomiska nivå (ned till artnivå). Elfiskedata hämtades från Svenskt Elfiskeregister SERS. Vi samlade också in data på fördelningen av sediment av olika storleksklasser i fåran och på stränderna, förekomsten av död ved, och hydrologiska data.

Flödesregimen var starkt förändrad på alla reglerade sträckor utom de reglerade forsarna, jämfört med forsarna i fritt strömmande älvar. Sträckor i älvmagasin och utloppskanaler nedströms kraftverk präglades av korttidsreglering, med snabba förändringar i flöde, frekventa skift från ökning till minskning och vice versa, samt kortare varaktighet av både lågflöden och högflöden (Figur 3.1). Geomorfologiskt hade sträckorna i älvmagasin och utloppskanaler nedströms kraftverk låg densitet av stora stenblock, och det var lägre diversitet av bottensubstratklasser i

älvmagasin och utloppskanaler jämfört med forsar i fritt strömmande älvar, med reglerade forsar intermediära mellan dem (Figur 3.2).



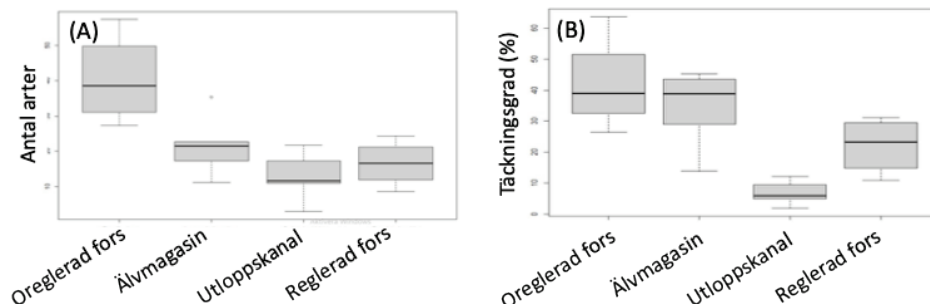
Figur 3.1. Jämförelse av hydrologiska variabler (minskningshastighet, antal omkastningar i flödet [minskning till ökning och vice versa], varaktighet av lågflöden respektive högflöden) mellan forsar i oreglerade älvar, strömsträckor i älvmagasin, (3) utloppskanaler och (4) forssträckor i reglerade älvar.



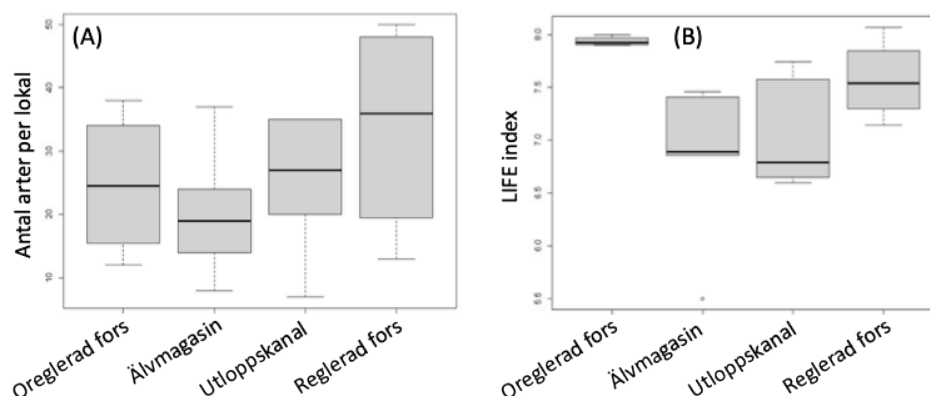
Figur 3.2. Jämförelse av (A) densiteten av stora stenblock (>40 cm diameter) och (B) antal bottensubstratttyper i fåran mellan forsar i oreglerade älvar, strömsträckor i älvmagasin, (3) utloppskanaler och (4) forssträckor i reglerade älvar.

Vi fann generellt lägre biologisk mångfald av de olika organismgrupperna på strömsträckor i de reglerade älvarna jämfört med fritt strömmande forsar. Antalet arter och täckningsgraden av strandvegetation var högst längs oreglerade forsar och lägre på alla typer av reglerade strömsträckor, förutom täckningsgraden längs älvmagasin som var likartad fritt strömmande älvar (men på mycket smalare stränder; Figur 3.3). För vattenväxter fann vi inga signifikanta skillnader i artrikedom ($p = 0,11$, envägs variansanalys) mellan typerna av strömsträckor. För makrovertebrater skiljde sig inte det totala artantalet mellan strömsträckorna, men ett index som beskriver artsammansättning, specifikt framtaget för att beskriva flödespåverkan (LIFE), visade lägre mångfald för älvmagasin och utloppskanaler jämfört med oreglerade forsar, med reglerade forsar mittemellan

(Figur 3.4). För fiskfaunan saknade vi data från oreglerade forsar, men fann högre artantal i älvmagasin än utloppskanaler och reglerade forsar. Bland arterna i älvmagasin återfinns dock arter som abborre och gädda som blivit vanliga efter reglering. Abundansen av harr var större i utloppskanaler jämfört med älvmagasin.



Figur 3.3. Jämförelse av (A) antalet växtarter och (B) täckningsgraden av vegetation per provyta mellan forsar i oreglerade älvar, strömsträckor i älvmagasin, (3) utloppskanaler och (4) forssträckor i reglerade älvar.



Figur 3.4. Jämförelse av (A) antalet arter av makrovertebrater och (B) Lotic-Invertebrate Index of Flow Evaluation (LIFE) mellan forsar i oreglerade älvar, strömsträckor i älvmagasin, (3) utloppskanaler och (4) forssträckor i reglerade älvar.

Sammanfattningsvis är den biologiska mångfalden på strömsträckor i de reglerade älvarna högst i de kvarvarande forsarna, där outbyggd fallhöjd finns kvar, och både den hydrologiska och geomorfologiska påverkan är förhållandevis liten. Dessa reglerade forssträckor kan sägas utgöra naturvärdeskärnor i de reglerade vattendragssystemen, och kan potentiellt sett tjäna som källor för spridning av arter till nya lokaler om fler strömsträckor i reglerade vattendrag återställs.

Även om strömsträckorna i älvmagasin och utloppskanaler hyste förhållandevis färre arter och var mer påverkade av korttidsreglering och hade en låg geomorfologisk komplexitet jämfört med fritt strömmande vattendrag, visar vår studie på stor potential att genomföra miljöförbättringsåtgärder som skulle höja artantalet av de studerade organismgrupperna. Utloppskanaler med högre diversitet av bottensubstrat och densitet av stenblock hyste t.ex. livskraftiga harrpopulationer, och älvmagasinslokaler skulle sannolikt vara ganska enkla att göra mer divers med avseende på livsmiljöer för strömlevande arter om t.ex. stenblock och död ved adderades. För att restaureringsinsatserna skulle bli lyckosamma krävs dock sannolikt en minskning i intensiteten av korttidsreglering.

Vi har dock visat i andra studier att detta kan göras med begränsad påverkan på storleken av vattenkraftsproduktionen såväl som balans- och reglerkraft (det senare eftersom åtgärden flyttar produktion från perioder med höglast till låglast; Widén m.fl. 2021).

Information om publicering finns i Bilaga 7.

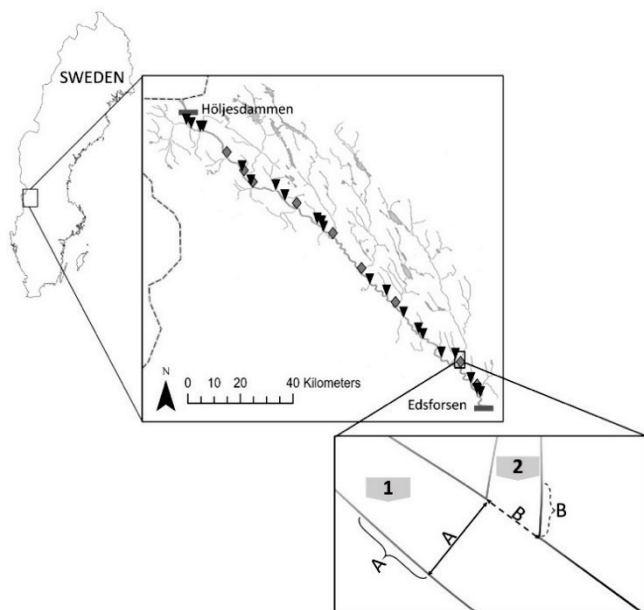
3.3 BETYDELSEN AV LANDSKAPET FÖR KVALITETEN HOS BIFLÖDEN

Rachel E. Bowes, Eva Bergman, Serena Donadi, Larry Greenberg, Leonard Sandin, Lovisa Lind

Vattendrag sprider ut sig likt ett nätverk och representerar hierarkiska livsmiljöer i landskapet. Skillnader i konnektivitet och markanvändning påverkar spridningen av bland annat organismer och följaktligen mönster och förändringar i den biologiska mångfalden. Vi undersökte variation i vattenkemi och abundans (antal individer) hos fisk och relaterade dessa till ett antal fördefinierade landskapstyper (t.ex. våtmarker, tätorter, skogsmark och jordbruksmark) i Klarälven och dess 30 permanenta biflöden. Detta längs en ca 12 mil lång sträcka mellan Edsforsen och Höljesdammen. Med tanke på biflödenas betydelse för biologisk mångfald i vattendrag och markanvändningens inverkan på vattenkvaliteten frågar vi om biflöden är potentiellt viktiga refugier för organismer i vattendragsnätverket och därmed för bevarandeinsatser i rinnande vatten?

Våra frågor var:

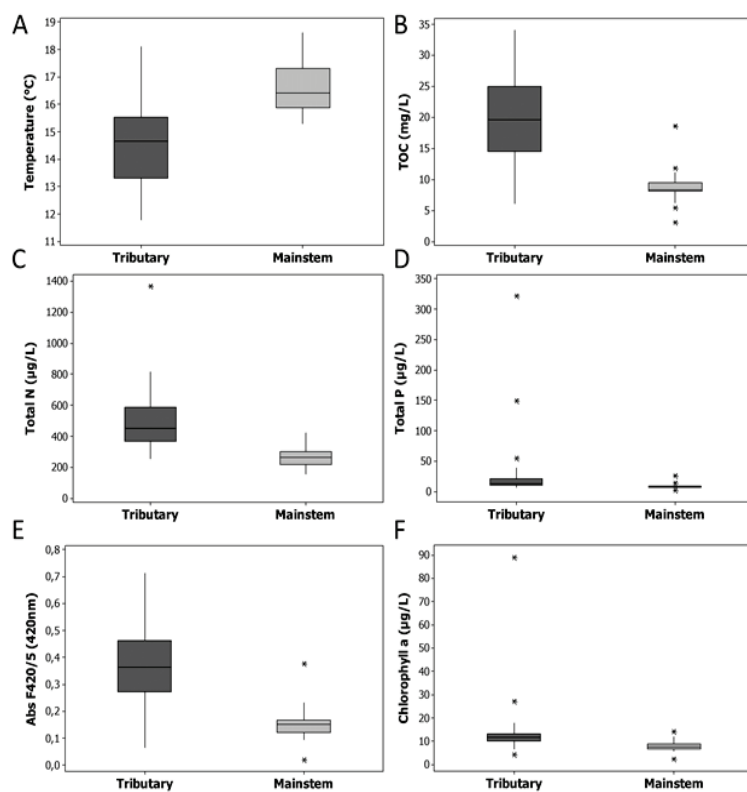
- (1) Vilka skillnader finns i vattenkemi och vattentemperatur mellan huvudfåran och biflöden?
- (2) Vilka landskapsegenskaper är relaterade till biflödenas kemiska egenskaper?
- (3) Är biflöden potentiellt viktiga refugier för fisk?



Figur 3.5. Karta över undersökningsområdet i Klarälven samt en schematisk bild som visar var vattenkemi provtogs i huvudfåran (1) och biflödets mynningsområde (2) för de 30 lokalerna där biflöden mynnar i huvudfåran. Kartkällor: Esri, HERE, Garmin, FAO, NOAA och USGS. Varje permanent registrerat biflöde (trianglar och rutor på kartan; totalt 30 stycken, data från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI)) provtogs längs Klarälven mellan Höljesdammen och Edsforsens (grå staplar i kartan) i Sverige i augusti 2019. De grå rutorna indikerar också att lokalerna tidigare har elfiskats.

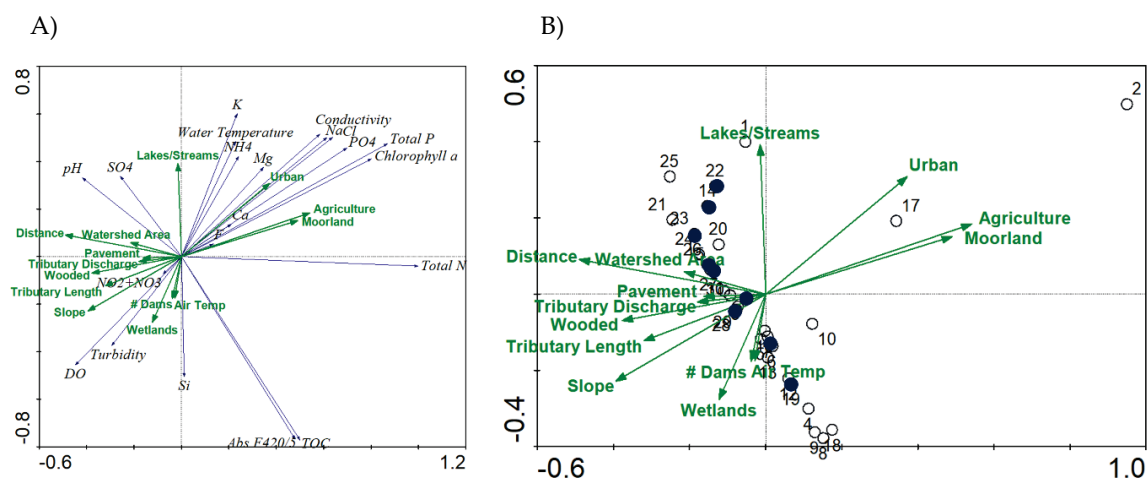
Vattenkemi och fysikaliska egenskaper undersöktes på två provtagningsplatser vid var och en av de 30 biflödeslokalerna under augusti 2019. Den ena provtagningsplatsen var i Klarälvens huvudfåra, och den andra var en bit uppströms i biflödets mynningsområde (Figur 3.5).

De landskapsegenskaper som undersöktes i denna studie extraherades från digitala datakällor som erhållits för avrinningsområdet för vart och ett av de 30 biflödena (hämtat från SMHI). Existerande data över fiskabundans i Klarälvens biflöden för åren 2000-2016 hämtades från det Svenska elfiskeregistret. Alla elfisken som användes i studien har provtagits enligt europeisk standard (CEN 2003). Skillnader mellan provtagningspunkter i huvudfåran och i de 30 biflödena gällande vattenkemi analyserades med parade t-tester. För att identifiera samband mellan landskapsvariabler och biflödeskemi (1) och fisk (2) gjordes s.k. kanonisk redundansanalys (RDA).



Figur 3.6. Interkvartila boxplottar av vattenkemiska variabler i biflöden (mörkgrå boxar) i förhållande till huvudfåran (ljusgrå boxar). (A) Medeltemperatur ($p < 0,001$). (B) Genomsnittligt totalt organiskt kol (TOC) ($p < 0,001$). (C) Genomsnittligt totalt kväve (Tot-N) ($p < 0,001$). (D) Genomsnittlig total fosfor (Tot-P) ($p < 0,05$). (E) Vattnets brunhet uppmätt med filtrerad absorbans vid 420 nm ($p < 0,001$). (F) Medelvärde uppmätt klorofyll a ($p = 0,022$).

Vi fann en betydande variation i temperatur och näringshalt mellan de olika biflödena, samt mellan biflöden och huvudfåran. Generellt sett var vattentemperaturen lägre i biflödena, medan näringshalterna var lägre i huvudfåran (Figur 3.6). Den lägre vattentemperaturen bör ha betydelse för kallvattenarter, som t ex lax, öring, lake och nejonöga. Två av dessa fiskarter, lake och nejonöga, hittades bara i biflödena. Vi fann också ett samband mellan vattenkvalitet och markanvändning, där näringshalterna är högre i avrinningsområden med större andel jordbruksmark och urbana miljöer (Figur 3.7).



Figur 3.7. Vattenkemi i biflödena och landskapsvariabler i en RDA triplot (A) samt landskapsvariabler i de 30 biflödena (B) i en RDA triplot (cirklarna visar biflödena; blå cirklar visar biflöden som också inkluderar fiskdata från Svenska Elfiskeregistret, SERS). Gröna pilar motsvarar de signifikanta miljövariablerna (14 st) och blå pilar visar på de uppmätta kemiska egenskaperna i biflödena. För kemiska data, är egenvärdena (eigenvalues): axel 1 = 0,536, axel 2 = 0,019; P = 0,0040 (F-kvot = 11,09; antal permutationer = 499).

Den stora variationen i vattenkemi och vattentemperatur mellan biflöden visar att skydd av vattendrag och planering av restaureringsåtgärder i dem bör ske på avrinningsområdesnivå. Att skydda biflöden med låg mänsklig påverkan kommer att bli allt viktigare med den pågående globala uppvärmningen eftersom dessa är kallare och därmed kan fungera som refugier för kallvattensfiskar. Därför understryker denna studie behovet av att utvärdera vattendrag på regional skala för att identifiera potentiella refugier och säkerställa god konnektivitet mellan dessa.

Information om publicering finns i Bilaga 8.

3.4 BIFLÖDESMYNNINGAR SOM HOTSPOTS FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD

Rachel E. Bowes, Eva Bergman, Larry Greenberg, Roland Jansson Birgitta Malm-Renöfält, Joacim Näslund, Leonard Sandin

Mynningar i biflöden till större vattendrag har ofta lyfts som potentiella hotspots för biologisk mångfald på grund av t.ex. god sedimenttillförsel, koncentrerat näringsflöde, gynnsamma förhållanden vad gäller temperatur och vattenkemi och en relativt hög heterogenitet i miljön. Biflödesmynningarnas miljöförhållanden innebär att de kan erbjuda levnadsmiljöer för en mängd olika organismer på en relativt liten yta. För växter är hela biflödets vattendragsnätverk en potentiell källa för vattenspridda frön. Den direkta förbindelsen till huvudfåran gör också att en mynning kan nyttjas temporärt av t.ex. fisk och andra mobila arter som lever i huvudfåran.

