

EKOLOGISKA OCH EKONOMISKA STRATEGIER FÖR OPTIMERING AV VATTENKRAFTSRELATERADE MILJÖÅTGÄRDER, EKOLIV

RAPPORT 2017:450



KRAFT OCH LIV I VATTEN



Ekologiska och ekonomiska strategier för optimering av vattenkraftsrelaterade miljöåtgärder, EKOLIV

LEONARD SANDIN, ERIK DEGERMAN, JAKOB BERGENGREN, ING-MARIE GREN, PETER CARLSON,
SERENA DONADI, MIKAEL ANDERSSON, STINA DRAKARE, EMMA GÖTHE, RICHARD K.
JOHNSON, MARIA KAHLERT, JOEL SEGERSTEN, BRENDAN MCKIE, DAVID SPJUT, WONDIMAGEGN
TAFESSE TIRKASO, CARL TAMARIO, CRISTINA TRIGAL, EDDIE VON WACHENFELDT

ISBN 978-91-7673-450-6 | © ENERGIFORSK december 2017

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: kontakt@energiforsk.se | www.energiforsk.se

Förord

Motivet för projektet EKOLIV var att blicka bakåt och utvärdera effekt som olika miljöåtgärder inom vattenkraften har gett upphov till i praktiken, för att på så sätt identifiera verksamma åtgärdsstrategier.

Projektet bedrevs inom programmet Kraft och liv i vatten (KLIV). Programmet bekostas av vattenkraftföretagen, Havs- och vattenmyndigheten samt Energimyndigheten. I KLIVs programgrupp, som följer verksamheten, finns även Vattenmyndigheterna representerade.

Projektet utfördes av fyra institutioner på Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) samt Länsstyrelsen i Jönköpings län. Projektledare var Leonard Sandin, som tillsammans med Erik Degerman, Serena Donadi, Carl Tamaro och Mikael Andersson tillhör Institutionen för akvatiska resurser (SLU). Från Institutionen för vatten och miljö (SLU) har Peter Carlson, Emma Göthe, Joel Segersten, Stina Drakare, Maria Kahlert, Richard K. Johnson och Brendan McKie deltagit i projektet. Från Institutionen för ekonomi (SLU) har Ing-Marie Gren och Wondmagegn Tafesse Tirkaso och från ArtDatabanken (SLU) har Cristina Trigal och Eddie von Wachenfeldt deltagit i projektet. Från Länsstyrelsen i Jönköpings län är det Jakob Bergengren och David Spjut som varit projektdeltagare.

Forskningsprogrammet styrgrupp (programgrupp) bestod av Johan Tielman (ordförande), Uniper AB, Birgitta Adell, Fortum AB, Angela Odelberg, Statkraft Sverige AB, Richard Holmgren, Vattenfall vattenkraft AB, Niklas Egriell, Havs- och vattenmyndigheten, Ingemar Perä, Vattenmyndigheterna Bottenvikens vattendistrikt, Linn Sjöström (adjungerad) Energimyndigheten, Fredrik Brändström (adj.), Energimyndigheten, Sara Sandberg (adj.), Energiforsk, Fredrik Martinsson (adj.), Energiforsk. Suppleanter var Inger Poveda-Björklund, Havs- och vattenmyndigheten, Erik Sparrevik, Vattenfall vattenkraft AB, Åke Henriksson, Uniper, Åke Bengtsson, Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt, Marco Blixt, Fortum AB, Mikael Lindström, Statkraft Sverige AB och Ingela Lindqvist(adj.), Energimyndigheten.

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattaren/-författarna som ansvarar för innehållet och publiceringen innebär inte att Energiforsk har tagit ställning till innehållet.

Sammanfattning

Vattenkraften i Sverige svarar ett normalår för cirka 44 % (65,5 TWh) av Sveriges totala elproduktion på cirka 150 TWh i cirka 2100 anläggningar. Regeringen har nyligen utökat målet för produktionen av förnybar energi till 50 % av den totala energiproduktionen till år 2020, för att uppfylla EU:s direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor (2009/28/EG). För att nå detta mål kommer vattenkraften fortsatt vara en viktig del av Sveriges förnybara elproduktion. Samtidigt har vattenkraft en tydlig negativ inverkan på vattenekosystemen, där de två huvudfaktorerna av påverkan från vattenkraft är förändrade flöden och fragmentering av vattenlandskapet. Att återställa en naturlig flödesregim och att tillförsäkra fri spridning av växter, djur, mineraler och sediment är därför prioriterat vid restaurering kopplat till vattenkraft. Den mest drastiska och för vattenekosystemet bästa åtgärden är att återskapa ursprungsläget och riva ut kraftverk och damm. Detta bidrar till att barriär- och regleringseffekter försvinner och att onaturliga vattenmagasin tas bort.

I EKOLIV projektet har vi utvärderat genomförda restaureringsåtgärder kopplat till vattenkraft, eller åtgärder som skulle kunna ske som kompensationsåtgärder vid vattenkraftverk. Detta har skett genom litteraturstudier, metaanalyser och modellering av biotopvårdande åtgärder, lokal miljöanpassning av flöden och kontinuitetsskapande åtgärder. En viktig slutsats från EKOLIV projektet är att oavsett vilken akvatisk restaureringsåtgärd som genomförts saknas idag ofta en adekvat uppföljning. När, var, hur och hur ofta är viktiga frågor att svara på inför utformningen av ett uppföljningsprogram. Vedertagna och standardiserade metoder bör alltid användas för insamling av data om den fysiska miljön och biota och resultaten skall rapporteras till ansvariga datavärddar om sådana finns. Den ofta rekommenderade designen vid uppföljning (BACI) bör om möjligt användas, men är inte alltid lämplig på grund av svårigheten att hitta bra referenslokaler.

I EKOLIV analyserades ett antal olika datakällor med information om restaureringsåtgärder. Bland annat den Nationella åtgärdsdatabasen för sötvatten. Majoriteten av åtgärderna i databasen bedömdes, vid en subjektiv bedömning av Länsstyrelsen, ha haft en positiv effekt på åtgärdens målart, i de allra flesta fall öring. Åtgärder kopplade till kontinuitet och vandringshinder bedömdes ha större positiv effekt än habitatförändrande åtgärder, men vid en ekonomisk analys visade sig dessa åtgärder också vara de mest kostsamma. Ju längre tid som gått sedan åtgärden genomfördes desto större var sannolikheten att åtgärden börjat ge en positiv effekt. Låga kostnader i kombination med stor variation i ekologisk effekt vid biotopförbättrande åtgärder pekar på vikten av att väga kostnader mot sannolikheten att uppnå önskat resultat vid en restaureringsåtgärd.

I en annan delstudie analyserades fiskfaunan i 68 torrfåror vilken visade att fåror med en fastställd minimitappning hade högre artrikedom, mängd fiskar och bättre ekologisk status än fåror utan fastställd minimitappning. Laxfiskar gynnades

relativt generalister som abborre, gädda och mört. Fårar med minimitappning tycktes också ha ökad motståndskraft mot ytterligare mänsklig påverkan som störningar i kantzonen och regionala avvikelser i flödesregim. Annan negativ påverkan, som undermålig kantzon, förstärkte istället den negativa effekten av avsaknad av minimivattenföring. Detta innebär att en fastställd minimivattenföring bör åtföljas av kompletterande restaurering av vattendraget och dess kantzon för att ge mesta ekologisk nytta.

En metaanalys av effekterna av dammutrivningar som inkluderar 33 dammutrivningsstudier från USA, Sverige och Asien visade att det var en tydlig respons efter dammrivning på bottenfaunasamhället både nedströms, i det forna dammläget och uppströms i vattendragen. I alla tre områden kring dammen ökade antalet taxa kopplade till strömhabitat. Undersökningar uppströms den rivna dammen genomfördes oftast för att använda dessa resultat som referens till förändringar nedströms, men även här förelåg alltså effekter av dammutrivningen, troligen genom ökad vattenhastighet i systemet. En annan analys av data från elfisken uppströms 30 etablerade fiskvägar i Sverige visade tydliga positiva effekter på lax. Det visade sig svårt att hitta fiskvägslägen med elfiskeundersökningar både före och efter fiskvägens etablering och med undersökningar både upp- och nedströms. Det visar återigen på vikten av att på ett adekvat sätt utvärdera genomförda åtgärder.

En analys av elfiskedata från 63 restaureringsprojekt med fokus på biotopåtgärder med fiskdata före och efter åtgärd visade på relativt små effekter, speciellt efter flottledsrestaurering och lekplatsförbättring. Något som kan ha sin förklaring i att uppföljningen inte är utformad för att kunna detektera en förändring, dels på grund av för kort uppföljningstid efter åtgärden, eller på grund av val av provtagningslokal för uppföljning. I en annan analys av elfiskedata från 30 omlöp visade det sig att omlöpen fungerade bra som strömhabitat för fisk och nådde motsvarande fisktätheter i jämförelse med närliggande strömsträckor. Tätheten av gädda var dock signifikant lägre, vilket borde vara gynnsamt för passerande fiskar. Vid en kostnadseffektivitetsanalys av tappning och spill i vattenkraftverk rapporterade 58 % av anläggningarna med ett program för minimivattenföring en minskning i elproduktionen. Den ekonomiska analysen visade att sannolikheten för kostnader i form av produktionsbortfall vid minimivattenföring var lägre i förhållandevis små kraftverk med hög naturlig flödes hastighet och lång torrfåra. Denna typ av vattendrag och kraftverk är därför högst intressanta för fortsatt analys av rådande riktlinjer kontra riktlinjer med fokus på ekologiska effekter.

Den sammanfattande strategin kring restaureringsåtgärder inkluderar nyckeltermerna som holistiskt arbetssätt, bristanalys och kritiska habitat. Vi rekommenderar att man först åtgärdar flödes- och kontinuitetsproblem, det senare om kritiska habitat för arter finns kvar, men inte kan nås p.g.a. hindrande strukturer i vattendragen. Habitatåterställning prioriteras om de båda tidigare faktorerna är uppfyllda. Dammutrivning och minimitappning i torrfåror gav stark positiv respons på faunan, habitatåterställning svagare. Både våra egna studier och litteraturgenomgång visar att positiva effekter av genomförda restaureringsåtgärder tar tid, vilket innebär att man bör förvänta sig och utvärdera genomförda åtgärder först efter flera år.

Summary

Hydropower constitutes in a normal year circa 44% (65.5 TWh) of Sweden's total electricity production of 150 TWh in some 2100 hydropower plants. The Swedish government has recently increased the goal for production of renewable energy to 50% of the total energy production by 2020, to fulfill EUs Renewable energy directive (2009/28EG). Hydropower production will continue to be an important part of Sweden's renewable energy production in order to reach this goal. At the same time hydropower production has a negative effect on aquatic ecosystems, where the two main negative factors are changes in flow and fragmentation of the water landscape. The restoration of a natural flow regime and secure free flow of plants, animals, minerals and sediment are therefore prioritized in restoration measures connected to hydropower. The most drastic and for the aquatic ecosystem best measure is the removal of the dam and turbines. This contributes to the elimination of barrier effects and hydrological regulatory effects and the removal of unnatural water reservoirs.

In the EKOLIV project we evaluated completed restoration measures related to hydropower production. This was done through literature studies, meta-analyses and modelling of biotope restoration measures, local adaptation of flow and measures creating increased continuity. An important outcome of the EKOLIV is the notion that irrespective of what kind of restoration measure that has been done, an adequate follow up of the results are often missing. When, where, how and how often are important questions to answer when setting up an assessment program for restoration projects. Standardized methods should be used for the collection of data of the physical environment and biota, and the results should be reported to "data hosts" if such exists. The recommended design (BACI) should be used if possible, but can sometimes not be used because of lack of adequate reference sites.

In the EKOLIV project we analyzed several databases with information regarding restoration measures. Amongst them the Swedish national restoration database for freshwaters. The majority of the restoration measures in the database were deemed to have a positive effect on the target species (nearly always trout) in a subjective assessment by the Local County board. Measures related to continuity and migration barriers were deemed to have a larger positive effect compared to habitat restoration measures (when analyzing the cost these ecologically effective measures were also the most expensive). The longer time after the restoration the evaluation had been performed, the larger the probability that there were positive effects of the restoration. Low cost in combination with large variation in ecological effect when doing habitat restoration measures indicates to the importance of weighing cost against the probability of a positive effect of the measure.

We analyzed the fish fauna in 68 more or less dry natural river beds downstream of power plants. Here we showed that a minimum flow regulation meant that the river stretch had higher fish diversity, number of individuals and better ecological

status than dry-river stretches without such regulated flow. Salmonids were favored in relation to perch, pike and roach by set minimum flow regulation rules. Dry rivers with a set minimum flow also seemed to have a higher resistance to other human perturbation such as disturbance in the riparian zone and regional deviations in regional flow patterns. Other negative effects such as low quality riparian zones did enhance the negative effects of lack of a minimum flow regime. Thus set minimum flow requirements should be accompanied by complementing restoration measures in the stream or river and in the riparian zone.