Vi undersökte mångfald av fisk och kärlväxter i olika typer av biflödesmynningar i Umeälven och Luleälven för att undersöka om dessa områden utgör hotspots för biodiversitet i reglerade vattendrag. Båda älvarna har reducerad diversitet av habitat i och längs huvudfåror på grund av dammar och reglering och därmed utgör biflödesmynningarna potentiellt viktiga områden för bevarande eller återställande åtgärder. Även kompensatoriska åtgärder, t.ex. för att skapa nya strömvattenmiljöer skulle kunna vara aktuella för biflödesmynningar om rätt förutsättningar finns. Våra frågor var:

1. Utgör biflödesmynningar hotspots för biologisk mångfald med avseende på fisk?
2. Utgör biflödesmynningar hotspots för biologisk mångfald med avseende på kärlväxter?
3. Vilka miljöfaktorer påverkar mångfalden i mynningen och på vilket sätt?

3.4.1 Metoder

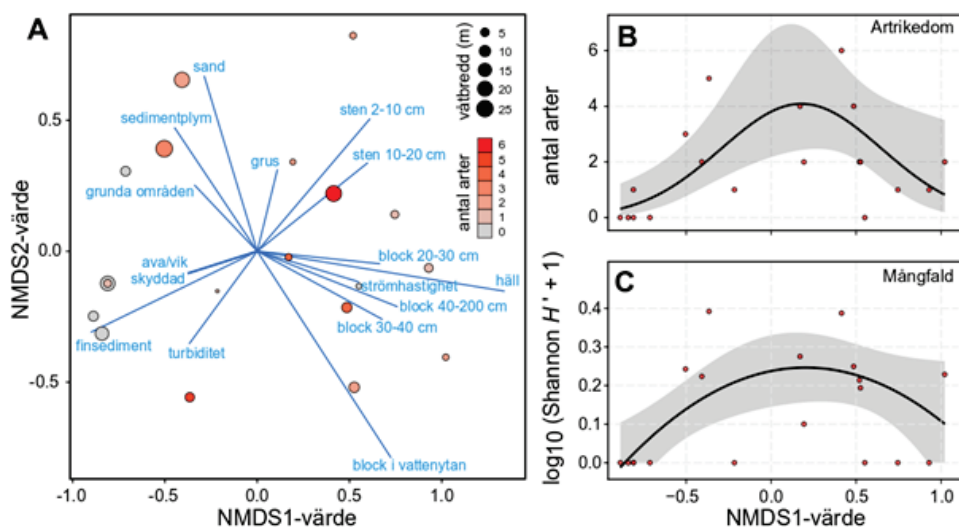
Totalt 20 biflödesmynningar (10 i vardera älv) undersöktes. Urvalet av biflöden som ingick i studierna baserades dels på flygfotografier, dels på den hydrologiska modellen S-HYPE och dels på tillgänglighet. I varje älv valde vi ut lika antal biflöden med och utan sedimentation i mynningsområdet. Mynningar med sedimentation bildar synliga sedimentplymer utanför mynningen, medan dessa i annat fall saknas. I varje älv valde vi även ut biflöden med ett brett spann av olika medelvattenföringar. Tillgänglighet undersöktes i fält för ett reducerat antal kandidatbiflöden, vilka ansågs passa studiedesignen bäst. Specifika miljövariabler (t.ex. dominerande sedimenttyp, strömförhållande och turbiditet) för varje biflöde skattades i fält, antingen i samband med elfiskeundersökningar eller i samband med inventering av florin. Vid florainventeringen verifierades även huruvida sedimentationsklassificeringen från flygfotona stämde; om inte så justerades klassificeringen baserat på fältundersökningen.

Fiskundersökningarna utfördes under hösten 2020 med standardiserade elfisken (3 utfiskningar) i mynningsområdet. För undersökningarna av strand- och vattenväxtvegetation samma år jämförde vi varje mynningsområde med en strand längs älvmagasinet i huvudfåran som var så likt som möjligt förutom förekomsten

av ett biflöde. För att skatta artsammansättningen av strandvegetation på flera rumsliga skalor undersökte vi förekomsten av alla arter dels i sex 50 x 50 cm stora provytor, dels 1, 5 och 25 m breda strandavsnitt. På varje lokal noterade vi också förekomsten av alla vattenväxtarter längs en 25 m lång sektion.

3.4.2 Resultat och diskussion av fiskundersökningen

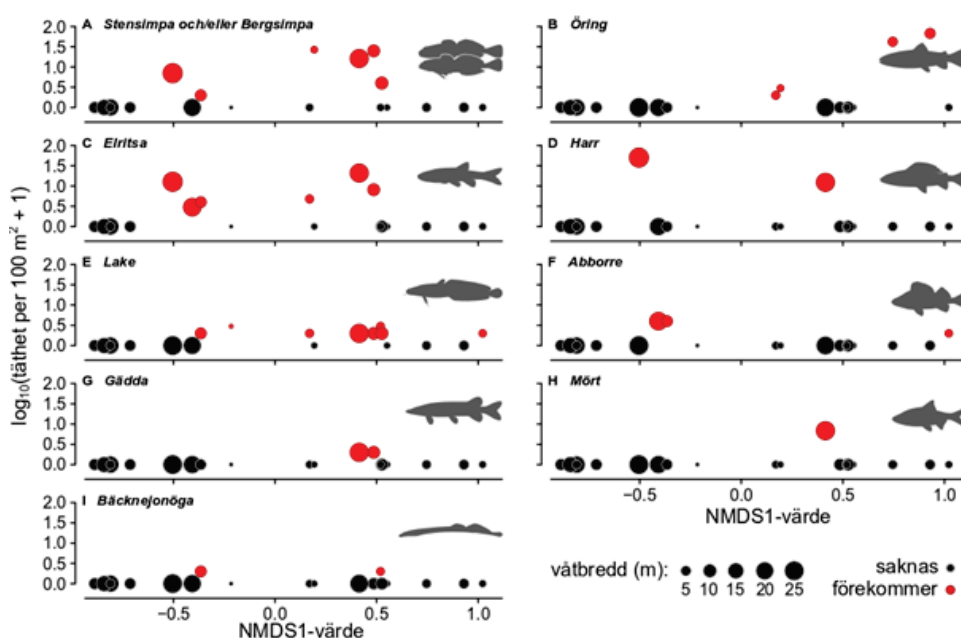
De olika biflödesmyrningarnas miljökaraktär beskrevs analytiskt med hjälp av icke-parametrisk multidimensionell skalning, vilket reducerade antalet miljövariabler till två generella variabler (NMDS1 och NMDS2). Den första variabeln, NMDS1 (variation i x-led i Figur 3.8), beskrev i huvudsak dominerande sedimentstorlek och associerade variabler såsom flödesförhållande. Den andra variabeln, NMDS2 (variation i y-led i Figur 3.8) beskrev i huvudsak sedimentationsstatus, förekomst av sand och förekomst av större stenar som stack upp ur vattnet.



Figur 3.8. Biologisk mångfald av fisk i biflödesmyrningar i förhållande till karaktäriserande miljövariabler. (A) Resultat av icke-parametrisk multidimensionell skalning. Axlarna NMDS1 (x-axel) och NMDS2 (y-axel) beskriver numeriska värden för de olika miljöerna i två dimensioner. Punkter i grafen markerar de olika mynningslokalerna; storlek på punkten motsvarar lokalens våta bredd och färgen indikerar antalet arter fångade. (B) Modellering av artrikedom längs NMDS1-axeln. (C) Modellering av biodiversitet (Shannons diversitetsindex) längs NMDS1-axeln. Inga effekter kunde påvisas för NMDS2-axeln (resultat visas därmed ej).

Antal fiskarter som förekom i biflödesmyrningarna analyserades i förhållande till NMDS1 och NMDS2 baserat på Poisson-regressioner, vilka är optimala för analys av antalsdata. Andragsmodeller användes för att tillåta sambandet att kunna först öka och sedan minska, eller vice versa, med ökande värde på NMDS-variablerna. Biologisk mångfald analyserades i form av Shannons diversitetsindex (logaritmerade värden) på ett likartat sätt, fast med regressioner baserade på normalfördelning istället för Poisson-fördelning. Shannons diversitetsindex tar utöver antal arter även hänsyn till antalet individer av varje art så att en lokal med jämn fördelning av förekommande arter får ett högre värde än en lokal med samma antal arter men där ett fåtal arter dominerar individmässigt. Resultaten visade att NMDS1 hade en statistiskt signifikant påverkan på både antalet fiskarter och diversitetsindexet, där intermediära värden (d.v.s. intermediära

sedimentstorlekar) var associerade till högre artrikedom och mångfald. Däremot uppvisade inte NMDS2 någon signifikant effekt på varken artrikedom eller mångfald. Generellt var antalet arter lågt i biflödesmynningarna, vilket inte ger något stöd för att de mynningar vi undersökt utgör signifikanta hotspots för fiskdiversitet. Däremot kan mynningsområdena utgöra viktiga habitat för enskilda arter. Totalt fångades nio olika arter, med ett maxvärde på sex arter. De skattade tätheterna varierade beroende på både art och lokal (Figur 3.9). För en säkrare bild av fiskfaunan över tid (både under dygnet och över året) krävs en mer intensiv provtagning, vilket inte kan genomföras baserat på elfiske då det medför störning och risk för skador på fisken; istället kan potentiellt eDNA nyttjas i uppföljande projekt. Det är noterbart att biflödesmynningar med fint bottensubstrat har mycket låg, om ens någon, fiskdiversitet. I de fall där finsedimentet i dessa mynningar är orsakat av mänsklig påverkan finns anledning att undersöka om åtgärder kan motverka sedimentationen och gynna återetablering av fisk.

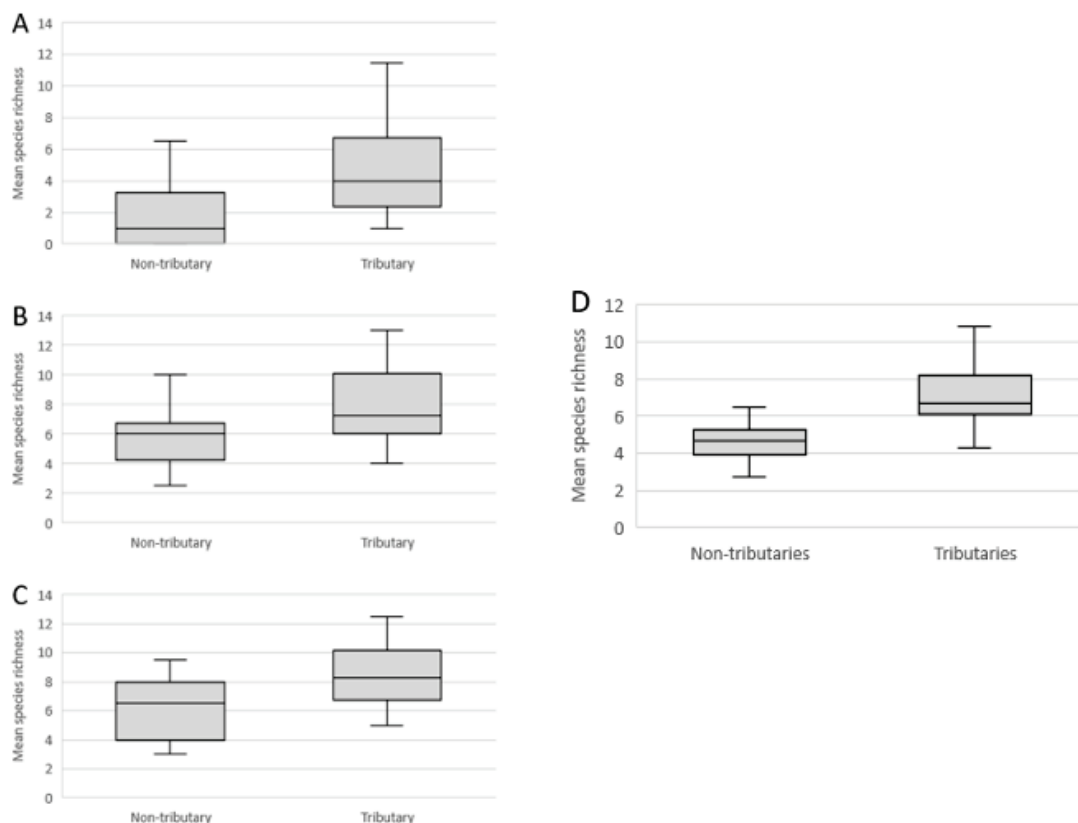


Figur 3.9. Beskrivning av förekomst (röda punkter) och täthet av olika fiskarter i relation till NMDS1-axeln i Figur 3.8A (vilken i stora drag motsvarar dominerande sedimentstorlek). Punkternas storlek motsvarar mynningslokals våtbredd.

3.4.3 Resultat och diskussion av kärlväxtundersökningen

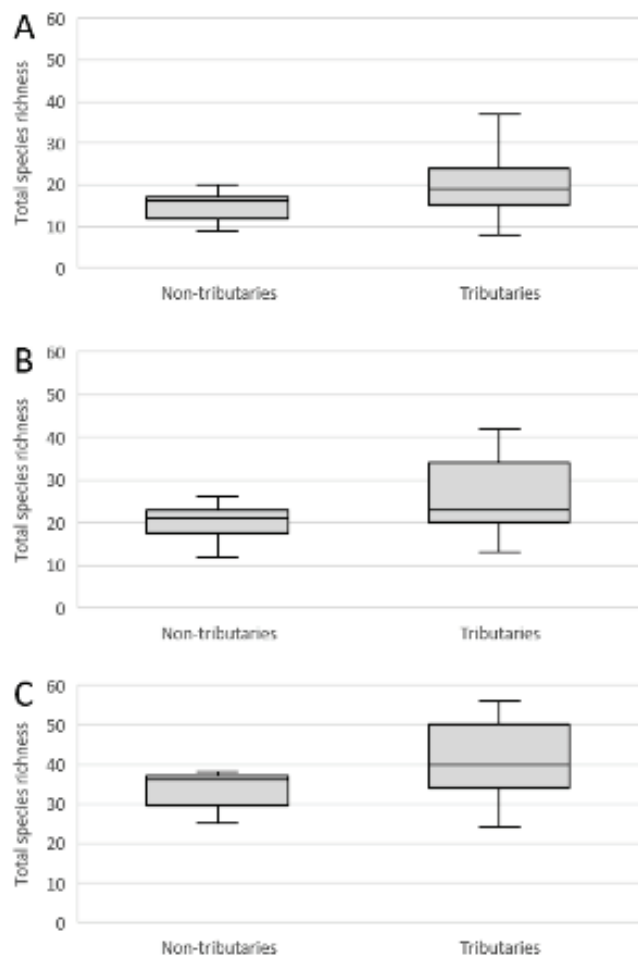
Vi fann fler kärlväxtarter i biflödesmynningarna än på stränder utan mynningsområde: 56 arter hittades bara i mynningsområdena, medan 9 arter bara återfanns på stränder utan mynningsområde. Artrikedom var generellt högre i mynningsområden än på magasinsstränder utan biflödesmynning. Det gällde för antalet arter i provtytor oavsett vilket nivå på stranden de var belägna (Figur 3.10), såväl som 1 m, 5 m. eller 25 m långa sektioner av strand. Provytor oavsett nivå på stranden (Figur 3.11). Täckningsgraden av vegetation var också högre i provtytor i mynningsområdena oavsett nivå på stranden. Vi fann inga skillnader mellan biflödesmynningar och magasinsområden i antalet vattenväxtarter per 25-m-sektion.

Vi fann ingen skillnad i artrikedom mellan mynningsområden med sedimentplym jämfört med de utan, men däremot var artrikedomen högre för mynningsområden som låg i en avå, bakom en udde eller bakom ett grund, vilket skyddade mot vågerosion och isstörning under vintern (Figur 3.12).

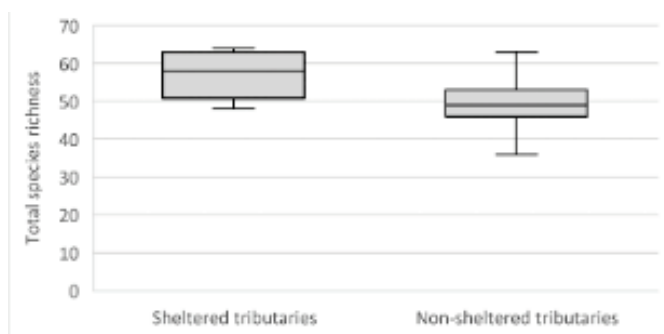


Figur 3.10. Boxplottar som jämför antalet arter per provyta (50 x 50 cm) på stränder i biflödesmynningar (Tributary) med stränder utan biflödesmynning (Non-tributary) på strändernas (A) lägre, (B) mitre och (C) övre del, samt medelartrikedom per provyta.

Vi fann genomgående fler arter och högre täckningsgrad av strandväxter i mynningsområdena jämfört med magasinsstränder utan biflöden, vilket stöder att biflödesmynningar är hotspots för strandkärlväxtarter. Det kan bero på (1) att biflödet för med sig sediment som deponeras i mynningen och kontinuerligt skapar nytta habitat för växtarter. Detta motsägs av att vi inte fann någon skillnad i artrikedom mellan mynningar med och utan deltabildning. (2) Vidare för biflödena för med sig frön och vegetativa spridningsenheter till mynningsområdena, vilket gör att fler arter etablerar sig. En stor andel av arterna i mynningsområdena återfanns också någonstans längs de sista 100 m av biflödena. Många av dessa diasporer förs dock ut i magasinet, och kan deponeras även på stränder utanför mynningarna. (3) En annan förklaring är att vatten från biflödet buffrar mot effekter av korttidsreglering i magasinerna, och gör att vegetationen hela tiden har god vattentillgång och drabbas mindre av stress och störning i samband med de frekventa vattenståndsväxlingarna. Denna förklaring stöds av att täckningsgraden av vegetation var högre i mynningarna, och att skyddade mynningar hade ännu högre artrikedom. För vattenväxter verkar däremot biflödesmynningar vara betydelselösa.



Figur 3.11. Boxplottar som jämför antalet arter i biflödesmynningar (Tributary) med stränder utan biflödesmynning (Non-tributary) på (A) 1 m, (B) 5 m (C) 25 m breda strandsektioner.



Figur 3.12. Boxplottar som jämför antalet arter per 25 m lång strandsektion mellan skyddade (sheltered) och exponerade (non-sheltered) biflödesmynningar (tributaries). Skyddade mynningar låg i en avå, bakom en udde eller ett grund vilket skyddade mynningen från vågerosion och isstörrning.

Sammanfattningsvis fann vi att både artrikedomen och abundansen av strandväxter skulle kunna gynnas i biflödesmynningar om de skyddades bättre mot den störning och stress som korttidsregleringen av älvmagasin innebär. Det skulle kunna göras genom att efterlikna förhållandena i de skyddade biflödesmynningarna i studien. I andra studier har vi visat att förekomst av stenblock i strandnära lägen kan skydda mot erosion och få vegetation att etablera sig. En kombination av stenblock och stockar skulle kunna användas i biflödesmynningar för att skydda etableringen av strandväxter. Det bör dock ske utan att blockera passagemöjligheterna för fisk.

Information om publicering finns i bilaga 9.

3.5 JÄMFÖRELSE MELLAN E-DNA OCH ELFISKE

Joacim Näslund

Inledning

Miljö-DNA (härefter eDNA, efter "environmental DNA") är en relativt ny undersökningsmetod som genom molekylär analys av t.ex. vattenprover kan detektera spår av olika arter genom att amplifiera korta DNA-sekvenser som härstammar från organismer som lever i vattnet. eDNA kan analyseras ur ett artspecifikt perspektiv, där en artspecifik "primer" (kort nukleotidsekvens som fäster till en specifik del av genomet) används för att amplifiera en viss del av målartens DNA, vilket sedan kan detekteras med vidare analyser. Även metoder för flerartsanalyser finns tillgängliga, där universella primers används för att amplifiera samtliga förekommande arters DNA. Den senare metodiken kallar 'metabarcoding'. Möjligheten att detektera eDNA beskrivs alltmer som en revolution för biologisk övervakning då dessa metoder tenderar att vara känsligare än traditionella metoder i att detektera artförekomst (ja eller nej). Dessutom har flertalet studier påvisat att det finns en potential att även kvantifiera abundansen av olika arter genom att analysera mängden eDNA i ett vattenprov. För den senare applikationen är dock resultaten varierande. Ofta kan man se en positiv korrelation mellan den relativa förekomsten av eDNA och fångsten av samma arter från traditionell provtagning (t.ex. elfiske, nätfiske o. dyl.). Detta är dock inte fallet i alla studier. Dessutom betyder en positiv korrelation inte att resultaten är samstämmiga, utan det kan fortfarande finnas en stor variation i datasetet.

I arbetet med ECOHAB noterades det att fångster som härstammar från vadningselfiske kan vara ganska små och artfattiga, trots att de undersökta älvsystemen är förhållandevis artrika. Detta är i sig inget underligt fenomen, dels eftersom alla arter inte är jämt utspridda i systemet, dels eftersom vadningselfiske är begränsat till grunda områden (habitat som inte uppskattas av alla arter), och dels för att arter som förekommer i de elfiskebara områdena inte befinner sig på just den fiskade platsen vid alla tidpunkter på dagen eller året. En mer frekvent undersökning med elfiske över tid och rum skulle sannolikt detektera fler arter för ett givet område (t.ex. ett biflöde), men är associerat med både höga undersökningskostnader och negativa konsekvenser för de organismer som utsätts för upprepade störningar i samband med elfisket. Därför är eDNA en metod som potentiellt kan förbättra undersökningar av fiskfaunan i framtida studier. Dessutom finns det en viss potential för eDNA att appliceras i övergripande provtagning för bedömning av ekologisk status (om än associerad med utveckling av nya bedömningsgrunder, då dagens metoder ej lämpar sig för att hantera eDNA-data).

Metoder

Studien som här sammanfattas bestod i en litteraturgenomgång av tidigare studier som jämfört resultat erhållna från eDNA- och elfiskemetodik. Litteratursökning genomfördes systematiskt i två omgångar (2020-09-23 och 2021-08-12) genom Web of Science (söksträng: *electrofisch* OR electro-fish OR "electric fish"*) AND (*eDNA or "environmental DNA" or metabarcod* OR meta-barcod**), Scopus (söksträng samma som för Web of Science) och Google Scholar (söksträng: *electrofishing, eDNA,*

"*environmental DNA*"). Totalt hittades 127 potentiellt relevanta vetenskapliga artiklar, varav 56 innehöll relevanta data rörande jämförelser mellan eDNA och elfiske. Från artiklarna summerades information enligt ett protokoll för att notera all relevant information (eller avsaknad av densamma). Dessutom genomfördes en bredare, icke-systematisk, sökning för att identifiera de övervakningsområden där eDNA och elfiske lämpar sig bäst, givet dagens tillgängliga teknik. Den senare sökningen ämnar att summera den information som övergripande redan finns tillgänglig i tidigare publicerade översiktsartiklar; därmed ansågs inte en systematisk sökning vara nödvändig för detta ändamål.

Resultat och diskussion

Av de genomgångna artiklarna var 33 artiklar inriktade på undersökningar av enskilda arter och 23 artiklar var inriktade på generell fiskfauna (metabarcoding). Inom båda kategorierna var vissa artiklar fokuserade på enbart förekomst av arter, medan andra fokuserade på kvantifiering av arter (olika mått av täthet eller biomassa). Det fanns även en variation i huruvida eDNA-provtagning och elfiske genomfördes synkroniserat eller ej (i vissa fall jämfördes eDNA med historiska elfiskeundersökningar).

I de studier som fokuserade på enskilda målarter (ibland flera stycken, men inte samtliga förekommande arter) fanns ett tydligt mönster som visade att eDNA är en känsligare metod än elfiske för detektion av en arts förekomst inom ett område (Figur 3.13). Även för metabarcodingstudier var eDNA generellt bättre på att detektera arter (Figur 3.14). Det bör noteras att även om eDNA var generellt mer effektivt så fanns det flera exempel där elfiske var den bättre metoden. Vilken metod som är bäst beror sannolikt på både arters levnadssätt och en mängd olika miljöförhållanden som påverkar antingen elfiske eller eDNA-provtagning/-analys negativt.

För kvantitativa jämförelser med enartsanalys fokuserade studien på att undersöka hur väl det går att förutsäga ett elfiskeresultat med hjälp av resultat från eDNA-analyser. Anledningen till denna approach är att vi i Sverige har genomfört en stor mängd elfisken sedan decennier tillbaka. Detta har varit en stor investering och för att bibehålla tidsserier behöver eDNA ge resultat som kan tolkas tillsammans med historiska elfisken. Två olika modeller testades för varje dataset som extraherats från litteraturen, en linjär modell och en potensmodell. Potensmodellen tillåter en icke-linjär relation mellan mängden eDNA och elfiskefångsterna, dvs. en icke-monotont ökande elfiskefångst i förhållande till eDNA-koncentrationen i vattnet. För varje dataset beräknades även 95% konfidensintervall och 95% prediktionsintervall. Konfidensintervallet visar i grova drag hur precist eDNA skattar en genomsnittlig elfiskefångst, medan prediktionsintervallet visar vilken säkerhet eDNA skattar enstaka elfiskefångster. Det generella resultatet är att eDNA i allmänhet har en god förmåga att skatta en genomsnittlig elfiskefångst (d.v.s. analyserna leder till relativt snäva konfidensintervall). Däremot är förmågan att prediktera enskilda elfiskefångster mycket låg (Figur 3.15). Med andra ord, elfiskefångsterna ökar i genomsnitt med ökande mängd eDNA i vattnet, men det kan vara mycket stor spridning i elfiskefångsterna på platser som har samma eDNA-koncentration i vattnet.

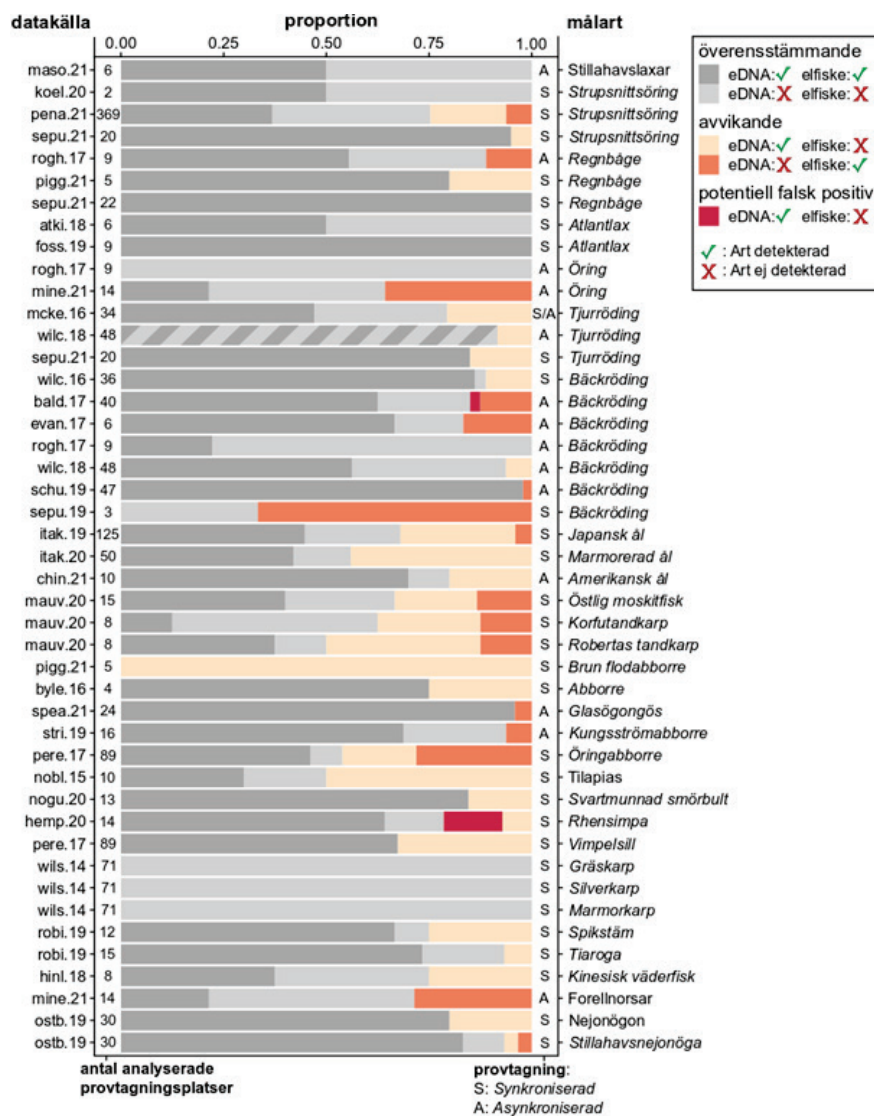
För kvantitativa analyser baserade på metabarcoding krävdes en annan jämförelsemetodik, då man med någon säkerhet endast kan uttala sig om proportionen eDNA av varje förekommande art när flera lokaler analyseras. Därmed analyserades proportion eDNA från varje art i förhållande till hur stor proportion samma art utgjorde i elfiskefångsten. Ett perfekt resultat ger identiska proportioner, dvs. ett ett-till-ett förhållande. Relationen analyseras bäst med en 'standard major axis'-regression (SMA) som tar hänsyn till variation i både eDNA (x-axel) och elfiskefångst (y-axel). Denna analys var inte möjlig i alla jämförelser, då rådata inte alltid kunde erhållas och endast ursprungliga regressionslinjer ['ordinary least squares'-regression (OLS)] kunde extraheras, vilka inte tar hänsyn till variation utmed x-axeln (eDNA i detta fall). Därför beräknades båda typerna av regressioner för alla data som var möjliga att analysera. Resultaten visade att relationen mellan proportion eDNA och proportion elfiskefångst generellt var långt från perfekt. Enstaka analyser leder till genomsnittsprediktioner som ligger nära ett-till-ett-förhållandet, men datapunkterna är ändå mycket spridda från regressionslinjen (Figur 3.16).

Sammanfattning och slutsatser

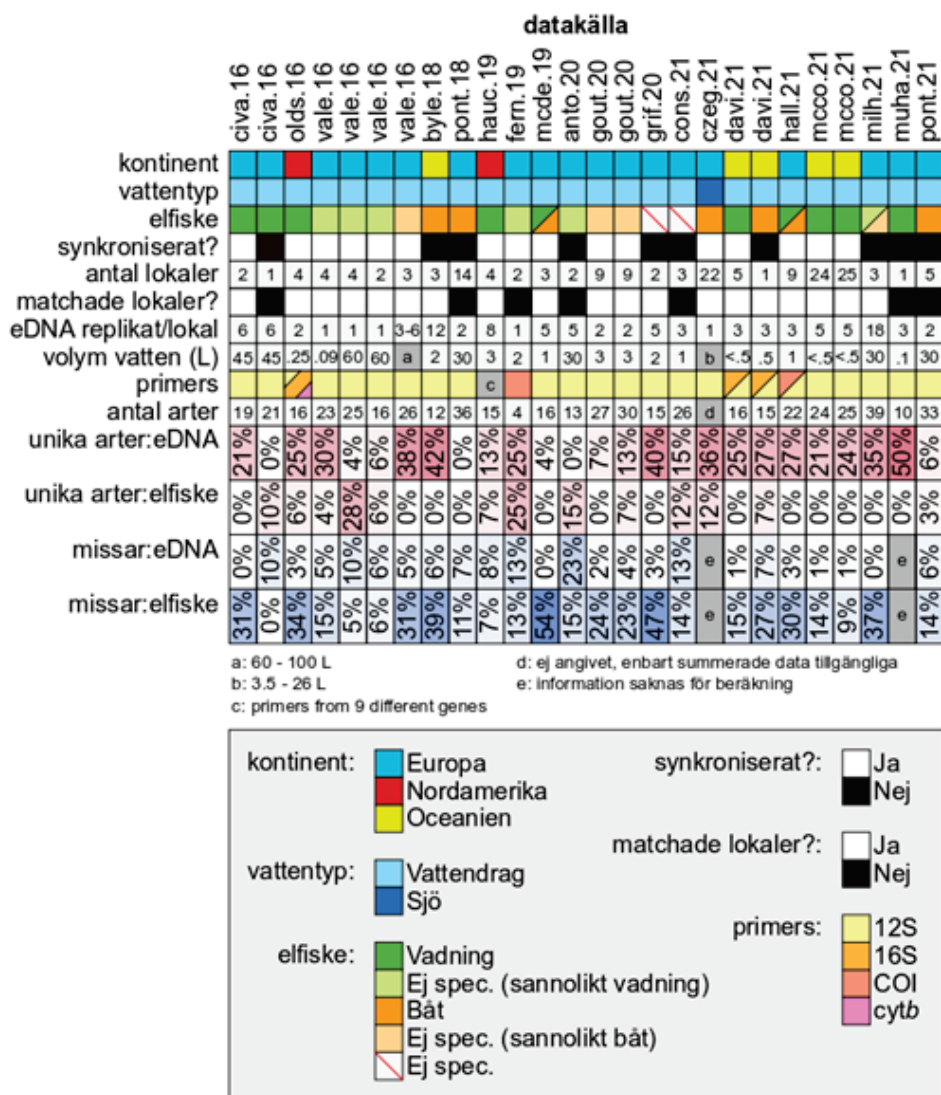
eDNA har fördelen att detektera artförekomst med hög sannolikhet. Nackdelen är en osäker kvantitativ förmåga samt att man inte är säker på var i vattensystemet fisken faktiskt uppehåller sig eftersom eDNA i ett vattenprov kan härstamma från andra områden än just den undersökta lokalen. Elfiske har fördelen att man får en 'fisk i handen' vilken kan mätas, åldersbestämmas, könsbetämmas m.m. (data som är omöjlig att införskaffa med eDNA-analys). Dessutom kan man under goda elfiskeförhållanden få tillförlitliga skattningar på fisktätheter på lokalen, givet att en tillräckligt stor ansträngning görs med flera på varandra följande utfisken.

eDNA-koncentrationen i vattnet beror på många faktorer, såsom storlek på fisk, biomassa, avstånd till fisk, vattnets strömningsförhållanden, m.m. Detta kan vara en anledning till att elfiskeresultat och eDNA-resultat inte matchar vidare bra. Elfiske är dock en metod som fungerar olika bra på olika arter, vilket leder till att skattningar av vissa arter är sämre än för andra. Dessutom är metoden begränsad i vart den kan appliceras, vilket inte eDNA är. Även om båtelfiske är möjligt i områden som inte kan vadelfiskas, är båtelfiske ofta svårapplicerad i svenska vatten eftersom sjösättningsmöjligheter för båt ofta saknas i vattendrag, och metoden är bara effektiv ner till ca 2 m djup. Dessutom är fångstbarheten vid båtelfiske mycket lägre än vid vadelfiske och skattningar av artabundans måste ofta baseras på fångst per sekund snarare än kvantitativa täthetsskattningar. Generellt kan dock sägas att metoderna kompletterar varandra mycket väl.

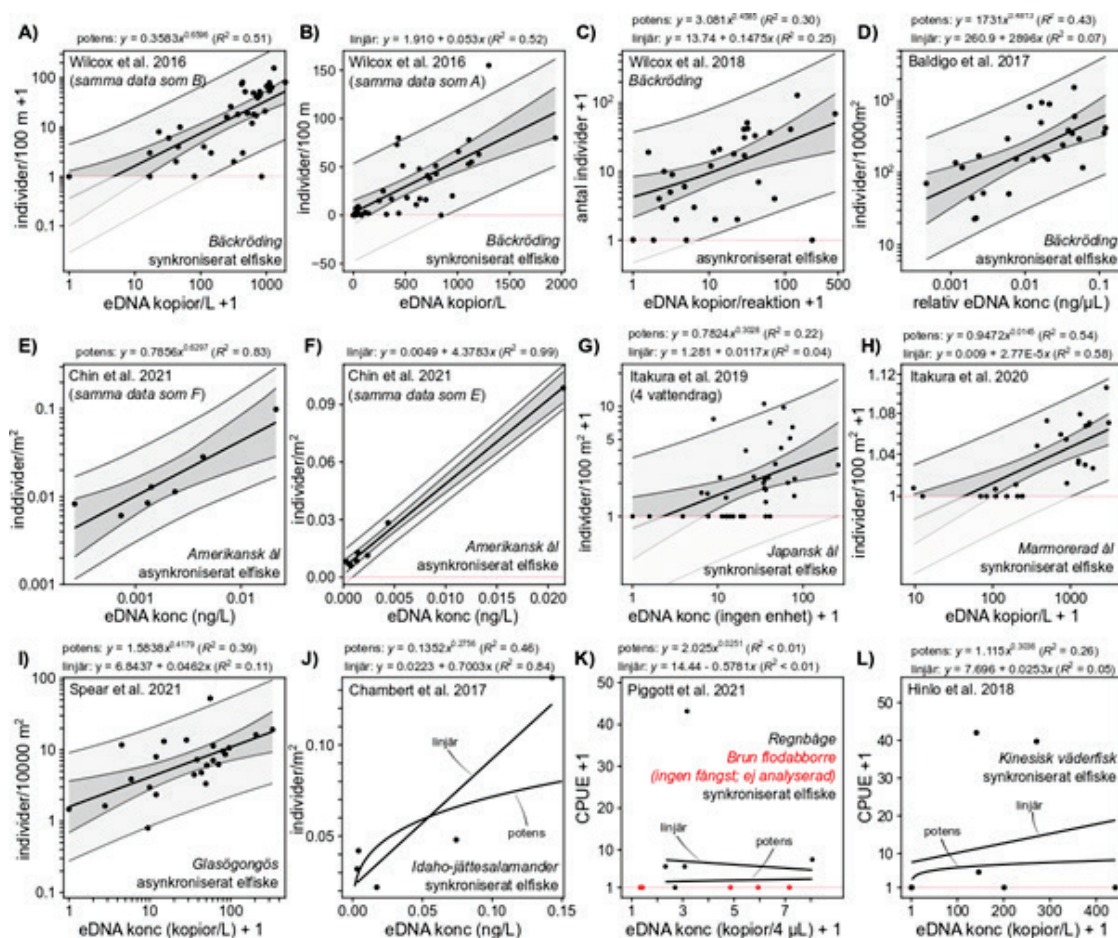
Den bredare icke-systematiska granskningen av litteratur gav en bild som överensstämmer med den ovanstående slutsatsen, vad gäller de relativa för- och nackdelarna med eDNA och elfiske. En summering av vilka ändamål respektive metod lämpar sig för presenteras i Tabell 3.1.