A meta-analysis of the effects of dam removals including 33 studies in the US, Sweden and Asia showed a clear response of the removal of the dam downstream, in the reservoir and upstream of the dam. Sampling upstream of the dam was often done to serve as a reference to potential effects downstream but there were often an effect of the dam removal in this area probably caused by increased flow. Another study of electrofishing data upstream of 30 established fish passages in Sweden showed clear positive effects on salmon and less clear effects on brown trout. It was difficult to find data according to the BACI design with electrofishing data from both before and after the fish passage had been installed and with control as well as impacted sites sampled. This further enhances the importance of adequate studies to evaluate the effects of restoration measures.

We evaluated electrofishing data in relation to habitat restoration from 63 Swedish restoration projects with fish data before and after the restoration. This showed relatively weak effects, especially regarding timber floating restoration and the restoration of fish spawning sites. A problem was that often the data available was not designed to detect these kinds of effects. Possibly there were too short time to follow up any positive restoration effects, and the sampling sites available for evaluation did not suit the evaluation being done. When analyzing 30 technical fish passages it turned out that the passages were suitable as stream habitat for fish and the number of individuals was similar to natural stream sections nearby. The abundance of pike, however, was lower in the fish passages which should favor migrating fish. A cost-efficiency analysis of release of water and water spill at hydropower plants showed that 58% of the plants with a minimum flow scheme also had a decrease in electricity production. The economic analysis showed that the loss of production was less in smaller hydropower plants with a high natural flow regime and a long dry river stretch. This type of hydropower plant and river type is therefore of interest for a continued analysis of current minimum flow regulations in relation to flow regulations focusing on ecological effects.

Our suggested strategy for restoration measures related to hydropower includes the key terms: a holistic approach, gap analysis, and key habitats. We recommend to first taking care of flow- and continuity problems, the latter when key habitats still exists but cannot be reached by the organisms because of obstructing structures in the watercourse. Habitat restoration is prioritized in those instances where both flow and continuity is not an issue. Dam removals and minimum flow regimes had a strong positive effect on the fauna whereas habitat restoration had a weaker effect. Our own data studies as well as our literature studies showed that there is often a lag effect before positive effects of the restoration can be seen and that evaluation of restoration measures will take time, often several years.

Innehåll

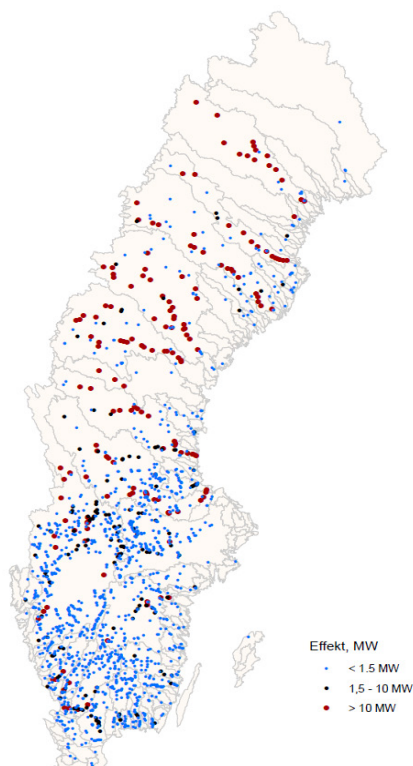
1	Introduktion	9
1.1	Vattenkraft i Sverige	9
1.2	Vattenkraftens generella påverkan på vattenekosystemen	10
1.3	Påverkan på organismgrupperna bottenfauna, stormusslor & fisk	13
1.4	Restaurering av vattenekosystem	17
1.5	Restaurering kopplat till vattenkraft	19
1.6	Vattenkraft och Ekosystemtjänster	21
2	UPPFÖLJNING AV ÅTGÄRDER	23
2.1	Introduktion	23
2.2	Hur följer man upp åtgärder i vatten	24
2.3	Provtagningsmetod, Statistisk design och variation	25
2.4	Responsvariabler	27
3	UTVÄRDERING AV GENOMFÖRDA ÅTGÄRDER	28
3.1	Ekologisk och ekonomisk effektivitet i vattendragsrestaurering	28
3.1.1	Sammanfattning	28
3.1.2	Ekologisk effektivitet vid vattendragsrestaurering	28
3.1.3	Kostnadseffektivitet vid vattendragsrestaurering	40
3.2	Miljöanpassade flöden	50
3.2.1	Sammanfattning	50
3.2.2	Lokalt anpassat flöde i torrfåror	51
3.2.3	Ekonomisk analys av flöden i torrfåror	70
3.3	Återställd konnektivitet	77
3.3.1	Sammanfattning	77
3.3.2	Dammutrivning	77
3.3.3	Effekten av fiskvägar på rekrytering av fisk	92
3.4	Habitatåterställning	100
3.4.1	Sammanfattning	100
3.4.2	Biotopvård	100
3.4.3	Omlöp som nytt strömhabitat	113
4	ANALYS OCH DISKUSSION	125
4.1	Bakgrund	125
4.2	Kontinuitetssförbättringar	126
4.3	Lokalt miljöanpassade flöden	127
4.4	Habitarestaurering (Biotopvård)	128
4.5	Generaliserbarheten av resultat	129
4.6	Strategi för val av åtgärder	130
4.7	Kunskapsluckor och forskningsbehov	133
5	REFERENSER	135
6	ERKÄNNANDE	153

1 Introduktion

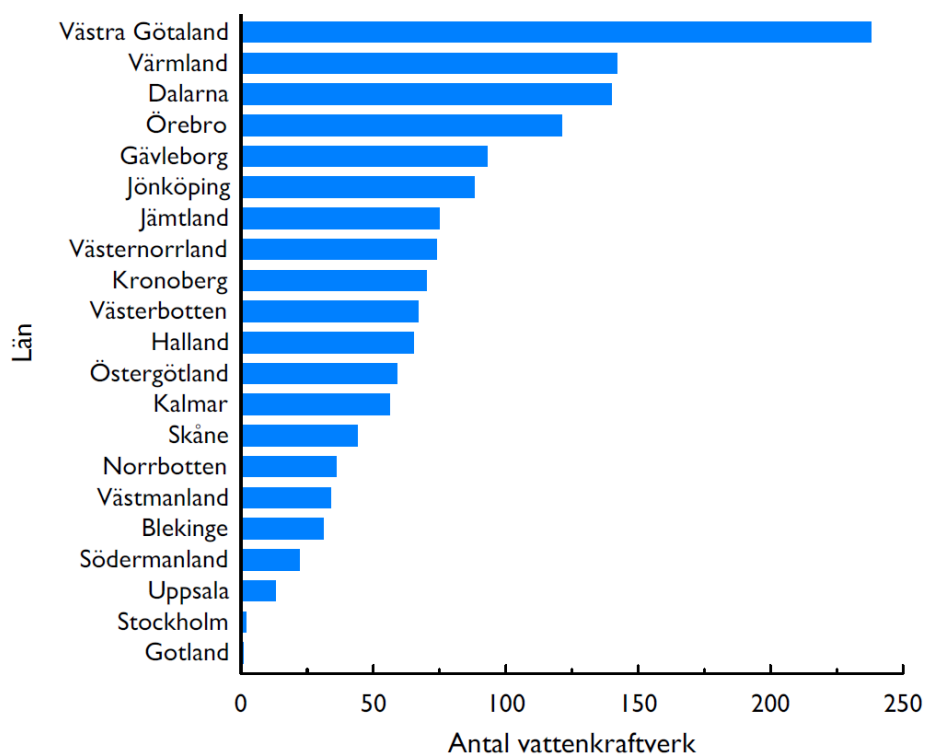
- Vattenkraften svarar för cirka 44 % av Sveriges totala elproduktion.
- I dagsläget är ofta vattenkraften exkluderad från att vara en ekosystemtjänst och är snarare betraktad som en vattenrelaterad samhällsnytta.
- Vattenkraft har en tydlig negativ inverkan på vattenekosystemen.
- De två huvudfaktorerna av påverkan från vattenkraft är förändrade flöden och fragmentering av vattenlandskapet (på grund av dämmen och konstgjorda lugnvatten).
- Kapitlet ger en kortfattad litteraturöversikt av vattenkraftens påverkan på olika djurgrupper.

1.1 VATTENKRAFT I SVERIGE

Vattenkraften svarar ett normalår för cirka 44 % (65,5 TWh) av Sveriges totala elproduktion på cirka 150 TWh i cirka 2100 anläggningar. De stora kraftverken är koncentrerade till norra Sverige (Figur 1), medan antalet kraftverk är störst i västra Sverige (Figur 2).



Figur 1. Fördelning av effekten i olika kraftverk fördelat över landet. 206 kraftverk över 10 MW producerar 95 % av all vattenkraft.



Figur 2. Fördelning av antalet kraftverk per län.

Regeringen har nyligen utökat målet för produktionen av förnybar energi till 50 % av den totala energiproduktionen till år 2020. Detta för att uppfylla EU:s direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor (2009/28/EG). För att nå detta mål kommer vattenkraften fortsatt vara en viktig del av Sveriges förnybara elproduktion.

Samtidigt som vi skall uppfylla förnybarhetsdirektivet skall vi också uppfylla de svenska miljömålen såsom Levande sjöar och vattendrag och Ett rikt växt- och djurliv, samt EU-direktiven kopplade till inlandsvatten; ramdirektivet för vatten (direktiv 2000/60/EG) och art- och habitatdirektivet (92/43/EEG). Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har tillsammans med Energimyndigheten kommit med en nationell strategi för åtgärder i vattenkraften där miljöförbättrande åtgärder i vattenkraftverk får ta maximalt 1.5 TWh eller 2,3 % av vattenkraftens årsproduktion i anspråk.

1.2 VATTENKRAFTENS GENERELLA PÅVERKAN PÅ VATTNEKOSYSTEMEN

Generellt kan sägas att vattenkraften har betydande inverkan på vattenekosystemet utifrån en mängd perspektiv (Figur 3), men att den exakta påverkan skiljer mellan olika typer av anläggningar och vattendrag eller sjöar. Effekterna beror av typen av kraftverk samt vattenreglering och berör både närområdet och vattensystemet som helhet. Speciellt för botten djur har man sett väldigt varierande resultat mellan olika typer av vatten. Detta berörs vidare nedan.



Figur 3. Underlag översatt till svenska från: "CIS Hydromorphology, Drafting group, 2006: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive", 65 s. Både ESHA, den europeiska branschorganisationen för småskalig vattenkraft och EUROELECTRIC, Den europeiska "Svensk Energi" var med i drafting group för detta dokument.

Ett oreglerat vattendrag har ett relativt jämnt vattenflöde där hög- och lågflöden styrs av säsongsbetonade faktorer, såsom nederbörd, lufttemperatur och solinstrålning. Dessa årligt återkommande flödesmönster reglerar många biologiska processer (översvämning, fiskvandring, utvecklingsstadier hos insekter m.m.) och spelar därmed en viktig roll för vattenekosystemets balans (Näslund m.fl. 2013a). Högflöden, som i oreglerade vattendrag inträffar vid snösmältningen under våren och försommaren (i områden där snö ackumuleras under vintern), skapar möjlighet för ett viktigt utbyte mellan land och vatten genom de översvämningar de oundvikligen bidrar till. Den tillfälligt höga vattenföringen bidrar till årsregelbundna störningar och skapar förutsättningar för en stor diversitet, både i vattnet och i strandzonen. I vattendrag där ett reglersystem finns kopplat till kraftuttaget förändras detta flödesmönster. I ett reglerat vattendrag lagras vattnet till tillfällena när elbehovet är stort, till exempel under vintern. Detta innebär dels att de viktiga vårflödena ofta uteblir eller blir lägre och att vattenflödet styrs till årets kallaste del, dels att vattenföringen regleras mellan låga och höga flöden och att medelvattenflödet där emellan uteblir. Storleken på regleringen kan också skilja kraftigt mellan vattenkraftanläggningar.