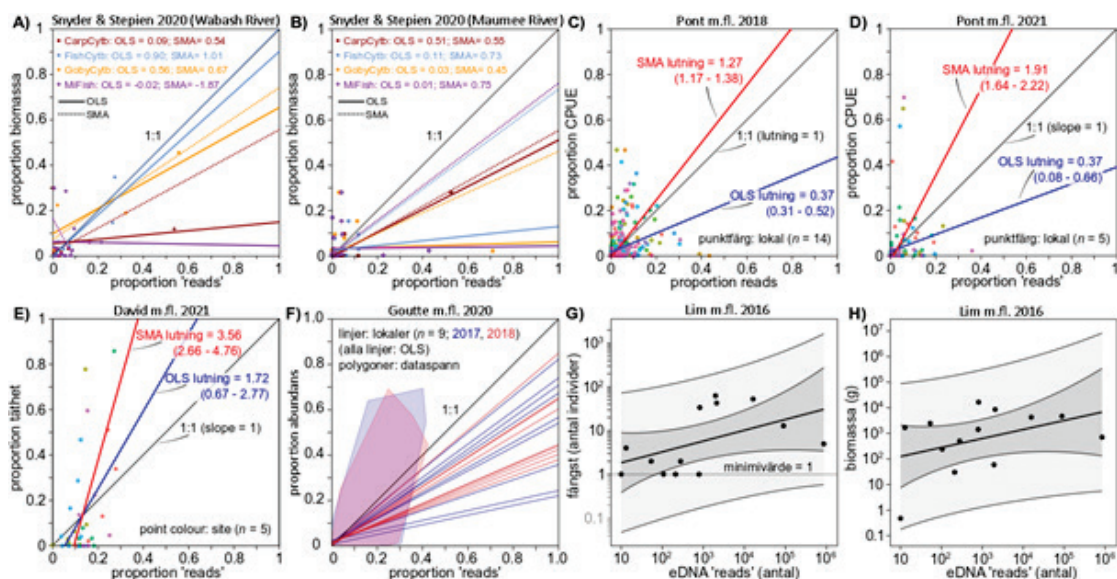
Figur 3.13. Illustration över jämförelser mellan enarts-eDNA-analyser och elfiske vad gäller detektion av arter. Data är summerad till proportion av antalet analyserade provtagningsplatser med respektive resultat. Överensstämmande resultat innebär antingen att båda metoderna detekterar (mörkare grå) eller ej detekterar (ljusare grå) mållarten på en provtagningsplats. Avvikande resultat innebär att endera metoden missar mållarten (miss i elfiske: beige; miss i eDNA: orange). I ett fåtal studier anges att eDNA detekterar en art utan att den troligen finns på platsen (falsk positiv; röd). För studie finns angivet huruvida elfisket utfördes synkroniserat (samma årstid; ofta samma dag) eller asynkroniserat (annat år eller årstid) med eDNA-provtagningen. För koder till datakällor, se Tabell 1 i Bilaga 10.



Figur 3.14. Summerande illustration över jämförelser eDNA-metabarcoding och elfiske vad gäller detektion av arter. Figuren summerar bakgrundsinformation bestående av kontinent på vilken studien genomförts, vattentyp, elfiskemetod, huruvida eDNA-provtagning synkroniserades med elfiske eller ej, antal lokaler som jämfördes i respektive studie, huruvida lokalerna för provtagning matchade mellan eDNA och elfiske eller ej, hur många eDNA-replikater (vattenprover) som togs på varje lokal och vilken volym vatten som togs, samt vilka primers som användes i eDNA-analyserna. Även totala antalet arter som påträffades i studien redovisas. Därunder presenteras antalet unika arter som eDNA respektive elfiske detekterade (röd färgskala) i procent; dessa siffror gäller studien som helhet, dvs. en art som aldrig fångas med elfiske på någon av de ingående lokalerna räknas som unik för eDNA och vice versa. Detta ger en bild av om endera metod systematiskt detekterar vissa arter bättre än den andra metoden. Under detta presenteras andelen 'missar' för vardera metod (blå färgskala); dessa siffror baseras på artdetektion inom varje enskild lokal som ingår i studien. Exempelvis, om en art inte detekteras med eDNA på en lokal, men den fångas i elfisket på lokalen, räknas detta som en miss för eDNA; om den inte detekteras av eDNA på två lokaler där den fångas i elfisket räknas detta som två missar för eDNA. För koder till datakällor, se se Tabell 1 i Bilaga 10.



Figur 3.15. Illustrationer av hur väl eDNA-analyser förutsäger elfiskefångster. Data från samtliga undersökta studier är analyserade med regressioner som antar linjära relationer och potensrelationer; båda modellerna presenteras ovan respektive graf, tillsammans med R^2 -värde som beskriver den andel variation som modellen förklarar. Graferna A-B och E-F visar, med illustrativt ändamål, separata grafiska representationer av modellerna för samma datamaterial; även graferna J-L visar regressionslinjer från båda modellerna, men i samma graf; i övrigt visas enbart potensrelationen grafiskt (notera axlarnas skala). För graferna A-I presenteras 95 % konfidensintervall (mörkare grå) och 95 % prediktionsintervall (ljusare grå) runt regressionslinjen; för J-L ansågs dataunderlaget för begränsat för att visa dessa intervall. Röda punktrade linjer anger minsta möjliga värde (d.v.s. ingen fångst); vissa prediktioner samt konfidens- och prediktionsintervall når under denna gräns, vilket antyder att datastrukturen inte passar bra att modelleras; inga goda alternativ för kvantitativ jämförelse finns dock. För vissa data har värdena transformerats genom att lägga till 1 till ursprungsvärdet på grund av att potensregressioner inte kan hantera 0-värden. För varje graf finns angivet huruvida elfisken utfördes synkroniserat (samma årstid; ofta samma dag) eller asynkroniserat (annat år eller årstid) med eDNA-provtagningen. I graf J är mållarten ett groddjur medan övriga grafer har olika fiskarter som mållart (mållart anges i respektive graf).



Figur 3.16. Jämförelser mellan elfiske- och eDNA metabarcoding-resultat. A-B) Jämförelser från Wabash River och Maumee River (USA) baserade på arternas biomassa i båtelfiskefångster och 'reads' från eDNA-analys med fyra olika primer-set för metabarcoding (färgkodade i figurerna); regressionslinjer representerar både OLS- och SMA-regressioner. C-D) Jämförelser från Rhône (Frankrike) baserade på fångst-per-ansträngning (CPUE) från båtelfiske och 'reads' från eDNA-analys; regressionslinjer representerar både OLS- och SMA-regressioner. E) Jämförelser från mindre vattendrag (Nya Zeeland) baserade på täthetsskattningar från vadningselfisken och 'reads' från eDNA-analys; regressionslinjer representerar både OLS- och SMA-regressioner. F) Jämförelser från Seine (Frankrike) baserade på antal individer fångade under båtelfisken och 'reads' från eDNA-analys från två års undersökningar (färgkodade i figuren); regressionslinjer representerar enbart OLS-regressioner (datapunkter kunde ej extraheras från artikeln varför inte SMA-regressioner kunde beräknas och enbart dataspannet redovisas med polygoner; OLS-regressioner extraherade grafiskt direkt från artikeln). G-H) Jämförelser från två dammar (Singapore) baserade på antal individer samt biomassa per art i elfiskefångst (specifik metod, båt- eller vadningselfiske, ej angiven i artikeln) och antal 'reads' från eDNA-analys. Enbart OLS-regressioner visas, med 95% konfidensintervall (mörkare grå yta) och 95% prediktionsintervall (ljusare grå yta). Proportioner kunde ej beräknas då fångster ej var uppdelade per provtagningsstillfälle.

Tabell 3.1. Sammanställning av undersökningar där eDNA-analys respektive elfiske är speciellt lämpade.

Undersökningar speciellt lämpade för eDNA	Undersökningar speciellt lämpade för elfiske
Bedömning av artförekomst i ett större område.	Konfirmerande undersökningar av förekomst av arter (t ex efter eDNA-detektion).
Inventering av arter; speciellt ovanliga, utrotningshotade eller invasiva arter där effektiv detektion är viktigt.	Täthetsberäkningar för populationstrendanalys (under goda elfiskeförhållanden).
Screening av stora geografiska områden efter förekomst av specifika målarter, för information om utbredning.	Bedömning av en fiskpopulations storleks- och åldersstruktur.
Undersökning av förekomst av lek, under antagandet att eDNA ökar kraftigt under leken. Kräver upprepade provtagningar före och under lekperioden.	Bedömning av lekframgång (fiske efter årsyngel av målarten).
Undersökning av fiskvägspassage förbi vandringshinder (så länge inte arten redan finns uppströms vandringshindret).	Bedömning av arters nyttjade habitat, t ex före och efter habitatsåtgärder – elfiske fångar fisken där den lever medan eDNA kan detektera fisk som lever 100- till 1000-tals meter bort.
Detektion av fisksjukdomar och parasiter (eDNA fungerar för alla organismgrupper, inte bara fisk).	Bedömning av hälsotillstånd som kräver fysisk undersökning eller provtagning av fiskindivider.
Intensiv provtagning (t ex dagligen) eller kontinuerlig provtagning (t ex över året) - elfiske innebär störningar i miljön och för fisken, vilket inte eDNA-provtagning gör.	Insamling av fisk för populationsgenetiska studier.
Undersökningar i känsliga eller svåråtkomliga miljöer, eller miljöer där elfiske är potentiellt farligt för utövaren.	
Undersökningar under årstider då elfiske inte är lämpligt.	

Länkar till artiklarna som ingår i analyserna finns i bilaga 10.

4 Diskussion och slutsatser

Ett grundantagande i projektet var att habitat för strömlevande arter kan förbättras utan betydande effekter på vattenkraftsproduktion. Resultaten visar dock att detta antagande bara stämde delvis: För strömsträckorna kunde vi konstatera att den hydrologiska påverkan på de undersökta artgrupperna var stor oavsett typ av reglerad strömsträcka, och vår bedömning är att miljöförbättringsinsatser på strömsträckor alltid bör föregås av hydrologiska analyser, och att viss modifiering av den reglerade flödesregimen i regel kommer att krävas för att miljöförbättringsinsatsen ska ge full potential. Samtidigt har vi goda skäl att anta att dessa modifieringar inte behöver vara så stora att de hotar vattenkraftens produktionsmål. För det första är det relativt begränsade sträckor i reglerade vattendrag som kan komma ifråga. För det andra räknar vi med att regler om en minsta vattenföring genom kraftstationer skulle göra att de mest negativa effekterna av korttidsreglering på strömsträckor förhindras. Flödesscenarier baserat på Umeälven visar att regler om en minsta vattenföring genom kraftstationer har en begränsad påverkan på vattenkraftsproduktionens storlek (Widén m.fl. 2021).

Det är viktigt att poängtera att morfologisk och hydrologisk påverkan samvarierade mellan strömsträckelokalerna, vilket gjorde det svårt att separera hydrologisk och morfologisk påverkan. Samtidigt går strömhastigheten ner till noll under perioder när kraftverk står stilla, och för att skapa permanenta strömvattenhabitat åt många arter behövs bestämmelser om storlek och varaktighet av ett minsta flöde genom kraftverkens turbiner (Widén m.fl. 2021). Flera frågor behöver besvaras:

- Det tar olika lång tid för strömhastigheten att minska till noll under olika förutsättningar (vattenvolym, fårans form och beskaffenhet) efter att flöden från kraftverk uppströms stoppas. Vilken relevans har dessa skillnader för vattendragens organismer?
- Vilka strömhastigheter krävs för kontinuerligt bevarande av olika strömlevande arter?
- Hur ser samband mellan strömhastighet och flöde ut vid olika konfigurationer av fåran?
- Vilka blir konsekvenserna för vattenkraftsproduktion av bestämmelser om kontinuerligt flöde genom kraftverken?

För de hydrauliska frågorna finns verktyg, men utmaningen ligger i att använda dessa verktyg tillsammans med studier av vattenorganismers tolerans för och respons på korttidsreglering. I normalfallet kommer troligen ekologisk restaurering av strömsträckor att kräva både hydrologiska och morfologiska åtgärder (för att modifiera hydrauliken), och den snabbaste vägen att nå ny kunskap vore att projektera och genomföra olika typer av ekologisk restaurering (där restaurering omfattar både rehabilitering och restaurering längs det kontinuum av miljöförbättringsåtgärder som beskrivs i Gann m.fl. [2019]) för att lära sig av de erfarenheter som då fås.

Biflödesmynningar var "hotspots" för strandväxter men inte fisk, i betydelsen av artrika miljöer i landskapet. Fisk verkade undvika biflödesmynningar med sedimentdeposition, samtidigt som finkorniga sediment var betydelsefulla för strandvegetationen. Åtgärder för att gynna etablering och överlevnad av vegetation i biflödesmynningar får därför sannolikt inga synergieffekter med fiskfaunan, men det blir viktigt att sådana åtgärder inte hindrar fiskpassage, t.ex. harr som vandrar upp i biflöden för lek. Samtidigt är det viktigt att ta hänsyn till strandvegetationen i de fall där man åtgärdar situationer där sediment i biflödesmynningar blockerar fiskvandring. För strandvegetation är erosion en av de viktigaste mekanismerna bakom den lägre mångfalden i reglerade vattendrag (Nilsson m.fl. 1997, Jansson m.fl. 2000). Etablering av strandväxter på sedimentplymer och begynnande deltan i magasin utgör en möjlig ekologisk kompensation för förlorat habitat.

I Missourifloden i USA täcker de strandskogar som etablerats i begynnande deltan i magasin större yta än motsvarande strandskogar i fritt strömmande vattendrag (Volke m.fl. 2015). I de vattendrag vi studerat är sedimentdepositionen av liten omfattning jämfört med Missourifloden, men florán i mynningsområdena kan potentiellt utgöra källområden för kolonisering av älvmagasinens stränder. Dessa sedimentansamlingar skulle ytterligare kunna stabiliseras med hjälp av stockar och stenblock för att gynna växtetablering, men de negativa effekterna på fisk gör att ytterligare studier krävs för identifiera hur båda dessa organismgruppers habitatkrav kan tillgodoses eller gynnas. Samtidigt kan ökad växtetablering gynna akvatisk biologisk mångfald, inklusive fiskförekomst till följd av t.ex. ökad beskuggning och habitatheterogenitet.

En generell slutsats är att man bör beakta konnektiviteten vid restaurering av habitat i reglerade vattendrag. I den enklaste bemärkelsen behövs konnektivitet för att arter ska ha möjlighet att kolonisera nyrestaurerade områden, men det finns också välkända samband mellan lokala populationsstorlekar och behovet av migration: Ju större en lokal population är (effektiv populationsstorlek), desto mindre är behovet i frekvens och antal individer som migrerar från andra populationer. Små habitat som endast hyser små populationer kan upprätthålla livskraftiga populationsnivåer även om de är små, men då krävs att avståndet är litet och tillgängligheten stor till närmaste habitat uppströms eller nedströms.

Problemet är att information om habitatstorlekar och deras rumsliga fördelning är bristfälliga för reglerade vattendrag, men med tanke på att vattenkraften utnyttjar fallhöjderna så kan det konstateras att strömsträckor i reglerade vattendrag är en bristvara och där de finns är habitaterna små. Det saknas även kunskap om vilken habitatfördelning och konnektivitet som krävs för organismgrupper som makrovertebrater och kärlväxter, men nya genetiska metoder har stor potential att kunna ge svar på dessa frågor. Och följdfrågan blir då – är det möjligt att återskapa tillräckligt med strömhabitat i reglerade vattendrag för att kunna uppnå god ekologisk status/potential i enlighet med vattendirektivets krav? Den frågan kan bara besvaras med empiriska erfarenheter från praktiskt miljöförbättringsarbete.

Restaurering av habitat skapar i sin tur nya konnektivitetsbehov för att sammanlänka populationer, och eventuellt tillåta kolonisering av nya lokaler.

Fiskpassager saknas vid de flesta dammar men det börjar nu finnas kunskap för att bedöma om denna avsaknad utgör ett populationsekologiskt problem. Med de modellverktyg som utvecklats (Bilaga 5) går det att utvärdera förväntade populationseffekter för ett flertal fiskarter. Däremot saknas nästan helt kunskap om spridningsbarriärer för makrovertebrater och växter. Även om vi t.ex. vet att växters spridning hindras av dammar (Andersson m.fl. 2000), och att det i sin tur har påverkat strandsamhällenas artsammansättning (Jansson m.fl. 2000b), är konnektiviteten mellan växtpopulationer i reglerade älvar i stort sett okänd.

En forskningsfråga som anknyter till dessa frågor och som är relevant här är hur konnektiviteten mellan populationer av olika växt- och djurarter ser ut i oreglerade vattendrag? Alla arter är inte lika rörliga, och låg konnektivitet kan vara naturligt förekommande. Det innebär inte att låg konnektivitet behöver åtgärdas, men med sådan kunskap skulle en del av de konnektivetsproblem som påtalas för reglerade vattendrag inom dagens vattenförvaltning kunna ses i ett lite annat perspektiv. Detta bör vara en prioriterad forskningsfråga att lösa. Kärlväxter har t.ex. ofta mycket långlivade populationer, och genetisk differentiering mellan dem avspeglar ofta genflöde som ligger långt tillbaka i tiden. Samtidigt har växtpopulationer längs reglerade vattendrag generellt blivit mindre, med större mortalitet till följd av regleringen, vilket ställer större krav på spridning mellan populationer för populationsöverlevnad.

Konnektivitet har inte bara betydelse för arters populationsdynamik, utan även för genetisk diversitet och grad av differentiering mellan populationer, med relevans för graden av lokal anpassning och förmåga att anpassa sig till klimatförändring. Det gör att betydelsen av ökad konnektivitet i form av t.ex. en fiskpassage inte bara kan bedömas på grundval av dess betydelse för populationsdynamiken. Passage av enstaka fiskar kan sakna betydelse för populationsdynamiken men spela stor roll för genetisk diversitet. Detsamma gäller för behovet av konnektivitet för andra organismgrupper knutna till vattendrag.