Ett flödesmönster där endast låg- och högvattenföring förekommer skapar en instabil vattenmiljö (Degerman 2008, Hvidsten 2014). Vid högvattenföring bidrar vattenenergin till att fördjupa den ursprungliga fåran och öka risken för ras längs kanterna då sten och grus förs med nedströms. Risken är också stor att djur och

växter inte kan stå emot flödet och driver nedströms. Lågvattenföringen, som dominerar under året, har motsatt effekt. En lugnare vattenhastighet gör att partiklar som förs med i vattnet stannar upp tidigare och sedimenterar på botten. Detta ökar andelen botten med finkornigt material och skapar uppgrundningar. Ett sådant täcke av finkornigt material kan försvåra för exempelvis stormusslor att etablera sig på botten. Utläcket av finkornigt material är förhöjt i de flesta vattendrag på grund av olika typer av förändrad markanvändning som beror på mänsklig påverkan, vilket ytterligare påverkar sedimentation av finkornigt material på potentiellt känsliga botten.

Ett generellt minskat vattenflöde leder rimligtvis till att diversiteten av vattenmiljöer med strömhabitat minskar. Detta försvårar för specialiserade strömlevande arter i konkurrensen med generalistiska arter och leder till ett förändrat organismsamhälle, oftast mer artfattigt än tidigare (Ericsson m.fl. 2012, Henricsson m.fl. 2012). I vattenmagasin och nedströms kraftverk i reglerade vattendrag ökar även predationen från gädda på andra fiskar, eftersom de jaktbara ytor ökar med ett lugnare och mer oregelbundet vattenflöde.

Utöver att regleringen påverkar de årsvisa flödesmönstren förekommer även flödespulser i mindre tidsintervall vid vissa kraftverk. Vid så kallad korttidsreglering sker förändring av vattenflödet från en timme till en annan. Detta görs för att kraftbolagen ska kunna leverera utlovad effekt till elnätet. Organismerna i vattnet nedströms verken måste på så vis utstå snabba förändringar där ett kraftigt flöde kan övergå till en knappt märkbar vattenrörelse på en kort stund, en livsmiljö där risken att stranda och torka ut är lika överhängande som att spolas bort och driva nedströms. Vid vissa verk släpps emellanåt inget vatten alls, s.k. nolltappning, med stora negativa konsekvenser för strömfauan nedströms kraftverket.

Varje damm eller kraftverk som innebär att organismer har svårt för eller inte kan ta sig förbi utgör en barriär i landskapet. En sådan barriär leder direkt eller med tiden till att populationer avskärmats från varandra och att det genetiska utbytet på sikt minskar eller upphör. Vattendragens diversitet av organismgrupper, arter och levnadstadiet gör att definitionen av barriär skiljer sig mycket och ett passerbart hinder för en individ kan vara definitivt icke passerbart för en annan. Även själva fördämningen och faktumet att vatten och partiklar stannar upp utgör en barriär, då detta försvårar nedströmsspridningen av växters fröer, organiskt material och kemiska ämnen som tidigare kanske nått hela vägen ner till vattendragets utlopp i en sjö eller i havet. Ett hårt reglerat vattendrag med många dämmen övergår till att bli ett fragmenterat system där varje enskild del har litet eller obefintligt utbyte av material och organismer med de övriga delarna.

Det vatten som förs in i kraftverksturbinerna leds allt som oftast bort från vattendragsfåran via tunnlar eller kanaler för att sedan återföras längre nedströms. Den tidigare naturliga vattendragssträckan som vattnet "lånats" ifrån kommer därmed att få en alltifrån reducerad till obefintlig vattenföring och brukar kallas torrfåra (eller naturfåra om tillrinnande vatten finns hela tiden). Det vatten som förekommer i torrfåran är i regel spillvatten från dammen eller resultatet av villkorad minitappning. Ett problem för organismer som lever i dessa fåror är när livsmiljöerna snabbt förändras då t.ex. större vattenmängder plötsligt behöver

tappas ur dammen (spill), vid exempelvis mycket nederbörd. Detta kan bland annat leda till att organismerna där spolas iväg nedströms.

1.3 PÅVERKAN PÅ ORGANISMGRUPPERNA BOTTENFAUNA, STORMUSSLOR & FISK

Bottenfauna

Bottenfaunasamhället i vattendrag byggs upp av en rad funktionella grupper vars levnadssätt och födoval skiljer sig åt. Grovt förenklat kan de indelas i fem kategorier (Cummins 1974). *Betare* äter av de påväxtalger som växer i vattendraget, *samlare/detritusätare* lever av finpartikulärt organiskt material, *delare* lever av grövre organiskt material, *filtrerare* fångar födopartiklar som driver med strömmen medan *rovdjur* lever av andra bottendjur. Artmångfalden är stor och de uppvisar många olika anpassningar till vattenmiljön. Graden av specialisering är hög och bottenfaunan har ofta specifika krav på miljön; bottenstruktur, strömhastighet, vattenkvalitet, temperatur etc. Förändrade flödesförhållanden och en ändrad fysisk miljö som en följd av reglering får omfattande konsekvenser för bottendjuren, både vad gäller artsammansättning och produktion (Malmqvist & Englund 1999, Steele & Smorowski 2000, Raddum m.fl. 2006). Störst och tydligast effekt har förändringarna i den fysiska miljön. Torrläggning, reducerad vattenföring och överdämning medför att de forfarande/starkt strömmande partierna i vattendraget försvinner och med dem många arter anpassade till den miljötypen (Raddum m.fl. 2006, Henricsson m.fl. 2012). Detta leder också till att produktionen av biomassa minskar (se t.ex. Jonsson m.fl. 2012), dels som en följd av minskad vattentäckt bottenyta men också eftersom bottenfaunasamhället kommer att domineras av mer småväxta arter, ofta med tillväxten begränsad till kortare perioder. En viktig komponent är också flödesregimens direkta inverkan på bottendjurens livshistoria. Eftersom kritiska faser i livshistorien ofta är kopplade till olika flödesfaser, riskerar vissa arter att slås ut som en följd av utjämnade flöden, förändrade tidpunkter för flödestoppar och lågflöden samt ökad frekvens av flödesförändringar (Bunn & Arthington 2002).

Vattendrag med snabba och stora flödesförändringar har färre arter och lägre tätheter av bottendjur (Englund & Malmqvist 1996, Henricsson m.fl. 2012). I första hand reduceras predatorgruppen (rovdjur) och vissa typer av samlare. Huvudorsaken till förändringarna är de snabba och stora flödesförändringarna i denna typ av vatten medan flödesminskningen som sådan tycks ha en mindre effekt på organismerna. Det är också troligt att den lägre vattenföringen medför ökad sedimentation vilket leder till igensättning av bottensubstratet och syrebrist (Boulton 2007, Calles m.fl. 2007). Det har i sin tur effekter på bottenfaunan. Episodisk torrläggning av vattendrag har långtgående effekter i form av reducerat artantal och återhämtningen kan ta mycket lång tid (Lingdell & Engblom 2007). Vissa torrfårar kan, som en följd av dammläckage eller lokal tillrinning nedströms dammen, hysa en artrik bottenfauna (Henricsson m.fl. 2012). Den avviker dock sannolikt från den ursprungliga faunan.

Undersökningar i små och branta vattendrag (medelvattenföring 0,12-0,71 m³/s) har visat på små effekter av utbyggnad när det gäller diversiteten av bottendjur.

Detta under förutsättning att minimivattenföring inrättats. Produktionen av bottendjur minskade dock som en följd av reducerad produktionsyta (Brennes m.fl. 2010). I reglerade vattendrag med intakta flöden, men där forsande/starkt strömmande partier finns kvar mellan kraftverken, registrerades inga förändringar av artantalet (Englund & Malmqvist 1996, Englund m.fl. 1997). Däremot skedde en antalsmässig nedgång av djuren i samlar- och predatorgrupperna. För den grupp av bottendjur (delare) som lever av grövre växtmaterial som tillförs från landmiljön innebär tillkomsten av dammar att födoresursen reduceras och förändras i sin rumsliga och tidsmässiga fördelning. Transporten av löv och annat organiskt material blir beroende av den nya hydrologiska regimen. En stor andel av materialet stannar i dammarna på större djup och blir inte tillgängligt i övriga delar av vattendraget.

Korttidsreglering innebär stora påfrestningar för bottenfaunan och leder till minskade tätheter och reducerat artantal (Cushman 1985, Englund & Malmqvist 1996, Arnekleiv m.fl. 1997, Englund m.fl. 1997). I grunden innebär flödesvariationerna att djuren måste förflytta sig för att hitta de djup-, ström- och substratförhållanden de kräver och samtidigt riskerar de dessutom att ryckas med av vattenströmmen när flödet och därmed strömhastigheten ökar. De grupper av bottendjur som drabbas är betare, samlare, predatorer och filtrerare. Till den sistnämnda gruppen hör nätspinnande nattsländor där vissa arter inte återfinns i vattendrag med nolltappning. Med kraftigt varierande flöden kommer nattsländornas nät att utsättas för påfrestningar av de höga strömhastigheterna som riskerar att trycka sönder näten, medan låga strömhastigheter vid lågflöden riskerar att slamma igen näten med det finpartikulära materialet som transporteras med vattnet. En annan effekt av korttidsreglering är så kallad katastrofdrift som innebär att bottendjuren lämnar sina uppehållsområden och låter sig föras med strömmen nedströms, för att fly till ett förhoppningsvis bättre område, i samband med de hastiga flödesökningar som kan uppstå (Gibbins m.fl. 2007, Krström m.fl. 2010).

Nedströms sjöar och selområden uppstår en s.k. utloppseffekt. Den innebär mycket höga tätheter av filtrerande bottendjur (Ulfstrand 1968, Lillehammer & Saltveit 1979). Dessa djur lever av den näring som i form av plankton och annat organiskt material strömmar ut från lugnvattenområdena. Detta är de absolut mest produktiva delarna i ett vattensystem. Effekterna avklingar nedströms. Reglering innebär att dessa områden ofta får en artfattig fauna med låga tätheter. Dammarna, som ju ofta byggs i sjö- och selutlopp, reducerar den mängd näring som transporteras ut och eventuell korttidsreglering/nolltappning har ytterligare negativa effekter på den naturliga näringstransporten. Till detta kommer att den produktiva bottenytan i sjöutlopp, vilka ofta är breda och relativt grunda, minskar avsevärt efter reglering. Den miljö som erbjuds nedströms dammen (ensartad utloppskanal med hög strömhastighet och grovt bottensubstrat) är ytmässigt mindre och oftast sämre lämpad för bottendjur.

I regleringsmagasinen försämras förutsättningarna för bottendjuren i litoralzonen. Det beror på att fint material eroderas bort och att botten täcks av is eller torkar in periodvis. Antalet taxa och tätheterna minskar i den övre litoralen i reglerade

sjöar (Grimås 1961, Aroviita & Hämäläinen 2008). Ju större regleringsamplitud, desto större förändringar (se även Eriksson 2010).

Stormusslor

Det finns få vetenskapliga artiklar som tar upp vattenkraftens påverkan på olika stormusslor. Vattenkraftutnyttjande är en viktig faktor bakom svaga populationer av flodpärlmussla (Ziuganov m.fl. 1994). Effekter som en följd av vattenkraftexploatering återfinns också i samband med ökad sedimentdeposition och med ökad fragmentering av vattenlandskapet. Om populationerna av flodpärlmusslans värd under den första livsfasen, öring och lax, påverkas negativt, minskar också musselbestånden. Generellt kan sägas att organismer i vattendragsavsnitt nedströms reglerade dammar och vattenkraftverk stressas av variationerna i vattenflödet (Strayer 2008), vilket också inkluderar stormusslor (Mejdell Larsen 2012). Lyckad rekrytering hos stormusslor kan bero helt av årets flödesförhållanden. För målarmusslan *Fusconaia ebena* noterades att starka årsklasser av musslan uppstod när höga vårfloöden avlöstes av relativt låg vattenföring (Payne & Miller 2000). De höga flödena kan ha spolat rent lämpliga bottnar och de låga flödena kan ha underlättat de unga musslornas settling (fastsättande). När vattnet regleras för kraftändamål uteblir ofta dessa, för musslorna viktiga, koncentrerade flödesepisoder på våren.