Behovet av att skapa habitat som ger förutsättning för tillräckligt stora populationer av arter i fokus, och ge dessa möjlighet att sprida sig mellan lokaler förväntas öka som en följd av de pågående klimatförändringarna. Populationsstorlekarna som behövs för överlevnad blir större när störningsfrekvensen ökar (resiliens på enskilda lokaler) och förhållandena i genomsnitt förskjuts (arter minskar på somliga lokaler och behöver kompenseras genom återkolonisering från lokaler som är mer gynnsamma). Konkret kan det innebära att för arter som påverkas negativt av ett varmare klimat blir behovet av konnektivitet större, liksom behovet av lokala åtgärder som ökar tillgången på refugier. Förutsättningarna och behoven måste analyseras separat för varje art. Interaktionen mellan biflöden och huvudfåror kan spela en viktig roll vad gäller behovet av konnektivitet och tillgång på habitat och refugier mot klimatförändring.

Det är inte uppenbart hur man ska angripa dessa frågor forskningsmässigt. Med modellering kan man verifiera om hypoteserna vilar på solid vetenskaplig grund, men de skulle även behöva valideras med hjälp av empirisk forskning. I den empiriska forskningen är experiment viktiga, men för att fullt ut kunna lita på de experimentella resultaten behöver experimenten genomföras i full skala ute i

naturen. Småskaliga experiment i labb kan ge värdefull information om vissa processer, men för att kunna förlita sig på dessa resultat och för att kunna skala upp dem till populationsnivå behövs validering med hjälp av fullskaliga experiment i fält.

5 Tack

Vi vill skicka ett tack till Niclas Carlsson som hjälpte vid planeringen och vid experimentet i Älvkarleby. Frida Sjöborg, Lovisa Åberg Löfvenborg, Rebecka Möller, Nils Nyqvist och Piotr Rowinski hjälpte vid experimenten i Älvkarleby. Nils Nyqvist och Rebecka Möller analyserade insamlat filmmaterial. Andrew Harbicht, Piotr Rowinski och Daniel Nyqvist gjorde överlevnadsanalyser. Gustav Wendin och Kristian Angele gjorde ADV-mätningar i Älvkarleby. Elin Eriksson, Valter Gezelius, Elin Rydevik och Linnéa Öberg hjälpte till med undersökningarna av vegetationen i biflödesmynningar, och Sofi Lundbäck med undersökningarna av strömsträckor. Tom Staveley och Erik Karlsson tackas för hjälp med att extrahera information ur originalartiklar för översiktsstudien om eDNA och elfiske.

6 Referenslista för huvudrapporten

- Acreman, M., A. H. Arthington, M. J. Colloff, C. Couch, N. D. Crossman, F. Dyer, I. Overton, C. A. Pollino, M. J. Stewardson, och W. Young. 2014. Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**:466-473.
- Andersson, E., C. Nilsson, och M. E. Johansson. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research & Management* **16**:83-89.
- Angele, K., P. Andreasson, A. Forssen, D. Aldven, G. Hellstrom, och K. Leonardsson. 2021. A contraction based solution for the improvement of fish ladder attraction flow. *American Journal of Water Science and Engineering* **7**:57-71.
- Baktoft, H., K. O. Gjelland, F. Okland, och U. H. Thygesen. 2017. Positioning of aquatic animals based on time-of-arrival and random walk models using YAPS (Yet Another Positioning Solver). *Scientific Reports* **7**.
- Duda, J. J., C. E. Torgersen, S. J. Brenkman, R. J. Peters, K. T. Sutton, H. A. Connor, P. Kennedy, S. C. Corbett, E. Z. Welty, A. Geffre, J. Geffre, P. Crain, D. Shreffler, J. R. McMillan, M. McHenry, och G. R. Pess. 2021. Reconnecting the Elwha River: spatial patterns of fish response to dam removal. *Frontiers in Ecology and Evolution* **09**:765488.
- Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C. R. Nelson, J. Jonson, J. G. Hallett, C. Eisenberg, M. R. Guariguata, J. G. Liu, F. Y. Hua, C. Echeverria, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decler, och K. W. Dixon. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* **27**:S3-S46.
- Jansson, R., C. Nilsson, M. Dynesius, och E. Andersson. 2000a. Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* **10**:203-224.
- Jansson, R., C. Nilsson, och B. Renöfalt. 2000b. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* **81**:899-903.
- Leonardsson, K., H. Jeuthe, A. Fjälling, G. Hellström, J. Leander, D. Nyqvist, O. Calles och J. Östergren. 2017. Hydrauliska förutsättningar och ålens beteende i kraftverksintag. *Energiforsk rapport* 2017:459. (In Swedish, English summary, 52 pp.).
- Leonardsson, K. och Nilsson, K. 2021. Modellering av fiskvägars betydelse för fiskbestånden – verktyg för att utvärdera åtgärdsförslag. Rapport, Energiforsk. (In Swedish, 106 pp.).
- Nilsson, C., R. Jansson, och U. Zinko. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* **276**:798-800.
- Nilsson, C., J. M. Sarneel, D. Palm, J. Gardeström, F. Pilotto, L. E. Polvi, L. Lind, D. Holmqvist, och H. Lundqvist. 2017. How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* **20**:144-162.
- OpenFoam 2021. OpenFoam ver. 2112. <https://www.openfoam.com/>

- Opperman, J. J., G. E. Galloway, J. Fargione, J. F. Mount, B. D. Richter, och S. Secchi. 2009. Sustainable floodplains through large-scale reconnection to rivers. *Science* **326**:1487-1488.
- Poff, N. L., B. D. Richter, A. H. Arthington, S. E. Bunn, R. J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B. P. Bledsoe, M. C. Freeman, J. Henriksen, R. B. Jacobson, J. G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O’Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme, och A. Warner. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**:147-170.
- Smith, F. 2013. Understanding HPE in the VEMCO Positioning System (VPS), VEMCO.
- Stanley, E. H., och M. W. Doyle. 2003. Trading off: the ecological removal effects of dam. *Frontiers in Ecology and Environment* **1**:15-22.
- Volke, M. A., M. L. Scott, W. C. Johnson, och M. D. Dixon. 2015. The ecological significance of emerging deltas in regulated rivers. *Bioscience* **65**:598-611.
- Weller, H. G., Tabor, G., Jasak, H., och C. Fureby. 1998. A tensorial approach to computational continuum mechanics using object-oriented techniques, *Computers In Physics*, vol. 12, no. 6, nov/dec.
- Widén, A., B. M. Renöfält, E. Degerman, D. Wisaeus, och R. Jansson. 2021. Let it flow: modeling ecological benefits and hydropower production impacts of banning zero-flow events in a large regulated river system. *Science of the Total Environment* **783**:147010.
- Widén, A., B. M. Renöfält, E. Degerman, D. Wisaeus, och R. Jansson. 2022. Environmental flow scenarios for a regulated river system: projecting catchment-wide ecosystem benefits and consequences for hydroelectric production. *Water Resources Research* **58**:e2021WR030297.

7 Bilagor

Bilaga 1. Passageeffektivitet vid nedströmsvandring hos mört, laxsmolt och ål

Denna del är en bilaga till kapitel 2.2 "Passageeffektivitet vid nedströmsvandring hos mört, laxsmolt och ål". Två artiklar har publicerats inom ramen för detta delprojekt:

Rachel E. Bowes, Joacim Näslund, Larry Greenberg, Eva Bergman. 2021. Cobble substrate in a surface bypass reduces bypass acceptance by common roach *Rutilus rutilus*. Ecological Engineering 172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106402>

Joacim Näslund, Rachel E. Bowes, Larry Greenberg, Eva Bergman. 2022. Downstream bypass efficiency of Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in relation to bypass cobble substrate and flow velocity. Ecological Engineering 181. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106695

Bilaga 2 Anlockning vid sammanflödet vid Stornorrfors kraftverk i nedre Umeälven

Denna del är en bilaga till kapitel 2.3 "Anlockning vid sammanflödet vid Stornorrfors kraftverk i nedre Umeälven". Resultaten har publicerats i följande vetenskapliga artikel:

Kristian Angele, Patrik Andreasson, Ake Forssen, David Aldven, Gustav Hellstrom, Kjell Leonardsson. 2021. A contraction based solution for the improvement of fish ladder attraction flow. American Journal of Water Science and Engineering. 7: 57-71. doi: 10.11648/j.ajwse.20210702.14

Bilaga 3 Anlockning vid fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv

Denna del är en bilaga till kapitel 2.4 "Anlockning vid fiskpassagen i Lilla Edet, Göta älv".

Kjell Leonardsson, Inst. för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå
Eric Lillberg och Patrik Andreasson, Vattenfall R&D, Älvkarleby

Bakgrund

Det är en utmaning att anlocka fisk till fiskpassager i mycket stora vattendrag och fiskpassagen vid Lilla Edet i Göta älv är inget undantag.

Före 1982 fanns en fiskpassage i Lilla Edet, belägen mot slussen på västra sidan älven. Ingången till den fiskpassagen var belägen långt från utloppen från turbinerna. Trots detta tycks den gamla fiskpassagen ha fungerat bra, vilket framkom i samband med en telemetristudie av märkt lax, efter att man 1982 byggt en ny fiskpassage mellan utloppen från turbinerna (G3 och G4) närmast den östra sidan älven (Gönzi 1998). Den nya fiskpassagen har generellt passerat färre fiskar än den gamla under de år båda fiskpassagerna var i drift under hela vandringssäsongen. Under senare år har den gamla fiskpassagen främst använts om behov funnits att komplettera med avelsfisk till kompensationsodlingen. Den gamla fiskpassagen togs bort i januari 2022 i samband med det pågående dammprojektet.

Den fråga som nu ställs är om det är möjligt att öka anlockningen till den "nya" fiskpassagen genom att anpassa körningarna i de fyra turbinerna (G1-G4). Det finns dock inga data från telemetristudier för att verifiera detta. Däremot finns det data på antal passerande laxar och öringar under perioden 2010 till 2020. Ett problem med sådana data är att antal passager inte säger något om hur många laxar/öringar som fanns i området när de räknade fiskarna passerade. De dagar med flest passerande fiskar var flödet via G4 relativt hög, vilket kan ses som en positiv effekt på uppvandringen i den nya fiskvägen.

Ett alternativ till statistisk utvärdering av passagedata är att använda en beteendemodell som försöker efterlikna hur laxarna söker sig uppströms givet vissa enkla beslutregler. För att undersöka var laxarna förväntas tillbringa merparten av tiden i området vid Lilla Edet utvecklades därför en enkel individbaserad modell där de uppströmsvandrande virtuella individerna gavs möjligheten att välja mellan närliggande celler, i varje enskilt tidssteg, beroende på hur strömningsförhållandena var i anslutande celler. För att kunna göra den typen av modellering behövdes information om strömhastigheter i 2D. Området är relativt grunt och laxarna simmar generellt nära ytan vilket föranledde en avgränsning till en 2D-modell istället för en 3D-modell.

På grund av avsaknad av detaljerad kunskap om fiskarnas beteenderegler används här ett urval av regler som syftar till att ge de virtuella fiskarna realistiska beteenden grundat på erfarenhet från tidigare högupplöst telemetri i nedre Umeälven, se Angele et al. (2021). Det vi också vet är att laxarna behöver ta sig uppströms i huvudfåran och att de därför uppvisar ett tydligt rheotaktiskt (simmar

mot strömmen) beteende. Däremot är det inte troligt att de simmar mot strömmen om strömhastigheten är väldigt låg. Det finns två anledningar till detta antagande, 1) vid mycket låga strömhastigheter är det osannolikt att laxen skulle attraheras, vilket styrks av den dåliga anlockningen av lax till naturfåran i nedre Umeälven under perioder när strömhastigheten i naturfårans mynning understiger 0,2 m/s och 2) om laxarna skulle simma mot svaga strömmar skulle de riskera att hamna utanför huvudfåran och eventuellt ledas upp i något mindre biflöde. Det andra argumentet styrks av att laxarna huvudsakligen leker i älvarnas huvudfåra.

Det huvudsakliga syftet med denna analys har varit att visa på en metod som har potential att bli användbar i samband med etablering av nya fiskpassager snarare än att ge ett hundra procentigt tillförlitligt svar vad gäller situationen i Lilla Edet.

Material och metoder

Medelvattenföringen vid Lilla Edet var ca 557 m³/s under perioden 1991-2020 (SMHI). Den sammanlagda maximala slukförmågan via vattenkraftverkets fyra turbiner uppgår till 885 m³/s, vilket innebär att det sällan behöver spillas vatten via utskoven på grund av att turbinernas kapacitet inte är tillräcklig. Turbinerna körs huvudsakligen inom flödesintervallen

G1: 75-150 m³/s

G2: 135-170 m³/s

G3: 120-150 m³/s

G4: 120-310 m³/s

Tidigare fanns en fiskpassage på västra sidan av älven men öster om slussen, ca 90 m NV om det närmaste utloppet från turbinerna (G1). En ny fiskpassage anlades 1982 mellan de två turbinerna (G3 och G4) som är belägna vid den östra halvan av älven. Den nya fiskpassagen mynnar ca 20-30 m från utloppet via turbinen närmast den östra stranden. I den nya fiskpassagen utgörs lockvattnet av det vatten som passerar fiskvägen, vilket varierar mellan 1,3 och 1,7 m³/s. Den gamla fiskpassagen hade ungefär samma mängd lockvatten vilket leder till slutsatsen att det borde vara möjligt att locka fisk mer effektivt än vad som nu är fallet till den nya fiskpassagen. Eftersom platsen är given är den fråga som behöver besvaras huruvida fördelningen av flödet via de fyra turbinerna påverkar anlockningens effektivitet.

Modelleringen avgränsades till sträckan från dammen och vattenkraftverket vid Lilla Edet och ca 500 m nedströms (figur 1). Cellmatrisen med de genomsnittliga vattenhastigheterna (u_x , u_y , u_z) i varje cell erhöles från CFD-modellering (OpenFOAM 2021, Weller et al. 1998). För att minska beräkningstiden för fiskmodelleringen delades sedan vattenområdets utbredning in i en 2D-grid med cellstorlek 2x2 m celler, för vilka strömningshastigheter i det ytnära skiktet gavs baserat på strömningsberäkningen. Beteendemodellen baserades på strömningförhållandena i dessa celler. Även 2D-grid med 1 m respektive 4 m celler testades, men inga avgörande skillnader i resultat kunde observeras. Startcellen för varje fisk valdes slumpmässigt i den centrala delen av älven längst ner till vänster i kartan (figur 1). Eftersom beteendereglererna innehåller vissa komponenter med stokastiska (slumpmässiga) val måste fiskmodelleringen

omfatta många individer för att få en tillförlitlig bild av hur merparten av individerna förväntas röra sig i området. Mathematica ver 13.0 (Wolfram Research, Inc. 2022) användes i samband med fiskmodelleringen.



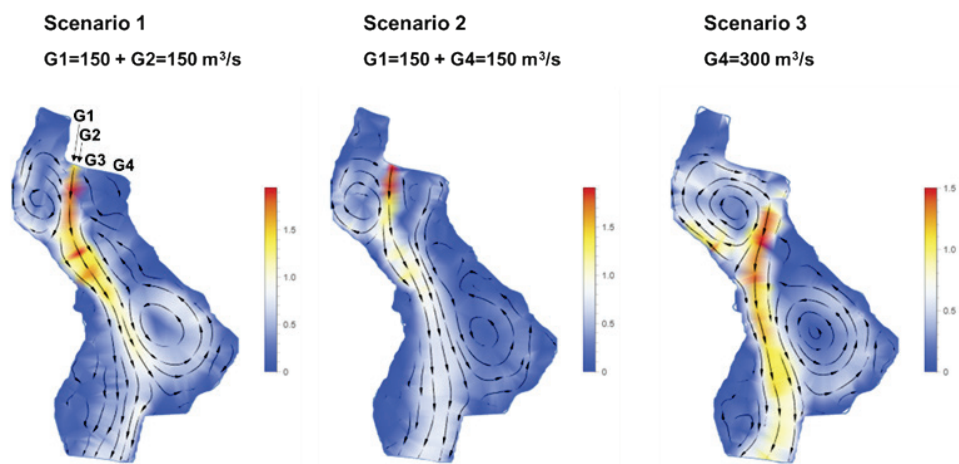
Figur 1. Karta över området från dammen och kraftverket i Lilla Edet, Göta älv, och ca 500 m nedströms. De fyra turbinerna anges med G1-G4. Den gamla fiskvägen var belägen längst upp mot dammen på väster sida om älven, men till höger om slussen. Den nya fiskvägen är placerad mellan G3 och G4.

Strömningsmatrisen för området togs fram med CFD-modellering för tre olika flödesscenarier (figur 2):

Scenario 1: $G1=150 \text{ m}^3/\text{s} + G2=150 \text{ m}^3/\text{s}$

Scenario 2: $G1=150 \text{ m}^3/\text{s} + G4=150 \text{ m}^3/\text{s}$

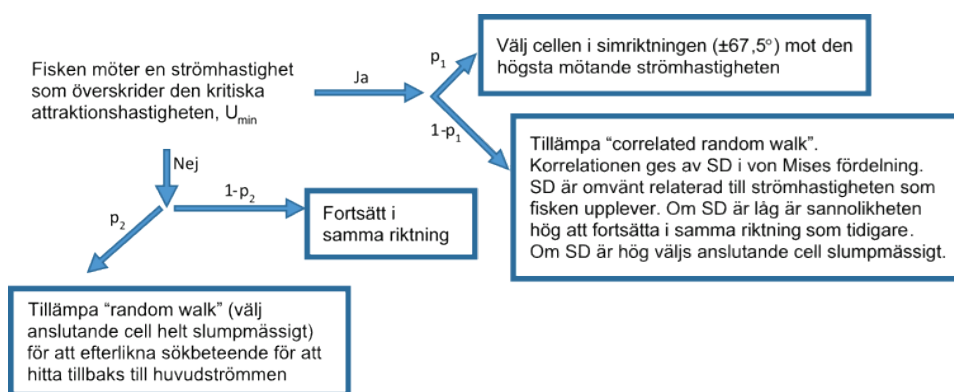
Scenario 3: $G4=300 \text{ m}^3/\text{s}$



Figur 2. Strömningsbilden för vart och ett av de tre scenarierna som användes i modelleringen, där G1-G4 är beteckningen på de fyra turbinerna i Lilla Edet. Figurlegenden visar strömhastigheten i m/s och pilarna visar de storskaliga strömningsriktningarna.

Beteenderegler

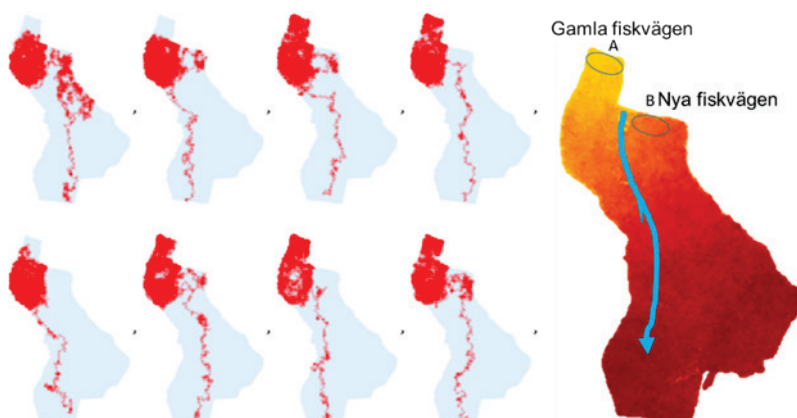
Två olika uppsättningar beteenderegler användes. Den första uppsättningen visas i flödesschemat nedan. Den andra uppsättningen regler var något enklare, där fisken väljer den högsta strömhastigheten oavsett vilken av de anslutande cellerna som har den högsta strömhastigheten – givet att den överskrider den kritiska strömhastigheten ($U_{\min}$). Vid lägre strömhastighet väljs anslutande cell helt slumpmässigt för att efterlikna sökbeteende för att hitta tillbaka till huvudströmmen. Den första uppsättningen beteenderegler blir snarlik den andra när sannolikhetsgränserna p_1 och p_2 går mot 1, med skillnad att fisken med den första uppsättningen beteenderegler vill fortsätta i samma simriktning som i föregående tidssteg med avvikelser på max $\pm 67,5^\circ$ i varje tidssteg vid strömhastigheter över $U_{\min}$.



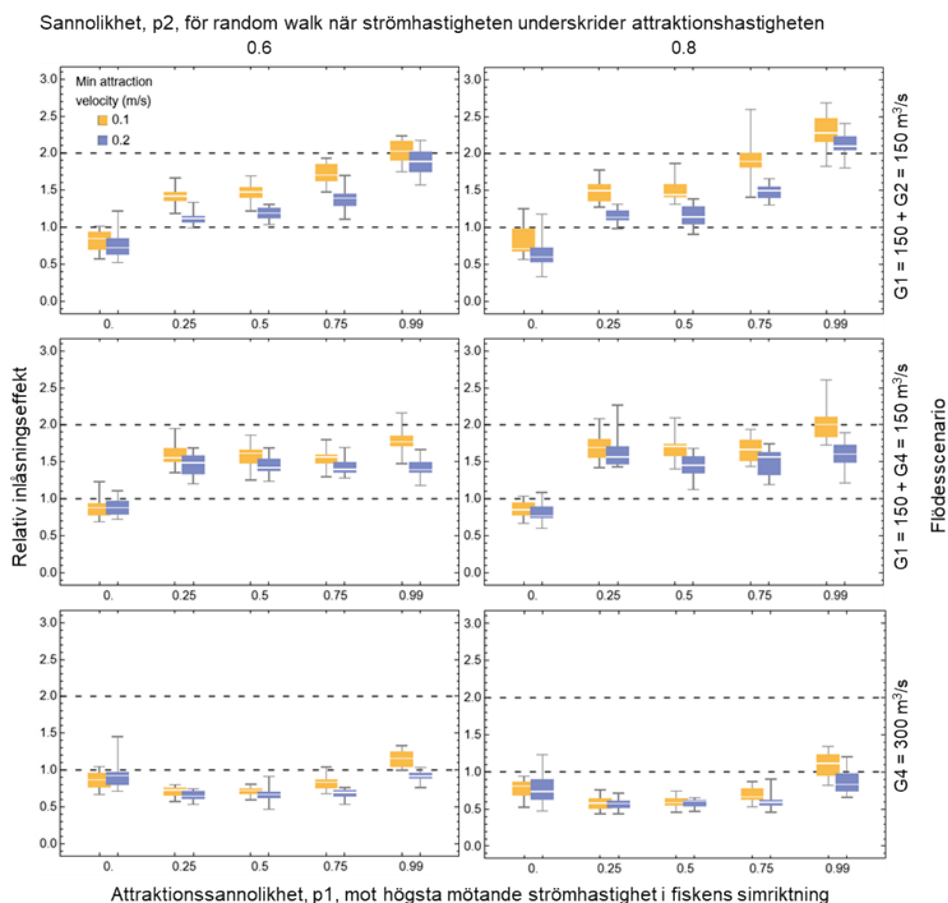
Resultat

I analyserna med den första beteenderegeln användes cellstorleken 2×2 m, 4800 fiskar för varje kombination av $U_{\min}$, p_1 , p_2 och flödesscenario och 20 000 tidssteg per fisk. Det motsvarar ca 16 timmars kontinuerligt simmande i området, dvs en situation som påminner om första dagen fisken kommer till området. Låga värden för p_2 , under 0,6, var inte aktuella eftersom uppströmsförflyttningen då blev långsam och ineffektiv. Vid $p_2 \leq 0.5$ hade modellfiskarna liten möjlighet att ta sig till turbinutloppen inom 20 000 tidssteg, vilket tolkades som oralistiskt.

Resultaten ledde i de flesta fall till inlåsningseffekter (oproportionerligt stor andel av tiden i området strax nedströms dammen, i området där den gamla fiskvägen hade sitt utlopp, se figur 3) när turbin G1 ingick i scenariot i kombination med att attraktionssannolikheten, p_1 , var hög. Effekten förstärktes ytterligare när den lägsta attraktionshastigheten ($U_{\min}$) var låg, 0,1 m/s jämfört med 0,2 m/s (figur 4). Begreppet inlåsningseffekt avser att fiskarna tillbringar oproportionerligt mycket tid i ett område "långt" ifrån turbinutloppen och som saknar "anlockningsjet" från fiskväg. I några analyser ändrades öppningsvinkeln för vilken fiskarna var mottagliga för den mötande strömmen vilket ledde till ökande inlåsningseffekt när öppningsvinkeln minskade.



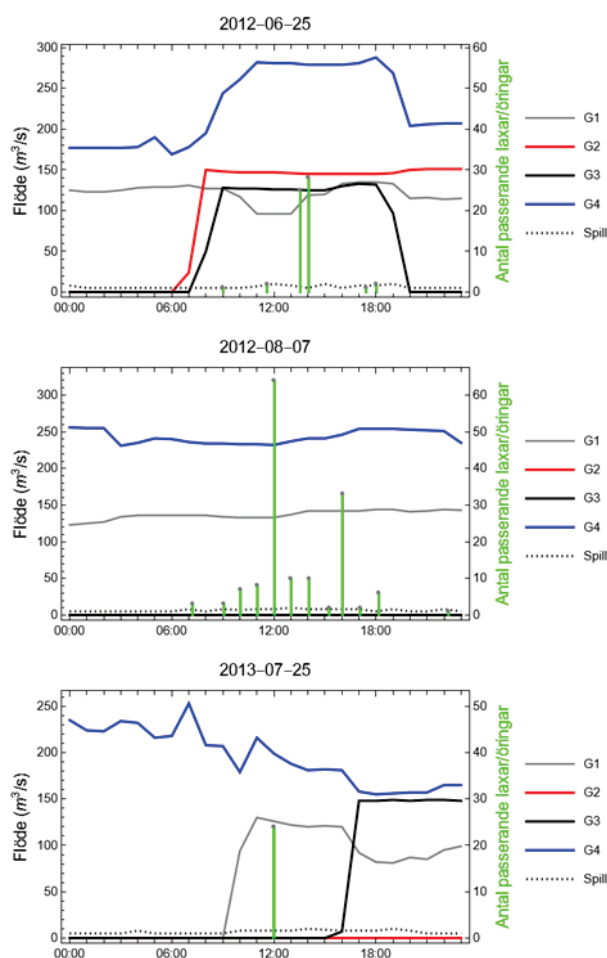
Figur 3. Vänster delfigur visar exempel på modellerade fiskspår med flödesscenario 1. Höger delfigur visar uppsummering av resultat från 300 fiskar med vardera 20000 tidssteg. Antalet tidssteg per fisk motsvarar ungefär dag 1 när fiskarna kommer till området. Gulare färg indikerar högre ansamling av observationer jämfört med i den mörkare delen av figuren. Resultaten avser scenario 1, men även scenario 2 gav liknande resultat. Den blå pilen visar den dominerande strömmen som kom från turbin G1.



Figur 4. Den första uppsättningen beteenderegler ledde till inläsnings effekter (oproportionerligt stor andel av tiden i området strax nedströms dammen, i området där den gamla fiskvägen hade sitt utlopp) när turbin G1 var i drift i kombination med att attraktionssannolikheten, p1, var hög. Effekten förstärktes ytterligare när den lägsta attraktionshastigheten ($U_{\min}$) var låg.

Resultaten med inläsningseffekten blev inte lika påtagliga med den andra uppsättningen beteenderegler när den kritiska strömhastigheten, $U_{\min}$, var låg, men effekten blev påtaglig vid $U_{\min} > 0,33$ m/s. Vid lägre kritiska strömhastigheter tenderade fiskarna att fastna i oändliga loopar i virvelströmmar. Det beteendet får betraktas som orealistiskt men det skulle kunna åtgärdas genom att ge de virtuella fiskarna ett minne så att de kan undvika platser de återkommer till inom en kort tidsrymd.

Sammanfattningsvis framstår den beskrivna modelleringen som kraftfull trots sin enkelhet och det övergripande resultatet ger en tänkbar förklaring som är möjlig att testa till varför den gamla fiskvägen vid Lilla Edet var effektivare att leda fisk än den nya. Resultaten antyder också att den nya fiskvägen borde öka i effektivitet när det mesta vattnet leds via turbin G4, vilket också var fallet vid de tre tillfällena under perioden 2010-2020 när det passerade som mest lax och öring (per timme) via den nya fiskvägen (figur 5).



Figur 5. De tre dagar med flest antal passerande laxar/öringar per timme under perioden 2010-2020 visas i de tre panelerna ovan. I samtliga fall var turbin G4 i drift med flöden över 150 m³/s. Om man räknar med minst tre timmars fördröjning från det att fisken bestämmer sig till dess att den passerat upp till den övre delen av fiskvägen där räknaren finns var endast G4 igång när fiskarna bestämde sig den 25 juli 2013.

Det finns behov av komplettering med akustisk telemetri för att vidareutveckla och validera beteenderegler och för att få så bra överensstämmelse mellan modellresultat och telemetri som möjligt. Förutsatt att valideringen faller väl ut kan denna modell med fördel tillämpas med data från andra områden där fiskpassager planeras för att bilda sig en uppfattning om var fiskpassagens utlopp lämpligen bör placeras. Det går även att tillämpa modellen på nedströmsvandrande fisk.

Erkännande

Utan rätt omfattande statistik, ritningsunderlag och annat underlag vad gäller fiskvägar och anläggningsutformning i Lilla Edet hade denna studie ej varit möjligt. Ture Johansson, Roger Hellberg, Lars Baltgren, Åke Forssén och Björn Hallblad (samtliga Vattenfall Vattenkraft) har här varit ett engagerat och mycket värdefullt stöd.

Referenser

- Angele, K., P. Andreasson, A. Forssen, D. Aldven, G. Hellstrom, and K. Leonardsson. 2021. A Contraction Based Solution for the Improvement of Fish Ladder Attraction Flow. *American Journal of Water Science and Engineering* 7:57-71.
- Gönczi, A. 1998. Positionbestämning av fisk vid småskalig förflyttning. FISKERIVERKET RAPPORT 2:1998.
- OpenFoam 2021. OpenFoam ver. 2112. <https://www.openfoam.com/>
- Weller, H. G., Tabor, G., Jasak, H., and C. Fureby. 1998. A tensorial approach to computational continuum mechanics using object-oriented techniques, *Computers In Physics*, vol. 12, no. 6, nov/dec.
- Wolfram Research, Inc. 2022. Mathematica, Version 13.0, Champaign, IL.

Bilaga 4 Populationsmodellering av konnektivitetens betydelse för vandringsfisk

Denna del är en bilaga till kapitel 2.5 "Populationsmodellering av konnektivitetens betydelse för vandringsfisk". Nedan finns länkar till dels en sammanfattning, dels den fullständiga rapporten:

Länk till rapporten med utökad sammanfattning:

<https://energiforsk.se/program/vattenkraftens-miljoforskningsprogram/rapporter/modellering-av-fiskvagars-betydelse-en-sammanfattning-2021-780/>

Länk till den fullständiga rapporten:

<https://energiforsk.se/program/vattenkraftens-miljoforskningsprogram/rapporter/modellering-av-fiskvagars-betydelse-for-fiskbestanden-2021-765/>

Bilaga 5 Metod för att analysera säsongsmönster i fiskvandring

Denna del är en bilaga till kapitel 2.6.1. "Metod för att analysera säsongsmönster i fiskvandring".

Kjell Leonardsson

Institutionen för vilt, fisk och miljö,
SLU, Umeå

Bakgrund

Kunskap om hur fisk vandrar i förhållande till olika omvärldsvariabler är inte bara intressant för att få grundläggande kunskap om olika arters vandringsbeteende utan ger också möjlighet för vattenkraften att anpassa körningen i kraftverken om man vet när vandrande fisk närmar sig anläggningarna (Jeuthe och Leonardsson 2017). För att modellerna ska vara användbara krävs att de inte är platsspecifika eftersom det skulle krävas flera års datainsamling vid varje kraftverk där modellerna skulle kunna göra nytta.

Syftet med detta delprojekt har varit att dels vidareutveckla den statistiska modellen och dels utvärdera hur pass platsoberoende modellerna är. Se Leonardsson m. fl. (2017) för detaljer kring data och analyser med en alternativ log-likelihood funktion.

Metodbeskrivning

I metodens enklaste form antas att alla vandrande individer kommer från ett och samma område samt upplever samma förhållanden innan de beslutar sig för att påbörja vandringen. Sannolikheten för en individ att vandra beror på omvärldsförhållandena, dvs alla individer är redo att vandra när omvärldsförhållandena är de rätta. Det innebär dock inte att alla individer kommer att vandra utan snarare att en andel av populationen kommer att vandra och den andelen beror på vilka omvärldsförhållanden som råder. Beslutet att vandra är stokastiskt, vilket innebär att en sannolikhet på 50 % en enskild dag innebär att varje individ kommer att påbörja vandringen med 50 % sannolikhet oberoende av vad de andra individerna beslutar sig för. Modellen kan enkelt utvecklas till att omfatta situationer där individernas känslighet för omvärldsförhållandena förändras över säsongen. Det alternativet redovisas efter det enklaste alternativet.

Alternativ 1 – sannolikhetsfunktionerna som beskriver hur individerna reagerar på omvärldsförhållandena är konstanta över säsongen från dag 1 till dag m.

Låt $p[x_{ij}]$ =sannolikhet att individ i passerar dag j och $p[x_0]=0$.

Likelihood funktionen för hela vandringssäsongen blir då

$$L = \prod_{j=1}^m p[x_j]^{n_j} \prod_{k=0}^{j-1} (1 - p[x_k])^{n_j}$$

och Log-likelihood funktionen som behöver maximeras i analyserna blir

$$LL = \sum_{j=1}^m (n_j * \ln[p[x_j]]) + \sum_{k=0}^{j-1} n_j * \ln[1 - p[x_k]]$$

Med flera års data lägger man till ett index för året och summerar LL över alla år.

$$LL = \sum_{\text{år}=1}^y \left(\sum_{j=1}^{m[\text{år}]} (n_{j,\text{år}} * \ln[p[x_{j,\text{år}}]]) + \sum_{k=0}^{j-1} n_{j,\text{år}} * \ln[1 - p[x_{k,\text{år}}]] \right)$$

där y är antal år, alternativt att årtalen används explicit.

För att utvärdera olika omvärldsvariabler och hur de påverkar fiskvandringen använd lämpligen en logit-funktion för att uttrycka sannolikheterna.

$$p[x_j] = \frac{1}{1 + \exp[\beta_0 + \beta_T * T[\text{yr}, j] + \dots]}$$

Där β_0 och β_T är koefficienter som skall skattas i analysen. I detta fall motsvarar $T[\text{yr}, j]$ vattentemperaturen dag j och β_T är koefficienten för vattentemperaturen. Om koefficienten är signifikant skild från 0 är det ett tecken på att vattentemperaturen har betydelse för säsongsmönstret i fiskvandringen. Ytterligare oberoendevariabler kan inkluderas liksom interaktionstermer mellan variablerna.

Det enklaste sättet att avgöra vilken modell som är mest relevant är att analysera olika alternativa modeller och sedan använda modellselektion för att avgöra vilken av förklaringsmodellerna som är bäst. För detta ändamål behöver man beräkna Akaikes Information Criterion (AIC) och sedan rangordna från lägsta till högsta värdet, förslagsvis genom att beräkna differensen, ΔAIC , gentemot den bästa modellen.

$$\text{AIC} = 2 * \text{antal parametrar} - 2 * \max[LL]$$

Alternativ 2 – sannolikhetsfunktionerna som beskriver hur individerna reagerar på omvärldsförhållandena förändras över säsongen

Med detta alternativ förändras känsligheten för omvärldsförhållandena under säsongen, vilket beskrivs till exempel med en normalfördelningsfunktion (täthetsfunktionen) som en funktion av dagnummer (julianskt dagnummer) och som normaliseras så att toppen på fördelningen ges värdet 1. Denna normalfördelningsfunktion multipliceras med det sannolikhetsvärde som beräknas med hjälp av omvärldsförhållandena.

$$\text{Normaliserad normalfördelningsfunktion} = q[jd] = e^{-\frac{(\hat{jd} - jd)^2}{2sd^2}},$$

där $\hat{jd}$ är dagnumret med maximal känslighet, sökes i analysen. Även normalfördelningsens bredd (standardavvikelsen sd) sökes i analysen. jd är dagnumret och motsvarar index j i ovanstående likelihood funktioner. Med detta tillägg blir den nya Log-likelihood funktionen:

$$LL = \sum_{j=1}^m (n_j * \ln[q[j] * p[x_j]]) + \sum_{k=0}^{j-1} n_j * \ln[1 - q[k] * p[x_k]]$$

Notera att om flera års data ingår i analysen så behöver dagnumreringen vara densamma mellan år om man använder samma motivationskurva för varje år. Om vandringsmönstret uppvisar förskjutningar mellan år bör man snarare söka efter omvärldsvariabler som förklarar mellanårsvariationen istället för att låta motivationskurvan variera mellan år.

Alternativ 3 – analys av vad som triggar igång vandringen

Alternativ 1 och 2 utgår ifrån att man försöker finna förklaring till fångsten eller observationerna på en specifik plats – till exempel i en fälla eller i en fiskräknare. Om man istället är intresserad av vilka miljöförhållanden som triggade igång själva vandringen behöver man hantera tiden j genom att subtrahera en tidslagg, den tid det tar att vandra från uppväxtområdet till fångstplatsen. Den tidslaggen kan varieras mellan olika analyser och sedan använda modellslektion för att avgöra vilken tidslagg som ger bäst förklaringsgrad.