Fisk

Vattenkraftens, och särskilt dammarnas effekter på fiskbestånden, har varit föremål för omfattande studier. Barriäreffekten är uppenbar för ett stort antal arter. Anadroma arter (lek i sötvatten, uppväxt i havet) som lax, havsöring och flodnejonöga hindras från att nå sina reproduktionsområden eftersom vandringen från havet upp i vattendragen hindras. För den katadroma ålen (lek i havet, uppväxt i sötvatten) gäller att den inte kan nå sina uppväxtområden i sötvatten. Ålpopulationerna drabbas också, om ålen getts möjligheter att vandra upp, av stor dödlighet i samband med utvandringen till havet om den riskerar att hamna i kraftverkens turbiner. Men även helt sötvattenlevande arter påverkas. Deras rörelser i vattensystemen är omfattande. Öring, harr, röding och sik rör sig mellan uppväxtområden i sjöar/större älvar och reproduktionsområden i vattendrag (se Thorstad m.fl. 2006, Näslund m.fl. 2013 med referenser). Stora rörelser registreras också för normalt strömlevande arter inom älvsystem (Linlökken 1993). Utöver detta förekommer hos dessa arter riktade näringsvandringar liksom vandringar till sjöar och selområden för övervintring (Northcote 1978, 1984, Näslund m.fl. 2004, Carlsson m.fl. 2004). Delar av sjölevande populationer av abborre, gädda med flera arter, söker sig periodvis från sjö till vattendrag och tillbaka (Degerman & Sers 1994, Chapman m.fl. 2012). Sammantaget innebär tillkomsten av dammar att lokala populationer av vissa fiskarter helt slås ut eller decimeras. Normalt vandrande populationer blir, om förutsättningarna finns, i stället stationära. En annan effekt är fragmentering. Det innebär att fiskpopulationen riskerar delas upp i delbestånd som är genetiskt isolerade från varandra (Heggenes m.fl. 2006). Detta även om fisk kan vandra nedströms och på så sätt bidra till genetisk variation hos populationer längre ned i vattendraget. Även nedströmsvandring utgör ett problem i reglerade vatten. Passage genom turbiner och tunnlar skadar eller dödar fisk (Therrien &

Bourgeois 2000, Rivinoja 2005). Det finns en rad mekanismer som leder till skador på fisken vid turbinpassage (Čada 2001):

- Snabba och extrema tryckförändringar
- Kavitation som uppstår vid extremt låga vattentryck
- Skjuvspänningar mot fiskkroppen
- Turbulens som leder till skador eller desorientering
- Kollision med ledskovlar eller andra rörliga delar i turbinhuset
- Abrasion när fisken pressas mellan rörliga och fasta delar.

För lekvandrande laxfisk gäller att såväl utvandrande ungar som utlekt fisk skall passera kraftverk och damm, vilket innebär turbinpassage om inga andra alternativ erbjuds. Största flödet av vatten är genom turbinen och om det inte finns tydliga ledarmar till ett mindre flöde genom en eventuell förbipassage riskerar fisken att missa dessa vid nedströms vandring. Även andra fiskarter är beroende av att röra sig i systemet för att fullborda sin livscykel (Coutant & Whitney 2000). Ju större fallhöjd och fiskstorlek, desto högre skadefrekvens. Turbintyp, turbinstorlek och varvtal spelar också roll (Coutant & Whitney 2000). Kaplan-turbiner är generellt mer skonsamma än Francis-turbiner vid samma slukförmåga och varvtal.

Sammantaget leder habitatförändringarna i vattendragen till att fisksamhället förändras, från att domineras av strömlevande arter till dominans av arter anpassade för sjöar (se Bunn & Arthington 2002, Malm-Renöfält 2010 med referenser). Predationsförhållandena förändras också på så sätt att gäddbeståndet expanderar och får större inflytande över fisksamhällets struktur (Hladik m.fl. 2008). Reducerade flöden i form av minimitappning medför direkta effekter på strömlevande arter (Baran m.fl. 1995). Korttidsreglering innebär för fisk att födounderlaget försämras men också en direkt fysisk påverkan (Parasiewicz m.fl. 1998, Young m.fl. 2011). Risk finns för strandning i samband med hastiga flödessänkningar (Hunter 1992, Saltveit m.fl. 2006, Harby & Bogen 2012). På motsvarande sätt kan hastiga flödesökningar innebära att fiskyngel eller rom spolas iväg (Barlaup & Saltveit 2006). Andra effekter är att lekbottnar torrläggs eller att lekvandring störs eller hindras (Young m.fl. 2011).

Allmänt sett innebär snabba flödesförändringar att fisk måste ställa om och byta position oftare, vilket leder till ökad energiåtgång och minskad tid för födointag. Det sistnämnda kan leda till problem för fisken vad gäller tillväxt och överlevnad, framför allt om det sker vintertid när födotillgången är begränsad, metabolismen låg och förflyttningar energimässigt kostsamma (Harby & Bogen 2012). Även risken för predation ökar. Nolltappning innebär för strömlevande fisk att predationstrycket från gädda ökar under de perioder kraftverket står stilla. Detta eftersom höga strömhastigheter normalt sett ger ett skydd för predationskänslig ungfisk. I närvaro av gädda ändrar öring sitt beteende i flera avseenden, bland annat vad gäller aktivitet och val av habitat (Vehanen & Hamari 2004). Vidare kan felaktig anpassning av minimitappning/nolltappning i relation till fiskens lektider, innebära att rom torrläggs eller spolas bort. Reglering kan också leda till att kopplingen bryts mellan ytvatten och det vatten som rör sig i bottensubstratet. Låga syrgasnivåer och förändrade temperaturregimer påverkar romöverlevnaden negativt (Calles m.fl. 2007, Poole & Berman 2001).

Isformation och vinterförhållanden är viktiga komponenter för fiskbestånden i strömvatten i nordliga vattendrag (Alfredsen m.fl. 2006, Huusko m.fl. 2007). Istäcke ger fisken bättre förutsättningar i form av skydd. Det innebär att avsaknad av istäcke, som en följd av reglering, medför en negativ påverkan (Harby & Bogen 2012). Men is kan också innebära andra typer av problem, framför allt när det gäller krabisbildning. Ökad kravis i vattnet och på bottenarna, vilket är en vanlig förekomst i reglerade vatten, kan leda till akvatisk fauna påverkas vad gäller tillväxt och överlevnad (Beltao 2008). Strömlevande fisk påverkas negativt vad gäller möjligheter till habitatval, vilket kan påverka överlevnad och tillväxt (Huusko m.fl. 2007, Linnansaari m.fl. 2008, Brown m.fl. 2011). I de stora regleringsmagasinen i huvudälvarnas källflöden minskar fiskbiomassan totalt sett. De arter som huvudsakligen lever av bottenjur drabbas hårdast (Nilsson 1967, 1973, Vrede m.fl. 2005), men även planktonätande arter kan missgynnas (Rydin m.fl. 2008). Den negativa utvecklingen tycks fortsätta mer än 50 år efter uppdamningen (Milbrink m.fl. 2011). Sik ökar på bekostnad av öring och röding. I många fall sker också en fördivärgning, dvs. individernas tillväxt och storlek minskar för rödingbestånd på grund av att födounderlaget förändras till det sämre. I magasin längre ned i älvsystemen, med en mer komplex fiskartsammansättning, minskar litorala fiskarter som simpor, spigg, elritsa och grönlång (Sutela & Vehanen 2010).

För att kompensera en del av de miljökonsekvenser som uppstår i samband med reglering, har nya arter tillförts ekosystemen. Det gäller såväl näringsdjur i form av glacialrelikter (pungräkor m.fl. kräftdjur) som fiskarter, vilka tillförts de stora regleringsmagasinen i huvudälvarna (Fürost m.fl. 1986, Pakkasmaa & Petersson 2005). Introduktioner av denna typ är irreversibla och har i flera fall lett till icke förväntade effekter som exempelvis konkurrens med den ursprungliga fiskfaunan och oönskad spridning. Ett exempel på det senare är Kanadaröding som introducerats i ett flertal reglerade vattensystem, men även spritts till oreglerade vatten (Bergwall & Berglund 2010). Sammantaget har introduktionerna i många fall lett till ytterligare försämrade struktur och funktion i de reglerade vattnens ekosystem (Fürost m.fl. 1984, Hammar 1988).

1.4 RESTAURERING AV VATTENEKOSYSTEM

Vattenekosystem i Sverige och övriga världen har påverkats av en mängd mänskliga aktiviteter, både på land i avrinningsområdet och i vattnet. Eftersom våra vatten svarar för flera viktiga ekosystemtjänster (som dricksvatten, proteinkälla, för rörligt friluftsliv, fiske, genom naturlig rening av närsalter och sediment, översvämningsskydd etc) och samtidigt är en viktig komponent i flera växters och djurs livscyklar har behovet av att restaurera vatten med dess processer, strukturer och arter kommit allt mer i fokus. Restaurering kan tolkas som en aktivitet som återskapar det ursprungliga tillståndet. Problemet för flertalet av våra vattendrag är att de har varit påverkade av mänsklig aktivitet under så lång tid att frågan om ursprungsläget endast blir spekulationer och att samhällsnyttan relaterad till etablerade verksamheter ofta väger tyngre i jämförelse med en fullständig restaurering. En viktig aspekt kopplad till insatser i vattendrag och sjöar är att lyfta blicken och fråga sig vad åtgärden har för väntad effekt, för organismer, vattendraget och avrinningsområdet (se diskussionen kring mål i

kapitel 2). Det är relevant att fokusera på att få de stora bitarna på plats för att restaureringsarbetet ska få största möjliga effekt (se kapitel 4). Fokus måste ligga på åtgärder med en signifikant positiv effekt på ett ekosystem (som dessutom är kostnadseffektiv), annars bör åtgärderna inte genomföras.

Ytvatten används som recipient både för enskilda och kommunala avlopp samt för processvatten i olika typer av industrier, vilket medför en påverkan på vattenkvaliteten som är relaterad till befolkningstäthet. Omfattande påverkan finns också utanför tätorterna där exempelvis skogs- och jordbruk bidrar till läckage av näringsämnen och tillförande av bekämpningsmedel. Tillförsel av långväga transporterade försurande ämnen har även medfört att många skandinaviska vatten har försurats och det har varit nödvändigt att starta omfattande kalkningsprojekt för att bevara den biologiska mångfalden och naturliga produktionen i vattenekosystemen. Vattendragen har genom åren ändrats rent fysiskt utifrån människans behov. Skogs- och jordbruket har omformat landskapet och haft påverkan på vattendragens morfologiska (fysiska) strukturer i form av direkta ingrepp som dikningar och rensningar och indirekt genom ändrade växtsamhällen och bruksmetoder. Det finns över 10 000 dammar i Sverige, varav den övervägande delen inte används för kraftproduktion idag. Antalet markavvattningsföretag är cirka 30 000 och det finns 2450 sjöar som har sänkts. Påverkan på våra vatten är således omfattande.

Vattnen har också alltid varit en viktig farled och transportmedium för timmer, vilket medfört ytterligare rensningar och rätningar. Ett morfologiskt opåverkat vattendrag slingrar eller medandrar i regel fram genom landskapet och hyser en stor variation av livsmiljöer skapade genom fysiska processer med vattnet som energimotor och drivkraft. Ett morfologiskt påverkat vattendrag har i olika grad fått ett mer homogent flöde genom en oftast rätad, breddad och fördjupad fåra med en förändrad substratfördelning som ett resultat av den ökade vattenhastigheten och bortforslingen av större stenar och död ved (ex. Degerman 2008). Att större stenar och ved tagits bort skapar inte bara ett obrutet flöde utan minskar också tillgången på gömslen. I och med den minskade diversiteten av mikrohabitat minskar livsutrymmet för specialiserade strömlevande arter, vilket på samma vis som i reglerade vattendrag gynnar arter som är generalister och minskar artrikedomen (Lau m.fl. 2006, Oscoz m.fl. 2004, Spjut & Degerman 2015). Vid restaurering av morfologiskt påverkade vatten är således målet att återskapa diversitet, i både vattenflöde, vattendjup och bottenstruktur. Det kan exempelvis åstadkommas genom avsmalning eller breddning av fåran, en ökad meandring och återförsel av död ved och sten i olika storlekar.

Byggnation av vägar och järnvägar leder ofta till ökad påverkan på vattendrag och kan ha en stor negativ effekt om inte övergången över vattnet görs på rätt sätt. En illa utformad eller felplacerad vägtrumma kan utgöra barriär för organismers rörelse i vattensystemet och leda till samma fragmentering av vattendraget som en fördämning. Vägtrummans funktion som passage kan förbättras på en mängd sätt eller ersättas med bro för att göra passagen så ursprunglig som möjligt.

1.5 RESTAURERING KOPPLAT TILL VATTENKRAFT

För att minska påverkan från vattenkraften kan ett flertal åtgärder vidtas (ex. Degerman 2008, Harby & Bogen 2012, Nöbelin 2014). De två största problemen som orsakas av vattenkraften är att den påverkar flödesregimen och fragmenterar vattenlandskapet (genom dämmen och konstgjorda lugnvatten) (Renöfält m.fl. 2009). Att återställa en naturlig flödesregim och att tillförsäkra fri spridning av växter, djur, mineraler och sediment är därför prioriterat vid restaurering kopplat till vattenkraft. Den mest drastiska och för vattenekosystemet bästa åtgärden är naturligtvis att återskapa ursprungsläget och helt enkelt riva ut kraftverk och damm. Detta bidrar till att barriär- och regleringseffekter försvinner och att onaturliga vattenmagasin tas bort. I de flesta fall finns dock intresset att behålla kraftuttaget, vilket omöjliggör utrivning som åtgärd.