En komplikation som kan förväntas är att olika individer har olika långt att vandra för att nå fiskfällan eller fiskräknaren och även om de påbörjar vandringen samtidigt kommer de att nå fällan/räknaren olika dagar. Detta kan också hanteras, men då krävs att man använder en fördelningsfunktion, till exempel en negativ binomialfördelning, som är utsträckt i tiden som tidslagg. Bredden och skevheten i fördelningen kan varieras för att försöka hitta den form som ger bästa förklaringen till data. Dock bör ett begränsat urval av varianter användas eftersom med ett stort antal varianter riskerar någon av dem att generera hög förklaringsgrad på grund av slumpen. I dessa analyser används $g[i]$ för att återge den negativa binomialfördelningens täthetsfunktion för dag i före fångstillfället. Tillräckligt antal dagar, dt , behöver inkluderas i analysen för att garantera att summan av täthetsfunktionen, $\sum_{i=0}^{dt} g[i]$, närmar sig 1 i alla analyser. Om summan för något alternativ blir avsevärt lägre än 1 kommer det även att reducera log-likelihood värdet eftersom inte alla dagar med förväntad fiskvandring inrymdes i tidsintervallet dt dagar före fångst.

$$LL = \sum_{j=1}^m (n_j \sum_{i=0}^{dt} (\ln[g[i] * q[j-i] * p[x_{j-i}]]) + \sum_{k=0}^{j-1} n_j \sum_{i=0}^{dt} (\ln[1 - g[i] * q[k-i] * p[x_{k-i}]])$$

Resultat av analys baserat på ålfångster vid Havbältan i övre Mörrumsån, alternativ 1.

Resultatet avviker en del jämfört med de som redovisades i Leonardsson m. fl. (2017) beroende på att den tidigare analysen baserades på antagandet att antalet observerade individer under säsongen är givet utifrån data. I den analys som presenteras här tillåts individer försvinna på grund av dödlighet eller tillkomma på grund av slumpmässigt val hos individerna. Eftersom båda modellvarianterna har samma antagande, att observerat säsongsmönster förklaras av att individer som vandrar senare på säsongen hade valet att vandra tidigare under säsongen men slumpen gjorde att vandringen blev "försenad", kan det vara relevant att använda båda modellerna och väga samman resultaten.

I den här analysen dominerade nattlängd (andel av dygnet med mörker) följt av flödet (Tabell 1). Det fanns också en stark interaktionseffekt mellan nattlängd och vattentemperatur. Den bästa modellen inkluderade även lufttryck och månfas. Vandringsaktiviteten var negativt korrelerad med nattlängden, dvs ju längre nätter desto mindre vandringsaktivitet. Paradoxalt nog ökade vandringsaktiviteten med minskande vattentemperatur, men kombinationen med nattlängden (interaktionseffekten) gjorde att vandringen avtog markant när nattlängden närmade sig maximum trots att temperaturen då var låg. Flödet hade en kraftigt positiv effekt på vandringen och även månfasen hade betydelse, med högre vandringsaktivitet i anslutning till fullmåne. Lufttrycket hade en positiv effekt vilket skulle kunna förklaras av att ökat lufttryck har samma effekt på bottenlevande fisk som ökning av flödet, åtminstone i lugna områden. En lufttrycksökning med 20 hPa ger samma tryckökning vid botten som 20 cm höjning av vattenytan. Det innebär att en flödesökning i samband med ett nederbördsområde (lågtryck) följt av ökande lufttryck kommer att förstärka den tryckförändring som bottenlevande fisk upplever. Däremot kommer inte lufttrycksförändringarna att tillföra doftämnen som kan tillföras vattnet via markavrinning.

Tabell 1. Resultat av analys enligt alternativ 1 baserat på ålfångster vid Havbältan i övre Mörrumsån. Flödet avser det som redovisas på SMHI:s vattenwebb vid utloppet från Åsnen, vid Havbältan. Positiva värden för koefficienterna innebär ökande fångster när värdet på den oberoende variabeln ökar. Raden med Koefficient/CV visar den relativa betydelsen mellan olika variabler. Höga värden oavsett tecken indikerar starkare koppling till ålarnas vandring (fångsten). Modellvarianter med färre variabler hade betydligt sämre (högre) AIC-värden.

Specifikation	Konstant	Nattlängd	Temperatur	Nattlängd x temperatur	Flöde	Lufttryck	Månfas
Koefficient	-23.67	-4.71	-0.31	0.60	0.02	0.02	0.60
Koefficient/CV		-16.36	-0.51	1.27	2.05	0.04	0.86

Diskussion

Med tanke på att det huvudsakliga vandringsmönstret för ål i Göta älv (Olidan) hade vandringsstoppen i september framstår den huvudsakliga starten på vandrings säsongen som vår och försommar eftersom ålarna har lång väg att vandra för att nå Olidan i Göta älvs avrinningsområde (Leonardsson 2012). Detta säsongsmönster styrks även av fångsterna i Havbältan i Mörrumsån under perioden 2003-2009. Det faktum att enstaka ålar vandrar under vintern bör betraktas som extremfall i och med att ålarnas liksom andra fiskars ämnesomsättning är väldigt låg när vattentemperaturen närmar sig noll grader.

De analyser som gjordes av empiriska data tyder på att det knappast kommer att vara möjligt att tillämpa parametervärden från ett vattendrag på vandringsfisk i ett annat vattendrag. Orsaken är att avståndet från uppväxtområdena till fångstplatsen/fiskräknaren inte kan förväntas vara desamma mellan vattendrag. Det innebär att om modellen skulle användas för att förutsäga när vandringsfisk kommer till ett specifikt vattenkraftverk så behövs en parameterisering av

modellen för det området. Eftersom det torde behövas flera års data för ett sådant ändamål för att uppnå önskad precision och noggrannhet så blir användningen tidskrävande och kostsam. Däremot har metoden en stor potential inom forskningen för att ta fram kunskap om hur olika miljöförhållanden påverkar olika fiskarters vandringsmönster.

Erkännande

Ett stort tack till Bo Ranneby, professor emeritus i matematisk statistik vid Skogsfakulteten i Umeå, SLU, för hjälp med formulering av likelihood funktionen.

Referenser

- Jeuthe H. & K. Leonardsson. 2017. Skonsam drift av vattenkraftverk vid ålvandring. Energiforskrapport 2017:417. (In Swedish, English summary, 73 pp.).
- Leonardsson, K. 2012. Modellverktyg för beräkning av ålförluster vid vattenkraftverk. Elforsk rapport, 12-36.(In Swedish, 84 pp.).
- Leonardsson, K., H. Jeuthe, A. Fjälling, G. Hellström, J. Leander, D. Nyqvist, O. Calles och J. Östergren. 2017. Hydrauliska förutsättningar och ålens beteende i kraftverksintag. Energiforskrapport 2017:459. (In Swedish, English summary, 52 pp.).

Bilaga 6 Metod med hög precision och noggrannhet för positionsbestämning av HR-märkt fisk

Denna del är en bilaga till kapitel 2.6.2. "Metod med hög precision och noggrannhet för positionsbestämning av HR-märkt fisk".

Kjell Leonardsson

Institutionen för vilt, fisk och miljö,
SLU, Umeå

Bakgrund

Det är flera aspekter som påverkar precision och noggrannhet vid positionsbestämning av fisk med högupplösta akustiska sändare.

1. Antal mottagare (hydrofoner) som placerats ut i området.
2. Avstånd och placering av mottagarna.
3. Tidsupplösning i sändarnas signaler, tid mellan signalerna.
4. Förekomst av brus (ljudstörningar) i miljön.
5. Positionering av mottagarna och synkronisering av mottagarnas klockor. Observera att denna aspekt (5) är helt avgörande för att kunna få tillförlitliga positioneringar.
6. Val av positioneringsmetod.

Givet att punkterna 1-5 har genomförts på ett framgångsrikt sätt gäller det att få bästa möjliga resultat i samband med positionsbestämningarna. Förenklat beskrivet så bygger samtliga metoder (6) på triangulering av positionerna, men de olika metoderna tenderar att ge olika precision i resultaten. Generellt klarar alla metoder av att positionera de sändarförsedda fiskarna med hög precision när de befinner sig inne i området med mottagare (mottagargridden), dvs att fiskarna omsluts av en polygon som skapas av de yttre sändarna. Detta gäller under förutsättning att alla mottagare kan höra signalen från det akustiska märket.

När fyra eller fler mottagare hör signalen erhålls generellt hög precision i positioneringen även en bit utanför mottagargridden. I den situationen skiljer sig olika positioneringsmetoder åt vad gäller precision, varav den med sämst precision är den som beskrivs av Smith (2013). Anledningen till att den metoden gör sämre ifrån sig är att felen i mottagarnas tidsangivelser adderas i analysen. Dessa fel uppstår genom att ljudet inte alltid färdas raka vägen från sändaren till mottagarna. Om ljudet reflekteras (scattering) mot partiklar eller föremål blir ankomsttiden fördröjd vilket bidrar till felpositionering av sändaren. Med många mottagare blir positioneringen generellt noggrannare, men det gäller inte om en eller flera av mottagarna får en påtagligt fördröjd tidssignal. Det man helst skulle vilja ha är en metod som kan reducera felen istället för att addera dem. Problemet är att de vanligaste sändartyperna sänder signalerna med slumpmässiga intervall och man vet således inte när sändaren avger sin signal – det enda man vet är när signalen registreras på mottagarna och var mottagarna är placerade.

Metoden som utvecklats i detta delprojekt bygger på att man reducerar tidsfelet utan att veta vilket fel som är förknippat med vilken mottagare. Metoden bygger på antagandet att felens storlek kan beskrivas av en exponentialfördelning.

Härledning av likelihoodfunktionen

Vi definierar fyra komponenter som ska användas i likelihoodfunktionen;

- i) rumsligt positioneringsfel;
- ii) Statistisk fördelning av bruskomponenterna (scatter).
- iii) Fiskens simhastighet för att förklara förändringen i position sedan föregående position; och
- iv) förväntade intervall mellan signaler för att förbättra signalöverföringstiden (sändningstiden), eller som i vårt fall för att förhindra felaktiga sändningstider.

Rumsligt positioneringsfel

För att hantera rumsliga positioneringsfel använde vi en Cauchy-fördelning, $C \sim (0, \theta)$, en symmetrisk fördelning med långa svansar. De långa svansarna säkerställer att numeriska problem på grund av mycket små numeriska värden minimeras när den utvärderade positionen är långt ifrån den sanna positionen. Målet är att felet ska vara så litet som möjligt, vilket gynnas av den branta funktionen runt noll. Här beskriver Cauchy-fördelningen sannolikheten för avvikelser från sändarens förväntade position $\{X_T, Y_T\}$ när mottagarna $i=1, \dots, n$ har positionerna $\{X_{R,i}, Y_{R,i}\}$, efter subtraktion av spridningsfelet. Avståndet D_i mellan mottagaren i och sändaren ges av normen $\|\{X_T, Y_T\} - \{X_R, Y_R\}\|$.

Utmaningen ligger i att identifiera är att göra en så korrekt uppdelning som möjligt av signalens transporttid mellan den rena signalen och spridningsfelet, t_e , som orsakas av att ljudet reflekteras via partiklar och föremål (scatter). Den rena signalen motsvarar situationen utan "scatter", d.v.s. signalen färdas i en rak linje mellan sändaren och mottagaren. Tiden då sändaren skickar signalen, t_T , ges därför av den tidpunkt då signalen når mottagaren, t_R , minus spridningsfelet. Under maximeringen av log-likelihood funktionen behövs en simultan sökning för både sändarkoordinaterna och sändningstiden. Det finns dock inget behov av att söka efter spridningsfelen eftersom dessa är att lösa analytiskt. Transporttiden för den rena signalen översätts till avståndet, D , mellan sändaren och mottagaren med formeln:

$$D_i = \|\{X_T, Y_T\} - \{X_{R,i}, Y_{R,i}\}\| = (t_{R,i} - t_{e,i} - t_T) * v, \quad (\text{eq 1})$$

där v är ljudhastigheten i vatten vid den rådande temperaturen.

När det gäller en sändare med slumpmässiga signalhändelser är endast t_R känd av tidsparametrarna. Vi döper den vänstra sidan av eq. 1 till D_{Li} och den högra sidan

till D_{Ri} . Med denna information i Cauchy-distributionen som beskriver positioneringsfelet får vi:

$$f(D_i) = \left(\pi \left(\theta + \frac{(D_{Li} - D_{Ri})^2}{\theta} \right) \right)^{-1} \quad (\text{eq 2})$$

Att skriva om täthetsfunktionen (pdf, probability density function) med koordinaterna i stället för avstånden ger:

$$f(t_T, X_T, Y_T) = \frac{\theta}{\pi \left(\theta^2 + (\| \{X_T, Y_T\} - \{X_{R,i}, Y_{R,i}\} \| - (t_{R,i} - t_{\varepsilon,i} - t_T)/v)^2 \right)} \quad (\text{eq 3})$$

Statistisk fördelning av spridningskomponenterna

En separat täthetsfunktion används för att dela upp signalen mellan den ostörda signalens transporttid och spridningsfelet, t_{ε} . Denna täthetsfunktion kräver en brant ökning mot noll för att pressa lösningen mot små spridningsfel. Här används en exponentiell täthetsfunktion, $g(t_{\varepsilon})$, för detta ändamål:

$$g(t_{\varepsilon,i}) = \lambda e^{-\lambda t_{\varepsilon,i}}. \quad (\text{eq 4})$$

Även om spridningsfelen inte strikt följer en exponentiell fördelning torde de i de allra flesta fall skilja sig åt i storlek mellan de olika signalerna. I ett sådant scenario kommer den minsta att krympa mot noll. Följaktligen kommer det att finnas felkomponenter större än noll som redovisas när man använder denna metod, vilket i sin tur kommer att öka likelihood-värdet i Cauchy-fördelningen. Lyckligtvis finns det en analytisk lösning för beräkning av spridningsfelen, $t_{\varepsilon,i}$, vilket innebär att man inte behöver söka efter dem numeriskt. Denna lösning erhålls genom att ta derivatan av summan av de loggade Cauchy- och exponentiella fördelningarna med avseende på t_{ε} , och lösa för t_{ε} när derivatan är noll. Lösningen med en negativ andraderivata säkerställer ett maximum, vilket ger uttrycket:

$$t_{\varepsilon,i} = t_{R,i} - t_T + \sqrt{\frac{1}{\lambda} - \left(\frac{\theta}{v} \right)^2} - \left(\frac{1}{\lambda} + \| \{X_T, Y_T\} - \{X_{R,i}, Y_{R,i}\} \| / v \right) \quad (\text{eq 5})$$

Den optimala lösningen för spridningstiden tar hänsyn till både den exponentiella fördelningen och Cauchy-fördelningen för varje signal.

Fiskens simhastighet

I princip bör de två beskrivna täthetsfunktionerna vara tillräckliga för positionering med hög precision, men har vanligen också kunskap om begränsningar vad gäller fiskens rörelsemönster som vi kan använda för att ytterligare begränsa möjliga positioner. Här används en funktion som beskriver fiskens simhastighet. För detta ändamål används en halvnormal-fördelning eftersom det gör att vi kan verifiera parameteruppskattningarna med kända

simhastigheter för arten i fråga. Om fisken sällan stannar upp bör man överväga att använda en Log-normalfördelning istället.

Den stokastiska variabeln i halvnormalfördelningen ges här av avståndet mellan den nya, $\{X_T, Y_T\}$, och föregående, $\{X_{Tx}, Y_{Tx}\}$, sändarpositionerna dividerat med tidsskillnaden mellan de två sista sändningarna, $t_T - t_{Tx}$:

$$h(t_T, X_T, Y_T) = 2\varphi e^{-((\{X_T, Y_T\} - \{X_{Tx}, Y_{Tx}\}) / (t_T - t_{Tx}))^2 \varphi^2 / \pi}, \quad (\text{eq 6})$$

där $\varphi > 0$ bestämmer funktionens höjd och lutning. Eftersom denna täthetsfunktion inte är kopplad till någon specifik mottagar-ID inkluderar den inte spridningsfelen och den kommer inte att påverka den analytiska lösningen som beskriver spridningsfelen (eq. 5).

Förväntade signaltider

Slutligen inkluderas täthetsfunktionen av en likformig summa-fördelning (uniform sum-distribution) för att hantera tidsintervallen inom vilka sändaren slumpmässigt avger signalerna, vilket ges av tillverkaren av sändarna, för att förhindra att sändningstider accepteras utanför detta intervall. Observera att detta alternativ användes här eftersom våra sändare följde detta överföringsschema. Med fasta överföringsintervaller bör en Cauchy-fördelning centrerad kring noll föredras.

$$k(t_T, t_{Tx}) = \text{PDF}[\text{UniformSumDistribution}[\text{Floor}[(t_T - t_{Tx})/t_L], \{t_L, t_U\}], (t_T - t_{Tx})], \quad (\text{eq 7})$$

Med t_L och t_U som de nedre och övre tidsgränserna för det likformiga slumpmässiga överföringsintervallet.

Summering av logaritmerna för de beskrivna täthetsfunktionerna ger log-likelihood funktionen att använda i positioneringen.

$$LL = \sum_{i=1}^n (\text{Ln}[f] + \text{Ln}[g] + \text{Ln}[h]) + \text{Ln}[k] \quad (\text{eq 8})$$

Log-likelihood funktionen innehåller sex okända parametrar per position (X_T , Y_T , t_T , λ , θ , φ). Följaktligen behövs många mottagare för att få tillförlitliga uppskattningar för alla parametrar kopplade till varje sändarsignal. Parametern för simhastighet kan dock ställas in manuellt för att relatera rörelsehastigheten och beteendet till arten i fråga. Kända referensspår bör samlas in, helst både i början och i slutet av fältstudien för att möjliggöra korrekt inställning av θ -värdet (i Cauchy-fördelningen) i analyserna. Den exponentiella parametern, λ , beskriver

fördelningen av spridningsfelen, vilken är svårare att tolka eftersom dess funktion är att "suga åt sig" så mycket som möjligt av bruset ur felet i Cauchy-fördelningen. Denna egenskap kan variera från plats till plats inom området såväl som över tiden. Företrädesvis bör denna parameter uppskattas för varje signal tillsammans med sändarkoordinaterna och sändningstiden. Det kan vara en utmaning att hitta sändningstiden för närliggande signaler från sändare med slumpmässiga sändningsintervall eftersom sannolikheten är konstant inom intervallet och noll utanför. Vi använde sådana sändare och täthetsfunktionen som beskriver denna egenskap fungerade bra i våra analyser (Se kapitel 2.3).