De restaureringsåtgärder som görs kopplat till vattenkraft syftar ofta till att bygga bort problemet med barriären och skapa möjligheter för fiskar, och andra organismer, att passera förbi där de tidigare kunnat vandra. Det är numera vedertaget att de allra flesta fiskarter har en vandringsdrift, både för födosök och lek, och ur ett genetiskt perspektiv är det också viktigt att fisk kan röra sig i hela vattendraget (Näslund m.fl. 2013b). Viktigt att komma ihåg är dock att barriären ofta kvarstår som hinder för mindre organismer och föremål, såsom insekter, fröer, organiskt material och kemiska ämnen. Dessutom innebär de stora dämnda lugnvatten som skapas i samband med vattenkraftverk en onaturlig komponent i många vattensystem. Den naturliga florán och faunan ersätts här med andra, onaturliga samhällen. Därtill har vi problematiken med regleringen, som sällan åtgärdas vid anläggning av passager förbi vandringshinder. Att till exempel få till stånd minimitappning nedom kraftverk och i torrfåror är en åtgärd som ger stora naturvärden. Enligt PRIOKLIV projektet kan detta åstadkommas till relativt låga produktionsförluster.

Fiskvägar brukar delas upp i två grupper; de *naturlika* och de *tekniska* (Calles m.fl. 2013). De naturlika fiskvägarna kan i sin tur delas upp i uppträskling, inlöp och omlöp. Gemensamt för de naturlika fiskvägarna är att sättet de anläggs på möjliggör för fler organismer än fisk att utnyttja passagen. Även simsvaga arter eller mindre levnadsstadier kan i regel passera de naturlika fiskvägarna. De kan också utgöra viktiga strömhabitat och nyttjas som uppväxt- och levnadsmiljöer i de övrigt så ofta hårt reglerade och strömfattiga vattendragen. *Uppträskling* används för att höja vattnets nivå nedströms lägre hinder för att på så vis möjliggöra passage. Träskeln eller träsklarna (beroende på hur högt hindret är) byggs upp med hjälp av stenar eller annat lämpligt material. Ett *inlöp* är en avskärmad sträcka utmed en av stränderna i dammen där vatten tillåts strömma till fåran nedanför dämmet. Inlöpet begränsas av en skiljevägg mot dammen på ena sidan och strandkanten på den andra. En del av dammväggen måste naturligtvis passeras för att inlöpet ska få kontakt med fåran nedanför. För att få en lagom vattenföring anpassas inlöpets längd till dammens höjd. *Omlöp* kallas den typ av passage runt ett hinder som anläggs utanför vattendraget. Omlöpet fungerar som en sidofåra med inloppet i dammen och utloppet i fåran nedanför. Komplexiteten i ett omlöp bestäms av dess längd, som till största delen bestäms av dammens höjd. Ibland kan vilobassänger för fisk behöva anläggas om omlöpet blir långt.

Numer prioriteras ofta naturlika fiskvägar vid nyetablering, i och med fördelarna som nämns ovan. Historiskt har det sett annorlunda ut och de tekniska fiskvägarna var då de klart mest vanligt förekommande. Tekniska fiskvägar byggs nästan uteslutande i syfte att få fiskar att passera och är sällan anpassade för de mest simsvaga arterna och utgör inget nytt strömhabitat. En sådan lösning kan passa på platser där det även historiskt endast varit möjligt för simstarka arter att passera. Vid lägre dämmen kan ett *fast utskov* räcka för att skapa en passage för fisk. Utskovet utgörs av en öppning i dämnet där vatten "spills" från dammen till fåran nedanför. Oftast är hindret för högt för att ett fast utskov ska räcka. Då kan olika varianter av trappor vara bättre alternativ. Gemensamt för trapporna är att vattnet leds i lutande rännor med tvärväggar som bromsar vattenflödet. Varje fack (som avgränsas av två tvärväggar och rännans sidor) har en högre vattennivå än facket nedanför. På så sätt skapas trösklar som för fisken närmare dammens vattennivå för varje passerat fack. De tre vanligaste varianterna av trappor är kammartrappa, slitsränna och denilränna och det förekommer även kombinationer av dem. *Kammartrappan* har tydliga kammare som avgränsas av tvärväggar förankrade i rännans båda sidor. Fisken, beroende på typ av kammartrappa, passerar över tvärväggarna eller via hål i tvärväggarnas nedre delar. *Slitsrännor* har till skillnad från kammartrappor ett mellanrum mellan tvärväggarna och rännans sidor, på antingen ena sidan eller båda, där vattnet strömmar mellan facken och där fisken kan passera. Fördelen med slitsrännor är att de inte är lika beroende av ett tillräckligt stort för att fisken ska kunna passera. *Denilrännor* skiljer sig från de två andra typerna genom att tvärväggarna sitter tätt, är lutade snett uppströms och liknar V-formade lameller. Utformningen skapar en vattenström som ger skjuts åt fisken vid vandring uppströms. Denilrännor har, av alla fiskvägar, visats fungera bäst vid den högsta lutningen i trappan. Ålyngel har svårt att passera ovan nämnda tekniska fiskvägar. I vattendrag med ål kan därför speciella ålledare installeras. Ledarna utgörs av små rännor med låg vattenföring och där lämpligt substrat fästs på botten av rännorna varvid ålynglen kan klättra uppåt.

Vid planering av fiskpassager är det lätt att fastna i problemet kring hur fisken ska kunna passera hindret i uppströms riktning. För att en damm ska kunna anses vara passerbar bör även nedströmspassagen tas i beaktning. Eftersom olika fiskarter är olika stora, har olika simkapacitet och dessutom rör sig i olika djup och strömhastigheter i vattendraget kan det vara komplicerat att hitta en universallösning för att avleda nedströmsvandrande fisk till fiskvägens inlopp, speciellt för större vattendrag.

En mekanisk lösning är att montera galler, exempelvis för att styra fisk över intaget till kraftverket eller för att leda fisk mot inloppet till en fiskväg. Galler hindrar tyvärr inte bara fisk utan samlar även upp material som färdas med strömmen, vilket kräver kontinuerlig rensning. Som alternativa avledare, som alla syftar till att avskräcka eller locka, kan man bl.a. använda el, bubblor, ljud, ljus och mörker. Ofta kan det även behövas avledare eller lockelser för att få fisk att hitta fiskvägens utlopp vid uppströmsvandring. Effektiviteten i dessa avledningsanordningar har hittills endast undersökts på ett fåtal platser.

Fiskvandring är dock något som initieras och styrs av vattenflödet i åar och älvar och skapar de nödvändiga habitaterna för både fisk, bottendjur och växter. Att

återskapa en naturlig flödesregim med tillräckliga nivåer för att säkerställa ekosystemets processer, strukturer (habitat) och arter är därför av högsta prioritet om det ska vara möjligt att närma sig återställandet av ursprungliga förhållanden.

1.6 VATTENKRAFT OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER

För att synliggöra de värden som naturen tillför oss människor brukar man referera till begreppet ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster innefattar de produkter och tjänster som naturens ekosystem ger oss människor och som bidrar till vårt välbefinnande. Till ekosystemtjänster kan räknas både direkta tjänster såsom livsmedel i form av dricksvatten och fisk eller mer indirekta tjänster som exempelvis flödesutjämning och vattenrening (Naturvårdsverket 2012). För att värdera ekosystemtjänster är det vanligt att först identifiera samtliga tänkbara tjänster och sammanställa en bruttolista. För att underlätta kartläggningen brukar man utgå från ett antal föreslagna kategorier. En generell lista har tagits fram av TEEB¹ vars kategorier är avsedda att vara allmängiltiga (TEEB 2010). Naturvårdsverket har tagit fram en lista som har anpassats för svenska förhållanden. I denna rapport utgår vi från Naturvårdsverkets definitioner.

Ekosystemtjänsterna delas in i fyra kategorier efter deras funktionalitet i förhållande till mänskligt välbefinnande; kulturella, försörjande, reglerande och stödjande tjänster (Naturvårdsverket 2015).

Kulturella tjänster är de immateriella produkter som ekosystemet tillhandahåller som upplevelsevärden. Det skapas kulturella tjänster genom exempelvis naturupplevelser som paddling och vandring längs en å eller genom sportfiske. De kulturella tjänsterna ger direkta värden.

Försörjande tjänster är den produktion som är ett direkt resultat av ekosystemet i sig själv. Exempelvis räknas tjänsterna färskvattens- och bevattningsuttag samt processvatten in i denna kategori. De försörjande tjänsterna ger direkta värden. Även nyttor från produktion i nästkommande steg i form av jordbruks- och skogsproduktion och elkraft värderas i denna studie.

Reglerande tjänster är naturens egen reglering av kritiska processer som våtmarkernas vattenreglerande kapacitet och näringsretention. Om våtmarker restaureras förbättras de reglerande tjänsterna genom t.ex. att ett vattendrag kommer kunna kvarhålla mer vatten vid höga flöden och områdets förmåga att rena vattnet från näringsämnen förbättras. De reglerande tjänsterna ger upphov till indirekta värden.

Stödjande tjänster är nödvändiga för att alla andra tjänster ska produceras och fungera. De är till exempel fotosyntes, bildning av jordmån och det biogeokemiska kretsloppet. De stödjande tjänsterna ger upphov till existensvärden och indirekta värden.

¹ "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" är ett internationellt initiativ med syfte att uppmärksamma de globala ekonomiska fördelarna med att bibehålla biologisk mångfald. En övergripande målsättning med projektet var att fastställa en global standard för värdering av naturresurser.

Frågan om vad som ska anses vara en ekosystemtjänst i strikt mening har inget enkelt svar. Ett grundläggande kriterium brukar vara att någon biologisk komponent ska ingå i produktionen av ekosystemtjänsten (SGU 2014). När det kommer till vattenrelaterade tjänster är dock gränsdragningen inte alltid självklar, då flera tjänster, exempelvis elkraftproduktion och processvatten, är en funktion av fysikaliska processer (vattnets kretslopp) snarare än biologiska processer. Naturvårdsverket har däremot klassificerat "vattenförsörjning" som en försörjande ekosystemtjänst (SGU 2014), eftersom biologiska komponenter bidrar i produktionen. I dagsläget är ofta vattenkraften exkluderad från övriga ekosystemtjänster och snarare betraktad som en vattenrelaterad samhällsnytta.

2 UPPFÖLJNING AV ÅTGÄRDER

- Idag saknas ofta en adekvat uppföljning av akvatiska restaureringsåtgärder.
- En uppföljning kan ske på två nivåer; där åtgärden är evidensbaserad krävs bara en enkel uppföljning av att målen nås. Om åtgärden inte är vetenskapligt utvärderad bör uppföljningen göras mer omfattande och med en god statistisk design.
- När, var, hur och hur ofta är viktiga frågor att svara på inför design av ett uppföljningsprogram, liksom vilka responsvariabler som skall användas.
- Vedertagna och standardiserade metoder bör alltid användas för insamling av data för biota, fysiska miljön och vattenkemi och resultaten skall rapporteras till ansvariga datavärddar om sådana finns.
- Det finns många sätt att utvärdera effekten av en genomförd åtgärd eller ett egenkontrollprogram, men om de data som samlats in inte har en tillräckligt bra statistisk design kan resultaten ändå inte utvärderas på ett tillfredsställande sätt.
- Den ofta rekommenderade designen med referenser (BACI) bör om möjligt användas, men är inte alltid lämplig på grund av svårigheten att hitta bra referenser.
- Det är av vikt att de provpunkter eller lokaler man väljer är representativa för det område/objekt där man utför studien.

2.1 INTRODUKTION

Miljöövervakning kan ha ett flertal olika huvudsyften, bland annat att utvärdera mänsklig påverkan på ett ekosystem, bedöma ekologisk status och utvärdera om en genomförd åtgärd haft den tänkta (positiva) effekten. Gällande vattenkraft är också egenkontroll av verksamheten ett viktigt arbete där uppföljning och utvärdering av både påverkan och åtgärder kan kräva miljöövervakning. För att kunna utvärdera effektiviteten hos genomförda åtgärder i vatten är det mycket viktigt att man planerar och genomför uppföljningar som på ett rättvisande sätt visar om den genomförda åtgärden har haft en positiv effekt eller inte (på den variabel man valt att mäta – beroende på mål med åtgärden, se nedan) och hur stor denna effekt är. Vid vår genomgång av befintlig litteratur och de dataanalyser vi genomfört inom projektet har det visat sig att i många fall har mätningar av till exempel hur biota förändras efter en åtgärd inte mätts på ett tillfredsställande sätt, vilket gör att det blir svårt eller omöjligt att utvärdera om åtgärden haft den önskade effekten. Dessutom saknas ofta en adekvat uppföljning av akvatiska restaureringsåtgärder över huvud taget, då man ibland antar att en genomförd åtgärd har en positiv effekt på den organismgrupp, process eller liknande man fokuserar åtgärden på och därmed bortprioriterar att utvärdera effekten. Ett skäl till att man inte genomför uppföljningar och utvärderingar av genomförda åtgärder är att det inte finns någon budgetpost specifikt för att utvärdera den genomförda åtgärden. Men genom att inte följa upp om åtgärden haft den förväntade effekten vet vi alltså inte om de pengar man lagt ut på genomförandet av t.ex. en restaureringsåtgärd är använda på bästa sätt eller om de hellre kunnat användas för någon annan typ av åtgärd eller i någon annan habitattyp.

Med tanke på att det finns många potentiella typer av åtgärder och ett stort antal objekt där åtgärderna skulle kunna genomföras är det givetvis viktigt att välja rätt typ av åtgärd för rätt typ av objekt. Här har uppföljningen en mycket viktig roll för att förbättra vår kunskap kring både åtgärder och hur de förhåller sig till olika typer av objekt (enskilda sjöar eller vattendrag, specifika habitattyper, typ av åtgärd etc.). Samtidigt är det väldigt få objekt som är påverkade av endast en typ av mänsklig faktor, utan i många fall kan ett vattenobjekt och dess organismer och processer vara påverkade både av förändrat flöde, förändrad morfologi (t.ex. förändringar av substrat), övergödning etc. Relativt få studier har tittat på sådana multipåverkade system, utan generellt försöker man definiera gradienter av en enskild påverkanstyp och utvärderar en enskild åtgärd kopplat till denna. Detta kan visa sig problematiskt då resultatet av den genomförda åtgärden kan skilja sig åt beroende på om objektet (vattendragssträckan etc.) även påverkas av ytterligare mänskliga påverkansfaktorer.

För att på ett bra sätt följa upp resultaten av de åtgärder man genomfört och kunna jämföra dem med andra åtgärder är det viktigt att bestämma vilka responsvariabler man ska mäta. Det vill säga vilken typ av organism, fysisk förändring eller (ekologisk) process man skall undersöka och mäta samt vilken eller vilka indikatorer baserat på dessa man skall utvärdera. Det är här viktigt att man också mäter och undersöker de relevanta bakgrundsvariablerna, dvs. sådana variabler som inte direkt påverkas av den åtgärd man genomför men som om den eller de förändras (naturligt eller genom mänsklig påverkan) kan ha en negativ eller positiv effekt på den eller de responsvariabler och indikatorer man utvärderar. Viktigt är också att ha en god uppfattning om och ta hänsyn till på vilken rumslig och tidsmässig skala man kan förvänta sig att åtgärden skall ha effekt och att man också följer upp på motsvarande rumslig och tidsmässig skala. Om man till exempel förväntar sig att det kommer ta 5-7 år innan man ser en effekt av genomförd åtgärd kan man inte planera en uppföljning som enbart följer de förändringar som sker i vattenekosystemet under 3 år.

2.2 HUR FÖLJER MAN UPP ÅTGÄRDER I VATTEN

Det är viktigt att bestämma sig för vilken ansträngningsnivå som är rimligt för att utvärdera effekterna av en åtgärd samt vilken typ av effekter (biologiska, fysiska etc) man vill studera. Det finns många sätt att utvärdera effekten av en genomförd åtgärd eller ett egenkontrollprogram, men om de data som samlats in inte har en tillräckligt bra statistisk design kan resultaten ändå inte utvärderas på ett tillfredsställande sätt. Det är därför av stor vikt att man tidigt bestämmer sig för hur designen av utvärderingen skall se ut, vad man skall provta, var och när (se Downes m.fl. 2002). Om den åtgärd man har utfört är evidensbaserad kan man följa upp resultatet genom en enklare studie där man fokuserar på om de uppsatta målen för åtgärden nås eller inte. I det fallet väljer man en eller flera lämpliga responsvariabler och indikatorer och mäter dessa före åtgärden utförs och efter det att åtgärden har genomförts. Denna typ av studie kan svara på "har målet med åtgärden nåtts"? Problemet med denna typ av studie är att i de fall man inte tidigare visat att just denna åtgärd påverkar den eller de organismer och/eller fysiska processer (eller annat) som åtgärden är tänkt att ha effekt på så kan man inte med säkerhet säga att genomförd åtgärd A ger positiv effekt B på organismer

eller processer. Det kan ju vara så att någon annan faktor C såsom förändrat påverkanstryck eller naturlig variation (klimat etc.) istället är orsaken till den förändring man observerar. Det kan även vara så att åtgärden A har en positiv effekt B på den organism, process eller liknande man vill påverka, men att åtgärden initialt har en negativ effekt och först efter en återhämtningsperiod får den avsedda positiva effekten.

Det är i många fall viktigt att genomföra en mer omfattande utvärdering av åtgärdens effekt med en god statistisk design. Detta gäller särskilt om den genomförda åtgärden inte tidigare är vetenskapligt utvärderad. Viktigt i detta sammanhang är också vilken målbild man har för den genomförda åtgärden. Man måste kunna sätta upp ett mål för åtgärden som är anpassad till platsens/vattendragets/sjöns särart. Det mål man sätter upp skall också vara meningsfullt, möjligt att uppnå, kortfattat och exakt. Om vi har uppsatta mål som inte på ett rättvisande sätt är anpassat till objektet kommer detta svårtligen kunna uppnås och då finner man vid utvärderingen att åtgärden inte kan uppnå de uppfyllda målen, när det är målen som är felaktigt satta. Det mål eller den målbild man har för åtgärden kan baseras på historisk information om den plats där åtgärden skall genomföras (t.ex. hur det såg ut innan den nuvarande påverkan fanns på platsen). En målbild kan också vara hur ett liknande opåverkat objekt ser ut idag. Man kan också ha en hydromorfologisk målbild av hur ett vattendrag/sjö av denna typ bör se ut om det är opåverkat eller efter lyckad genomförd åtgärd. Viktigt är att man fokuserar på hur det naturliga objektet har sett ut historiskt vid opåverkat tillstånd när man bestämmer sig för vilken målbild man har. För att göra detta på ett bra sätt bör man ha kunskap om både de ekologiska och geomorfologiska förhållandena för vattendraget eller sjön där man skall genomföra åtgärden. Då minskar risken att man försöker genomföra en åtgärd som inte kommer kunna få den effekt man förväntar sig eller att man genom åtgärden får ett nytt onaturligt tillstånd (då målbilden varit felaktig).

En stor del av de åtgärder som hittills utförts i sötvatten fokuserar i stor utsträckning på enskilda arter eller artgrupper (gäller främst vissa fiskarter samt musslor i rinnande vatten där huvuddelen av åtgärderna i sötvatten genomförts). Vi anser att de åtgärder som genomförs framöver i betydligt större utsträckning bör ta hänsyn till att i så stor omfattning som möjligt fokusera på att återställa naturliga habitat och naturliga processer i sjöar och vattendrag. Detta innebär också att man i större utsträckning bör mäta och utvärdera indikatorer kopplade till naturligheten hos habitatet (i vattendrag t.ex. flöde, substrat, bredd, djup, sinuositet) eller processer kopplade till ekosystemet snarare än populationsstruktur hos enskilda arter. På detta sätt fokuserar man på återställning som gynnar fler delar av ekosystemet, vilket i sin tur kan leda till positiva effekter också för de organismer (nyckelarter) som på olika sätt är av särskilt intresse från ett mänskligt perspektiv (särskilt skyddsvärda, viktiga för fritidsfiske etc.).

2.3 PROVTAGNINGSMETOD, STATISTISK DESIGN OCH VARIATION

Val av punkt eller lokal för den provtagning man ska genomföra är ett mycket viktigt steg i utvärderingen av en åtgärd. Det är ju sällan så att man kan mäta alla punkter eller på alla lokaler, så man måste på något sätt välja var prover skall tas.

Hur många prover man skall ta och hur ofta beror dels på vad som anges i standarden eller undersökningstypen om sådan finns (se nedan), samt skall baseras på en uppskattning av variation och statistisk styrka för den undersökning man genomför (se Downes m.fl. 2002). Det är av vikt att de provpunkter eller lokaler man väljer är representativa för det område/objekt där man utför studien. I annat fall kommer de prover man tar inte kunna mäta resultaten i förhållande till det mål man har med sin åtgärd. Det kan t.ex. innebära att man väljer att provta i ett habitat eller område där man förväntar sig att den åtgärd man genomför skall ha en effekt, eller att man provtar den vanligaste typen av habitat inom det objekt man undersöker.

Det finns flera typer av design av övervakningsprogram. Ett är att man gör ett urval av provtagningslokaler eller punkter som baseras på sannolikheter och där man bland ett antal valda, möjliga provtagningsstationer slumpar fram några man sedan provtar. Detta ger information av typen "45 % av lokalerna i ett avrinningsområde uppnår inte god ekologisk status", eller "25 % av lokalerna håller en reproducerande musselpopulation". I ett roterande provtagningsprogram tar man prover med ett visst intervall där varje objekt eller lokal återkommer för provtagning (t.ex. var femte år). I ett program med fasta stationer har man ett antal provpunkter som valts ut enligt någon form av kriterier och som sedan provtas regelbundet, detta gäller t.ex. det nationella programmet för miljöövervakning av trendstationer i sjöar och vattendrag, det skulle även kunna gälla ett egenkontrollprogram. Slutligen kan man också lägga upp ett målstyrt provtagningsprogram vilket är det som är mest intressant utifrån perspektivet att man vill utvärdera effekterna av en genomförd åtgärd. Då väljer man lokaler eller provpunkter specifikt för att utvärdera det mål man har med sin åtgärd.

Det är viktigt att förstå att den design man väljer för att utvärdera sin åtgärd har som mål att separera naturlig variation från den förändring som sker beroende på den åtgärd, mänsklig påverkan eller annan faktor man vill utvärdera (Chapman 1998). Om designen och provtagningen misslyckas med detta kommer man kunna konstatera att en förändring skett (givet att den har det) men inte kunna ge svar på vad som orsakade denna förändring. Det innebär i sådana fall att den studie eller undersökning man genomför blir mer eller mindre bortkastad. Den typ av design som bör användas kallas BACI (Before – After – Control – Impact) (Green 1979). Det innebär att man provtar före (Before) den åtgärd man vill utvärdera har utförts. Skall man t.ex. riva en damm behöver man ett (eller helst flera) års mätdata innan åtgärden utförts. Om man inte har före data kommer man enbart kunna jämföra data från en lokal med påverkan (Impact) med en referenslokal (Control). Vi kan med en sådan design enbart utvärdera om det finns en skillnad mellan åtgärd/påverkan och referens, inte om den påverkade lokalen har förändrats efter genomförd åtgärd. Det kan också vara så att man mäter före (Before) och efter (After) genomförande av åtgärd, men utan kontroll. Här kan man visa på eventuell förändring mellan före och efter men inte om denna förändring beror på den åtgärd eller påverkan man vill utvärdera eller om det beror på annan, naturlig variation eller annan mänsklig påverkan (på annan rumslig eller tidsmässig skala). En fullständig BACI design där man har bra före data (tillräckligt lång tidsperiod), tillräckligt lång tidsperiod med efter-data samt en oberoende kontrolllokal (se exempel i kapitel 3.3.2 Dammutrivningar) och en väl vald lokal eller

provtagningspunkt som representerar den åtgärd man vill utvärdera (se nedan) så är BACI en av de bästa metoderna för att utvärdera effekterna av åtgärder eller mänsklig påverkan (Smokorowski & Randall 2017).

2.4 RESPONSVARIABLER

När man ska följa upp det mål man satt med genomförandet av en åtgärd är det viktigt att också bestämma vilken eller vilka responsvariabler man skall mäta. Det är viktigt att den responsvariabel (organismgrupp, indikator etc.) man väljer för att utvärdera om man nått målet har hög relevans. Det innebär bland annat att det man mäter skall representera en ekologisk komponent eller process som konceptuellt är relevant i förhållande till åtgärden och det uppsatta målet. Responsvariabeln måste också visa på ett svar eller respons på den förändring man förväntar sig vid genomförd åtgärd, t.ex. ändrade hydrologiska förhållanden. Att välja flera responsvariabler som mäter en eventuell effekt på olika organisationsnivåer (t.ex. trofinivåer av biota) är ett bra sätt att utvärdera flera typer av förändringar i ekosystemet. Det samma gäller förändringar i ekologisk funktion eller processer som också kan mätas och utvärderas inom ett övervakningsprogram kopplat till en åtgärd. De responsvariabler man väljer skall också vara praktiska att mäta och övervakningen skall vara genomförbar, dvs. gällande fältprovtagning, laboratoriearbete, dataanalys, logistik, säkerhet och kostnaden för uppföljningen skall vara rimlig i förhållande till det man vill utvärdera.