Analys

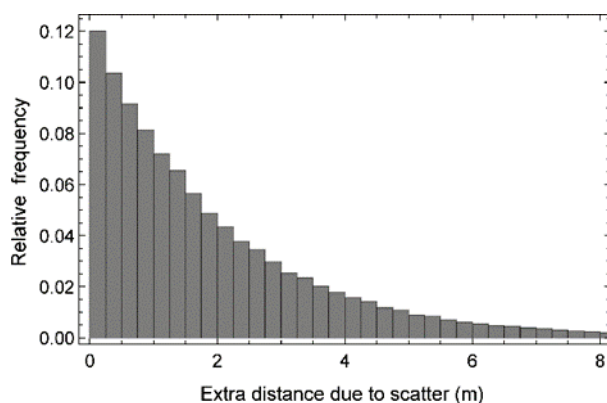
Skattning med maximum log-likelihood

För att snabba upp positioneringen använde vi en version av en stokastisk "hill climbing" algoritm. Det ursprungliga sökområdet var inställt på att täcka hela det relevanta området (dvs. det område där sändaren förväntas höras av mottagarna) och N-höjdmått (dvs. beräknad log-likelihood) beräknades slumpmässigt inom sökområdet. Sökområdet reducerades till 25 % och centrerades kring den högsta punkten och N nya höjdmått samlades in slumpmässigt. Denna procedur upprepades 10 gånger och det högsta värdet och tillhörande parametervärden användes som det slutliga svaret. Olika N-värden 32, 64, 128 och 256 testades, och 64 visade sig ge tillräcklig precision i analyserna. Fler än 10 itereringar per N-värde ökade beräkningstiden men konvergerade inte ytterligare de beräknade positionerna mot det kända referensspåret signifikant.

Metoden är enkel att implementera och parallellisera, och därmed snabb. Med den log-likelihood funktion som användes här kan det inte finnas avlägsna lokala eller globala maxima och därför är metoden tillförlitlig, och resultaten konvergerade mot de kända spåren i simuleringarna. Analyserna för att maximera Log-likelihood funktionen utfördes med hjälp av Mathematica ver. 12 (Wolfram Research, 2019).

Simuleringar

I simuleringsstudien användes samma gridlayout som i Baktoft m.fl. (2017), men här användes den storlek på avståndsberoende spridningsfel som uppskattats från en studie i nedre Umeälven 2018 (ca 1 % fel på avståndet), se kapitel 2.3. En exponentiell fördelning, $\text{ljdhastighet} \cdot \text{Exp}[150000/\text{distans}]$, användes för att efterlikna spridningsfelet i termer av avstånd (Figur 1). Jag gjorde inte en simultan maximering av varje helt spår, utan började i ena änden av spåret. Att starta simuleringen i en första utslumpad position resulterade i något som påminde om en "burn in" i Bayesisk analys, dvs att positioneringen ganska snabbt kom på rätt spår. Istället för att iterera för att söka konvergens i början av spåret fortsatte jag hela spåret och vände positioneringsriktningen för att få det slutgiltiga och kompletta spåret.



Figur 1. Fördelningen av spridningsfel, översatt till avstånd, när medelfelet uppgår till 1 % av avståndet och avståndet mellan sändaren och mottagaren är 200 m. De underliggande antagandena för detta mönster är att spridningsfelet följer en exponentiell fördelning och är direkt proportionellt mot avståndet.

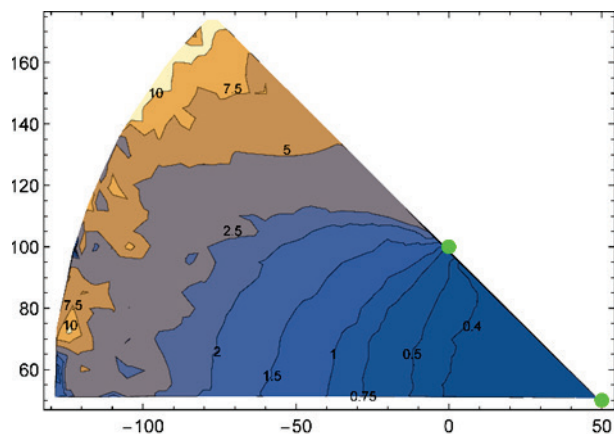
Resultat

Positioneringstid

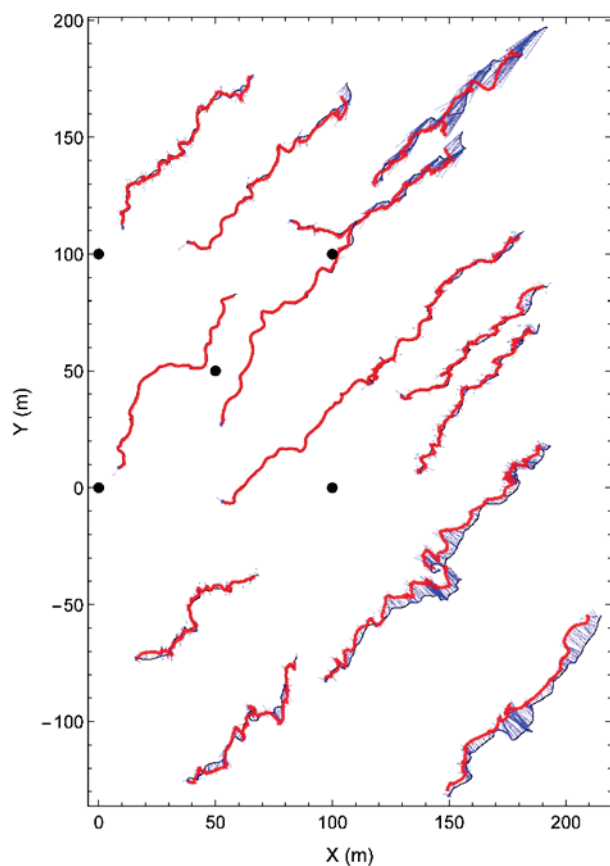
En fördel med metoden är att den konvergerar snabbt. I simuleringsstudien med fem mottagare tog det ca 0,03 s att beräkna en enskild position med en åttakärnig arbetsstation (2,6 GHz).

Simuleringsstudien

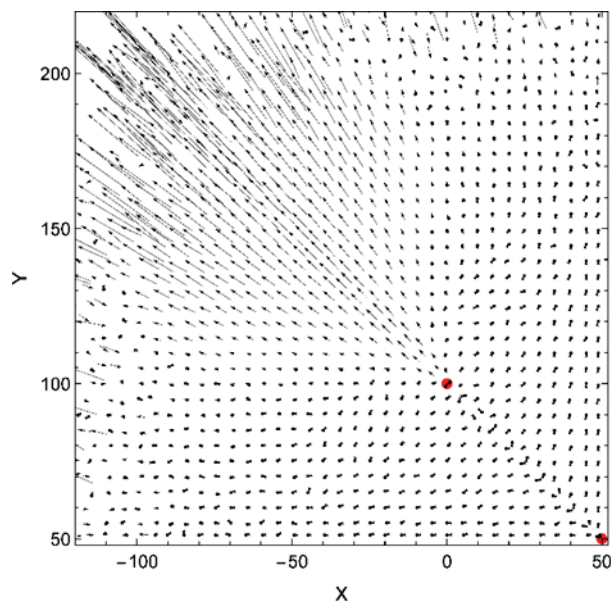
Med denna positioneringsmetod var positioneringsfelet litet inom mottagargridden, som mest $\pm 0,5$ m (Figur 2). Positioneringen gav även relativt god precision upp till 100 m utanför griddens sidor, som mest $\pm 2,5$ m fel. Däremot blev precisionen sämre utanför hörnen i diagonalens riktning, med ca ± 5 m fel ca 50 m utanför hörnen (Figur 2, men se även Figur 3). Eftersom storleken på felet är systematiskt bör det till viss del vara möjligt att justera för med korrektionsfaktorer beräknade utifrån referensspårens placering i förhållande till mottagarnas placering, se Figur 4.



Figur 2. Konturer som visar medianpositioneringsfelet (m) i mottagargriddens övre vänstra 1/8. De gröna prickarna betecknar det övre vänstra hörnet och centrummottagaren i den kvadratiska griddens med fem mottagare. Skalan på x- och y-axlarna anges i meter.



Figur 3. Exempelspår från simuleringarna. Tunn svart linje betecknar det sanna spåret, blå linjer visar avvikelserna och de röda linjerna anger 9-punkts glidande medelvärden för positioneringsresultaten. Svarta prickar representerar mottagarna. Skalan på x- och y-axlarna anges i meter.



Figur 4. Medianvektorer som visar den justering som behövs för korrekt positionering i mottagarnätets övre vänstra kvadrant. De röda prickarna betecknar de fem mottagarnas övre vänstra och centrala position. Skalan på x- och y-axlarna anges i meter.

Diskussion

Metoden bygger på antagandet att spridningsfelens storlek kan beskrivas av en exponentialfördelning. Den fördelningen kan vara väldigt flack så att metoden fungerar när felen är ungefär lika stora, men den kan även vara väldigt brant så att den fungerar när de flesta signaler har ett litet tidsfel medan en del av signalerna har betydligt större fel. Genom att dela upp tiden från dess att signalen sändes till dess att den registrerades på de enskilda mottagarna i transporttid + tidsfel har det visat sig att det går att räkna ut tidsfelen med hjälp av analytiska funktioner i kombination med maximering av den statistiska log-likelihood funktionen.

I grunden är metoden en statistisk metod som går ut på att maximera en log-likelihood funktion. För bästa resultat borde man maximera funktionen för samtliga positioner samtidigt, men det har visat sig att metoden är mycket effektiv på att söka upp sändarens positioner och sedan följa sändarens positioner trots att man analyserar en position åt gången, givet att man utgår från den föregående positionen. Eftersom man inte vet var sändaren befinner sig i samband med den första registreringen kan man prova sig fram med några olika startpositioner. Metoden kommer därefter att närma sig sändarens spår som om den aktuella positionen vore magnetisk. Det går att prova sig fram med startpunkten men ett enklare och snabbare sätt är att man fortsätter spåret så långt det går (med hög upplösning). Därefter vänder man på analysen och följer spåret åt andra hållet.

Med denna metod är det osannolikt att få lika stora "outliers" som ofta erhålls med metoden av Smith (2013). På motsvarande sätt som med Baktofts et al. (2017) metod går det att få rimliga positioner även med tidsangivelser från enbart en eller två mottagare, men då får det bara vara enstaka signaler omgivet av signaler som

registrerats på minst tre mottagare. Den stora fördelen med den nya metoden är att den är betydligt snabbare än Baktofts et al. (2017) metod.

Referenser

- Baktoft, H., K. O. Gjelland, F. Okland, and U. H. Thygesen. 2017. Positioning of aquatic animals based on time-of-arrival and random walk models using YAPS (Yet Another Positioning Solver). Scientific Reports 7.
- Smith, Frank. 2013. Understanding HPE in the VEMCO Positioning System (VPS), VEMCO.
- Wolfram Research. 2019, Inc. (www.wolfram.com), Wolfram Programming Lab, Champaign, IL.

Bilaga 7 Biologisk mångfald i reglerade strömsträckor

Denna del är en bilaga till kapitel 3.2 "Biologisk mångfald i reglerade strömsträckor". Resultaten finns i skrivande stund som ett manuskript som ska skickas in till en vetenskaplig tidskrift. Delar av resultaten har analyserats i ett examensarbete i biologi:

Anders Aalto. 2021. Biodiversity and habitat conditions in reaches with high flow velocity along gradients in hydrological and geomorphological alteration – a study of six rivers in Sweden. Master thesis in ecology, 30 hp, Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. Länk: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1521208/FULLTEXT01.pdf>

Bilaga 8 Betydelsen av landskapet för kvaliteten hos biflöden

Denna del är en bilaga till kapitel 3.3 "Betydelsen av landskapet för kvaliteten hos biflöden". Ett manuskript är inskickat för vetenskaplig publicering. Det finns i nuläget att läsa som preprint:

Bowes, R., Bergman, E., Donadi, S., Greenberg, L., Sandin, L., & Lind, L. (2022, August 13). Implications of landscape characteristics for tributary quality and importance. <https://doi.org/10.31219/osf.io/teh3u>

Bilaga 9 Biflödesmynningar som hotspots för biologisk mångfald

Denna del är en bilaga till kapitel 3.4 "Biflödesmynningar som hotspots för biologisk mångfald". Fiskundersökningarna finns tillgängliga som en preprint:

J. Näslund R. Bowes, L. Sandin, E. Bergman, L. Greenberg. 2022. Sediment substrate size influences fish diversity in tributary mouth areas in impounded boreal rivers in Sweden. bioRxiv 2022.06.30.498239; doi: <https://doi.org/10.1101/2022.06.30.498239>

Resultaten om strandvegetation finns i skrivande stund som ett manuskript som ska skickas in till en vetenskaplig tidskrift. Delar av resultaten har analyserats i ett examensarbete i biologi:

Walter Gezelius. 2021. The significance of tributary mouths for species richness and composition in riparian vegetation of regulated rivers. Bachelor thesis in Biology, 15 hp. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. Länk: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1568489/FULLTEXT01.pdf>

Bilaga 10 Jämförelse mellan e-DNA och elfiske

Denna del är en bilaga till kapitel 3.5 "Jämförelse mellan e-DNA och elfiske". Resultaten finns i skrivande stund som ett manuskript som ska skickas in till en vetenskaplig tidskrift.

I tabell 1 nedan listas alla artiklar som ingår i analyserna, med koder som används i kapitel 3.5 och länkar till de fullständiga artiklarna.

Tabell 1. Studier inkluderade i sammanställningarna

Kod	Första författare	År	Länk
anto.20	Antognazza	2020	https://doi.org/10.1002/edn3.136
atki.18	Atkinson	2018	https://doi.org/10.1002/aqc.2931
bald.17	Baldigo	2017	https://doi.org/10.1080/00028487.2016.1243578
byle.16	Bylemans	2016	https://doi.org/10.1007/s10530-016-1203-5
byle.18	Bylemans	2018	https://doi.org/10.3897/mbmg.2.30457
cham.17	Chambert	2017	https://doi.org/10.1002/ece3.3764
chin.21	Chin	2021	https://doi.org/10.1002/nafm.10625
civa.16	Civade	2016	https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157366
cons.21	Consuegra	2021	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148054
czeg.21	Czeglédi	2021	https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107952
davd.21	David	2021	https://doi.org/10.1080/03014223.2021.1905672
evan.17	Evans	2017	https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1276329
fern.19	Fernandez	2018	https://doi.org/10.1002/aqc.3238
foss.19	Fossøy	2019	https://doi.org/10.1002/edn3.45
gout.20	Goutte	2020	https://doi.org/10.1111/jfb.14383
grif.20	Griffiths	2020	https://doi.org/10.1111/jfb.14497
hall.21	Hallam	2021	https://doi.org/10.1002/edn3.241
hauc.19	Hauck	2019	https://doi.org/10.1002/edn3.26
hemp.20	Hempel	2020	https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00081
hinl.18	Hinlo	2018	https://doi.org/10.1007/s10530-018-1760-x
itak.19	Itakura	2019	https://doi.org/10.6620/ZS.2020.59-17
itak.20	Itakura	2020	https://doi.org/10.1002/aqc.3058
koel.20	Koel	2020	https://doi.org/10.3390/w12061629
limx.16	Lim	2016	https://doi.org/10.1098/rsos.160635
maso.21	Mason	2021	https://doi.org/10.1002/edn3.133
mauv.20	Mauvisseau	2020	https://doi.org/10.1002/edn3.92
mcco.21	McColl-Gausden	2021	https://doi.org/10.1111/mec.15644
mcde.19	McDevitt	2019	https://doi.org/10.1111/jfb.14053
mcke.16	McKelvey	2016	https://doi.org/10.1111/jfb.12863
milh.21	Milhau	2021	https://doi.org/10.1111/jfb.14190
mine.21	Minett	2021	https://doi.org/10.1002/edn3.151
mori.19	Morita	2019	https://doi.org/10.1007/s10750-019-3891-1
muha.21	Muha	2021	https://doi.org/10.3389/fevo.2021.629217
nobl.15	Noble	2015	https://pestsmart.org.au/wp-content/uploads/sites/3/2020/06/eDNA_tilapia_surveillanceFINAL.pdf
nogu.20	Nogueira-Tavares	2020	https://doi.org/10.1007/s10530-020-02281-x
olds.16	Olds	2016	https://doi.org/10.1002/ece3.2186
ostb.19	Ostberg	2019	https://doi.org/10.1002/edn3.15
pena.21	Penaluna	2021	https://doi.org/10.1002/ecs2.3332
pere.17	Perez	2017	https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1342721
pigg.21	Piggott	2021	https://doi.org/10.1002/aqc.3474

pill.13	Pilliod	2013	https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0047
pont.18	Pont	2018	https://doi.org/10.1111/jfb.14176
pont.21	Pont	2021	https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8
robi.19	Robinson	2019	https://doi.org/10.1002/nafm.10344
rogh.17	Roghair	2017	https://www.srs.fs.usda.gov/catt/pdf/nc/2017_nc_bkt_e_dna_catt_report.pdf
schu.19	Schumer	2019	https://doi.org/10.1007/s10530-019-02056-z
sepu.19	Sepulveda	2019	https://doi.org/10.1002/edn3.23
sepu.21	Sepulveda	2021	https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0182
snyd.20	Snyder	2020	https://doi.org/10.3897/mbmg.4.53455
spea.21	Spear	2021	https://doi.org/10.1002/edn3.94
stri.19	Strickland	2019	https://doi.org/10.1007/s10750-018-3723-8
thal.18	Thalinger	2018	https://doi.org/10.1007/s35147-018-0009-z
vale.16	Valentini	2016	https://doi.org/10.1111/mec.13428
wilc.16	Wilcox	2016	https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.023
wilc.18	Wilcox	2018	https://doi.org/10.1002/ecs2.2500
wils.14	Wilson	2014	https://doi.org/10.3391/mbi.2014.5.3.05

FÖRBÄTTRING OCH UTVÄRDERING AV KONNEKTIVITET OCH HABITAT- KVALITET FÖR HÅLLBAR VATTEN- KRAFT

Vattenkraften är viktig för Sveriges omställning till fossilfri elproduktion. För att öka vattenkraftens hållbarhet som energikälla behövs miljöåtgärder som gör att elproduktionens miljöeffekter minimeras där det är möjligt. Regleringen av vattenflöden leder ofta till att vattendragens ekosystem förändras med förlust av biologisk mångfald och ekosystemfunktioner. Det här projektet har tagit fram och utvärderat åtgärder som har potentialen att öka den biologiska mångfalden i reglerade vattendrag, samt att förbättra fiskars vandringsmöjligheter med fortsatt vattenkraftsproduktion. Projektets övergripande mål har varit att ta fram åtgärder, verktyg och metoder för att förbättra miljön i utbyggda vattendrag utan att det leder till någon betydande negativ påverkan på elproduktionen.

Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. www.energiforsk.se



Energiforsk