När det gäller biologisk provtagning i vatten finns ett stort antal svenska (SIS), europeiska (CEN) eller internationella (ISO) standardiserade metoder för provtagning, kvalitetskontroll etc. I Sverige finns också Havs- och vattenmyndighetens "Undersökningstyper" som beskriver hur man provtar t.ex. fisk i sjöar, bottenfauna i vattendrag, biotopkarterar etc. på ett standardiserat sätt. Genom att använda standardiserade metoder kan data från olika studier jämföras och ett antal standardmetoder finns också listade i EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) där det i ramdirektivet står att "de metoder som används för övervakningen av typparametrar skall överensstämja med de internationella standarder som anges nedan eller med andra nationella eller internationella standarder varigenom det säkerställs att data av motsvarande vetenskapliga kvalitet och jämförbarhet finns att tillgå."

För insamlade data för ett antal vattenlevande organismgrupper finns s.k. datavärddar som tar emot och tillgängliggör data från olika typer av miljöövervakning. Det är därför viktigt att de data som samlas in i samband med utvärdering av genomförda åtgärder eller egenkontrollprogram rapporteras in till datavärddar så att data kan utnyttjas t.ex. för framtida utvärderingar liknande EKOLIV och för att vi därmed ska få en bättre förståelse för vilken typ av åtgärd som fungerar i en viss situation och för att vi ska lära oss mer om hur vi kan och bör följa upp de åtgärder vi genomför.

3 UTVÄRDERING AV GENOMFÖRDA ÅTGÄRDER

3.1 EKOLOGISK OCH EKONOMISK EFFEKTIVITET I VATTENDRAGSRESTAURERING

3.1.1 Sammanfattning

- 410 inrapporterade åtgärder ur den Nationella åtgärdsdatabasen analyserades.
- Länsstyrelsernas ombads göra en subjektiv bedömning av effekten av den utförda åtgärden. Majoriteten av de ingående åtgärder bedömdes ha haft en positiv effekt på målarten.
- 83 % av åtgärder angavs ha haft öring som målart. Lax angavs för 8 % av åtgärder, flodpärlmussla 3 %, gädda och flodkräffa vardera 1,5 %.
- Ju längre tid som gått desto större var sannolikheten att åtgärden börjat ge positiv effekt.
- Åtgärder kopplade till kontinuitet och vandringshinder bedömdes generellt ha större positiv effekt än habitatförändrande åtgärder.
- Den ekonomiska analysen visar att de mest kostsamma restaureringsåtgärder är storskaliga sådana som utförs för att återskapa konnektivitet, såsom fiskvägar och dammutrivning, medan småskaliga habitatsförbättrande åtgärder, som underlättande av fiskvandring vid vägtrummor, generellt sett är mindre kostsamma.
- Restaureringsåtgärder genomförda av ideella organisationer är generellt sett mindre kostsamma än de genomförda av t.ex. länsstyrelser och kommuner.
- Låga kostnader i kombination med stor variation i ekologisk effekt vid biotopförbättrande åtgärder pekar på vikten av att väga kostnader mot den statistiska sannolikheten att uppnå önskat resultatet.

3.1.2 Ekologisk effektivitet vid vattendragsrestaurering

Introduktion

”Åtgärder i vatten” (i rapporten även kallad åtgärdsdatabasen) är en nationell databas för restaurerings- och fiskevårdsåtgärder i vattenmiljön och strandzonen förvaltd av Sveriges länsstyrelser. Databasen påbörjades 2004 och har till syfte att samla alla landets genomförda åtgärder i vatten som finansierats av statliga medel, biologiska återställningar i kalkade vatten samt alla konstruerade fiskvägar. Sedan 2014 finns databasens innehåll publikt på <https://www.atgarderivatten.se>. I juni 2017 fanns närmare 6200 åtgärder registrerade i databasen. Den vanligaste åtgärdstypen i databasen är biotopvård som utgör ungefär en tredjedel av de registrerade åtgärder. Därefter följer fiskvägar (27%) och fiskutsättningar (23%).

Ett stort problem om man ska undersöka de ekologiska effekterna av en åtgärd är bristen på tillförlitliga uppföljningar. För att försäkra sig om att eventuella förändringar, positiva eller negativa, skett på grund av åtgärden bör, om inte måste, åtgärdsområdet ha provtagits under en lång tid före och sedan under flera år efter åtgärden. Förändringarna kan mätas i exempelvis arters tätheter och

förekomst eller övergripande index likt VIX för fisk (Vattendragsindex, Beier m. fl. 2007). De strama budgeterna för åtgärderna gör att det i första hand ofta är själva åtgärden som bekostas, uppföljningen blir sekundär. Dessutom är åtgärdssatsningar ofta sporadiska och finansiering och bidrag kan komma plötsligt, något som ofta innebär att provtagningar före genomförandet inte hinns med.

I den kortfattade analys som presenteras i detta kapitel valdes att istället för att jämföra resultat från uppföljningar (som alltså ofta är få) be några av Sveriges länsstyrelser att själva subjektivt bedöma hur effekten varit efter åtgärder som genomförts i länen. Naturligtvis kunde bedömningen ha byggts på faktiska mätningar, men detta tillvägagångssätt möjliggjorde även att få in resultat från icke uppföljda åtgärder, istället bedömda utifrån expertkunskap.

Material & metoder

Indata bestod av 410 genomförda åtgärder ur åtgärdsdatabasen som ansågs ha koppling till kraftuttag i vatten. Vid urvalet togs ingen hänsyn till åtgärdens geografiska placering, typ av åtgärd eller anläggningsår. En del information om åtgärderna fanns redan att hämta ur åtgärdsdatabasen, såsom typ av åtgärd, länsstillhörighet och året då åtgärden genomfördes. De typer av åtgärder som förekom i materialet var dammrivningar, naturliga och tekniska fiskvägar, förbättring av passage vid vägtrummor, lekplatsförbättringar och habitatrestaureringar. Det ansågs intressant att jämföra resultatet utifrån två huvudgrupper av åtgärder; *Kontinuitet och vandringshinder*, där de fyra första åtgärdstyperna ovan ingick och *Habitatförändringar*, för de två sistnämnda åtgärdstyperna. För att få, för analysen nödvändig, information om den upplevda effekten av åtgärderna skickades förfrågningar om komplettering ut till länen. Kompletteringarna utgjordes av en subjektiv bedömning av effekten av den utförda åtgärden på en utpekad huvudsaklig målart (fortsättningsvis kallad målart). Effekten skulle bedömas på en 21-gradig skala med en siffra mellan -10 och 10, där -10 motsvarade en stor negativ effekt, 0 en neutral effekt och 10 en stor positiv effekt. Eftersom bedömningarna hade gjorts av enskilda personer på länen utan några egentliga ingående anvisningar för bedömningen valdes att normalisera bedömningarna och minska ner den 21-gradiga skalan till en 4-gradig inför analyserna. De nya klasserna gavs numrering 0, 1, 2 och 3 med betydelserna Negativ eller ingen effekt (0), Liten positiv effekt (1), Måttlig positiv effekt (2) respektive Stor positiv effekt (3) (Tabell 1). Resultat presenteras uteslutande utifrån de nya klasserna och redovisas ibland med klass, ibland med förklaring och ibland med de båda.

Tabell 1. Omklassning av den 21-gradiga skalan till fyrgradig.

Bedömningsintervall	Klass och förklaring
-10 - 0	0 - Negativ eller ingen effekt
1 - 3	1 - Liten positiv effekt
4 - 7	2 - Måttlig positiv effekt
8 - 10	3 - Stor positiv effekt

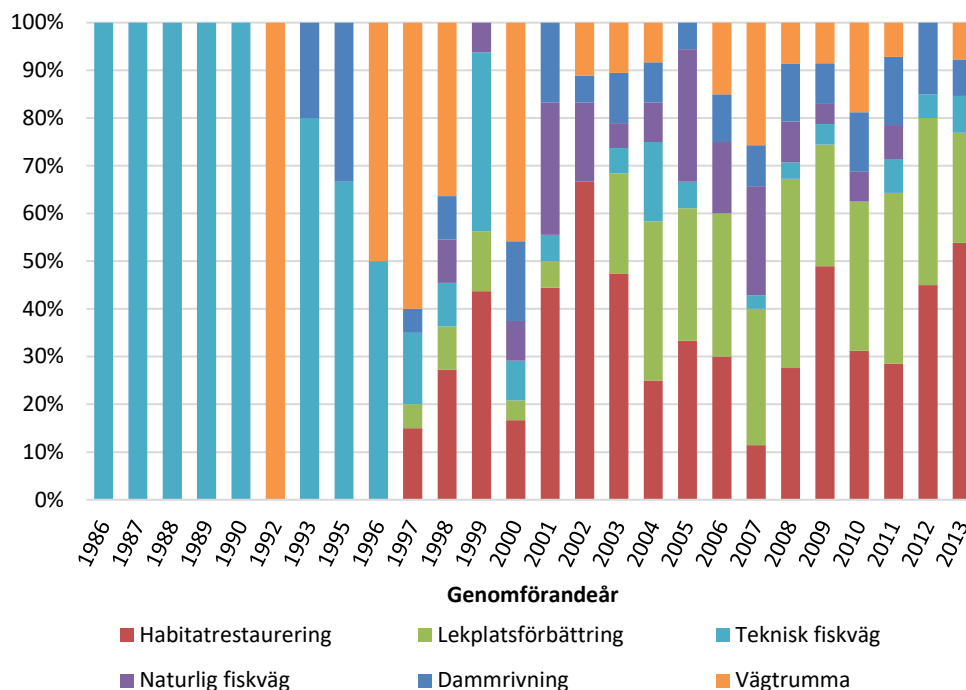
Fjorton län fanns representerade i bedömningen av de 410 åtgärderna. Antalet åtgärder per län rörde sig i ett brett spann från enstaka till över 100 stycken (Tabell 2). Det tidigaste genomförandeåret hos samtliga åtgärder var 1986, det senaste 2013 och medianåret var 2007 (Tabell 2). Året då de flesta av åtgärderna startades var 2008 (58 st). Hos majoriteten av länen var medianåret för åtgärderna i 2000-talets första decennium, undantaget Hallands län (1995) och Uppsala län (2012).

Tabell 2. Sammanställning av åtgärderna per län. Information om genomförandeår och typ av åtgärd från Åtgärdsdatabasen. Genomförandeåret för åtgärden med det tidigaste samt senast året och medianåret för varje län. Åtgärdstyp redovisas som antal per län samt andel av länets åtgärder (inom parentes).

Län	Antal åtg	Genomförandeår			Typ av åtgärd					
		Tid	Sen	Med	Damm-rivning	Habitat-restaurering	Lekplats-förbättring	Naturlig fiskväg	Teknisk fiskväg	Väg-trumma
Blekinge	3	2003	2012	2004			1 (33 %)	1 (33 %)	1 (33 %)	
Halland	32	1986	2012	1995	5 (16 %)	1 (3 %)	4 (13 %)	1 (3 %)	20 (63 %)	1 (3 %)
Jämtland	125	1997	2013	2003	5 (4 %)	68 (54 %)	6 (5 %)	1 (1 %)	5 (4 %)	40 (32 %)
Jönköping	20	1996	2012	2006	5 (25 %)	2 (10 %)	2 (10 %)	8 (40 %)	1 (5 %)	2 (10 %)
Kalmar	34	1998	2013	2008	2 (6 %)	5 (15 %)	16 (47 %)	9 (26 %)	1 (3 %)	1 (3 %)
Kronoberg	24	1998	2010	2008	4 (17 %)	7 (29 %)	9 (38 %)	3 (13 %)	1 (4 %)	
Skåne	8	2005	2013	2008	3 (38 %)	4 (50 %)	1 (13 %)			
Stockholm	33	1997	2013	2001	2 (6 %)	10 (30 %)	10 (30 %)	4 (12 %)	6 (18 %)	1 (3 %)
Södermanland	1	2003	2003	2003		1 (100 %)				
Uppsala	1	2012	2012	2012	1 (100 %)					
Västmanland	23	2001	2013	2010	1 (4 %)	9 (39 %)	5 (22 %)		1 (4 %)	7 (30 %)
Västra Götaland	40	1997	2012	2003	5 (13 %)	12 (30 %)	14 (35 %)	4 (10 %)	5 (13 %)	
Örebro	36	1998	2013	2008	2 (6 %)	2 (6 %)	18 (50 %)	4 (11 %)	1 (3 %)	9 (25 %)
Östergötland	30	1998	2012	2007	6 (20 %)	11 (37 %)	5 (17 %)	5 (17 %)		3 (10 %)
Totalt	410	1986	2013	2007	41 (10 %)	132 (32 %)	91 (22 %)	40 (10 %)	42 (10 %)	64 (16 %)

Totalt sett utgjorde habitatrestaurering den vanligaste åtgärdstypen i materialet (32 %), följt av lekplatsförbättring (22 %) och vägtrumma (16 %) (Tabell 2).

Dammrivning, naturlig fiskväg och teknisk fiskväg utgjorde vardera 10 %. Fördelat i huvudgrupper utgjordes materialet till 46 % av åtgärder knutna till Kontinuitet och vandringshinder och 54 % till Habitatförändringar. Länsvis fördelning av åtgärdstyper går att utläsa i Tabell 2. Fördelningen av åtgärdstyp per genomförandeår (Figur 4) visade att majoriteten av materialets åtgärder mellan 1986 och 1996 var tekniska fiskvägar. Mellan 1997 och 2000 var fördelningen relativt varierad, medan åtgärderna med genomförandeår 2001 till 2013 dominerades av habitatrestaureringar och lekplatsförbättringar. Till och med år 1997 tillhörde samtliga åtgärder gruppen Kontinuitet och vandringshinder, medan från år 1999 och framåt var över hälften av åtgärderna kopplade till Habitatförändringar.



Figur 4. Andelen av åtgärdstyp per genomförandeår för åtgärderna i materialet (n=410).

Utöver informationen från åtgärdsdatabasen och kompletteringarna från länen kopplades även information om vattendragsbredden till vissa av åtgärderna samt värdet av fiskindexet VIX. Vattendragsbredden erhöles genom att i GIS koppla samman varje åtgärd med den närmast belägna elfiskelokalen från elfiskeregistret (SERS vid Sveriges lantbruksuniversitet). I Elfiskeregistret fanns vattendragsbredder som uppgivits vid rapporteringen av elfisket. För att försäkra att elfiskelokalens vattendragsbredd var representativ för bredden vid åtgärden bestämdes att endast koppla samman åtgärd med elfiskedata om avståndet mellan åtgärden och elfiskelokalen var mindre än 300 meter. Detta resulterade i att 210 åtgärder kunde kompletteras med vattendragsbredd.

VIX (Vattendragsindex) är ett multimetriskt index som gäller för hela Sverige och beräknas som en avvikelse från en förväntad normal fiskfauna vid en elfiskelokal (Beier m.fl. 2007). I bedömningen görs en uppskattning om hur fiskfaunan borde se ut vid lokalen vid referenstillståndet. Utifrån sex variabler från elfiskeresultatet beräknas ett värde mellan 0 och 1 som visar sannolikheten att lokalen har hög/god status. Vid VIX-värdet 0,467 går gränsen mellan hög/god och måttlig ekologisk status. Eftersom det ansågs relevant att det fanns VIX-värden från både tiden före åtgärdens genomförande samt efter samt kravet på att VIX var framräknat utifrån en elfiskelokal nära platsen för åtgärden blev antalet åtgärder som kunde kompletteras med denna information endast 38 st. Åtgärdstyperna som representerades var habitatrestaurering (22 st) och lekplatsförbättring (16 st). I analysen jämfördes VIX-värdena som medelvärden före och efter åtgärdens genomförande.

De vanligaste jämförelsemetoderna i resultatdelen är medelvärde och medianvärde. Medelvärdet beräknas som summan av värden dividerat med antalet ingående värden. Medianvärdet (50 % -percentilen) är det värde som lika många av de ingående värdena är mindre som större än. Variansanalyser (ANOVA) gjordes för att testa om medelbredden och VIX-värdet efter åtgärden skilde sig för de av Länsstyrelserna bedömda effekterna av de olika åtgärderna (klass 0-3, se ovan).

Programvaror som användes var Esri ArcMap 10.3, Microsoft Excel 2016 och PASW Statistics 18.

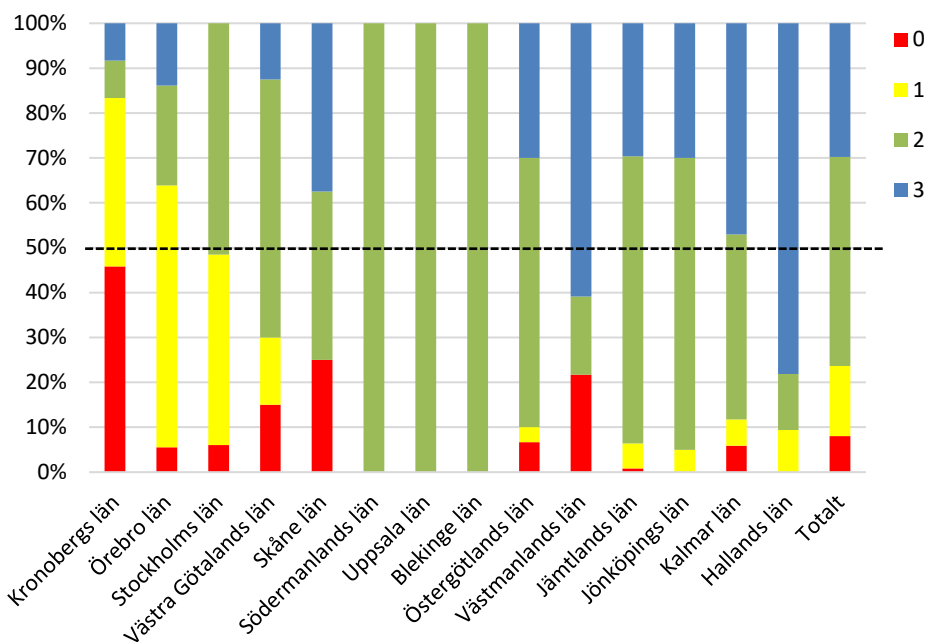
Resultat

Över 90 % av åtgärderna bedömdes ha haft en positiv effekt på målarten, fördelat som 30 % i klass 3, 47 % i klass 2 och 16 % i klass 1 (Tabell 3). Endast 8 % av åtgärderna uppgavs ha haft negativ eller ingen effekt (endast fyra åtgärder bedömdes ha haft en negativ effekt). Totalt för de 410 åtgärderna var medianvärdet av den bedömda effekten 2, d v s en måttlig positiv effekt och medelvärdet var också nära 2 (Figur 5).

Tabell 3. Fördelning av åtgärder utifrån den bedömda samt omklassade effekten på målarten (n=410).

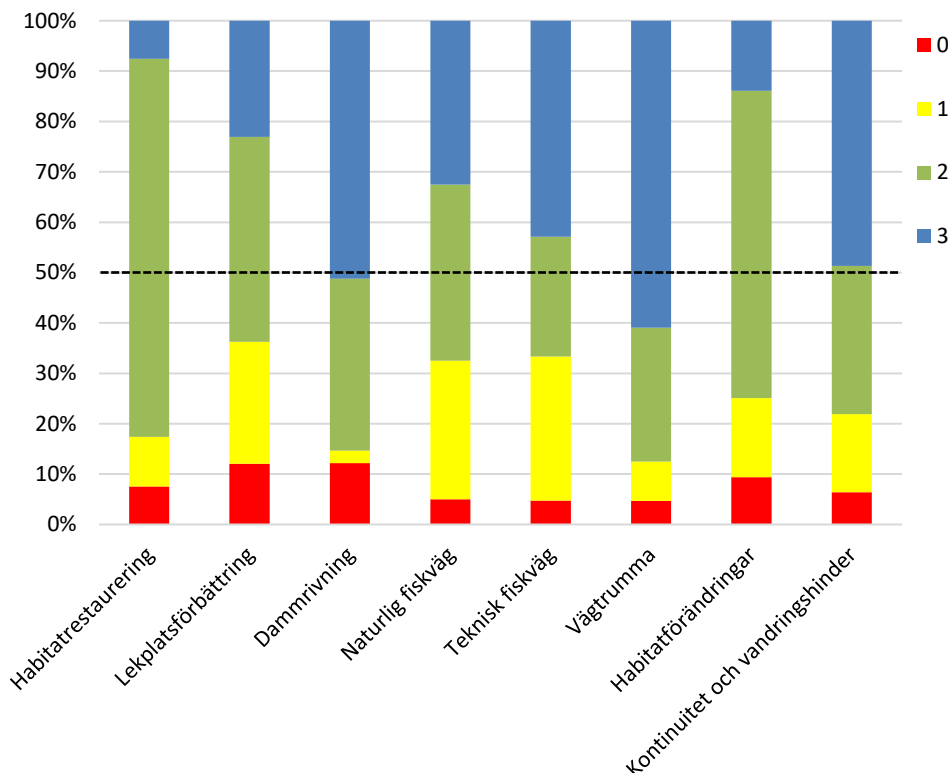
Omklassad effekt	Bedömd effekt på målart	Antal
0. Negativ eller ingen effekt	-10	2
	-3	1
	-2	1
	0	29
1. Liten positiv effekt	1	14
	2	14
	3	36
2. Måttlig positiv effekt	4	27
	5	86
	6	38
	7	40
3. Stor positiv effekt	8	64
	9	7
	10	51

Fördelningen av bedömningarna visade utifrån medianvärdet att merparten av länen bedömt att mer än hälften av dess åtgärder haft en måttlig (2) till stor positiv effekt (3) på målarten (Figur 5). Endast två av länen bedömde att mer än hälften av dess åtgärder haft en liten (1) till negativ eller ingen effekt (0). Medelvärdet av länen bedömningar varierade mellan 0,79 – 2,69 (Figur 5).



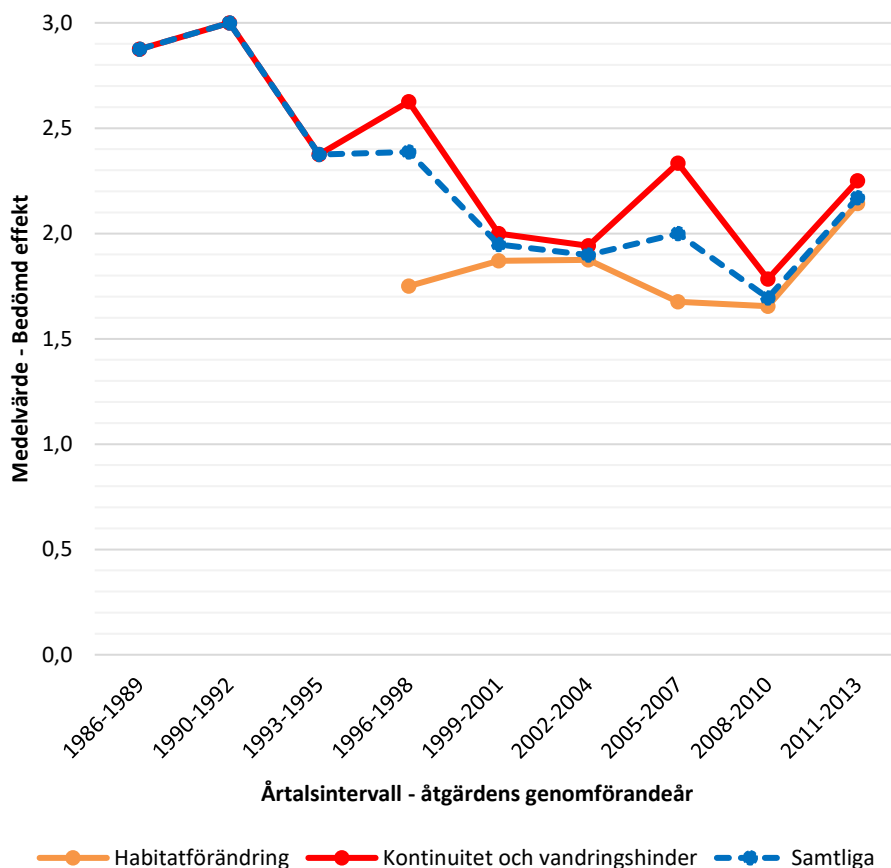
Figur 5. Fördelningen av bedömd effekt per län (N=410). Mer information om länens ingående åtgärder finns i Tabell 2.

Fördelat per åtgärdstyp hade fyra av de sex typerna ett medianvärde på 2 och de två resterande ett medianvärde på 3 (Figur 6). Medelvärdena uppvisade dock en större spridning där vägtrummor hade det högsta värdet, följt av dammrivningar och tekniska fiskvägar. Lägst medelvärde hade lekplatsförbättringar, men endast något lägre än habitatrestaureringar och naturliga fiskvägar (Figur 6). Grupperat hade följaktligen Kontinuitet och vandringshinder ett högre medelvärde (2,20) dvs bedömd som en bättre ekologisk effekt av åtgärden än för Habitatförändringar (1,79).



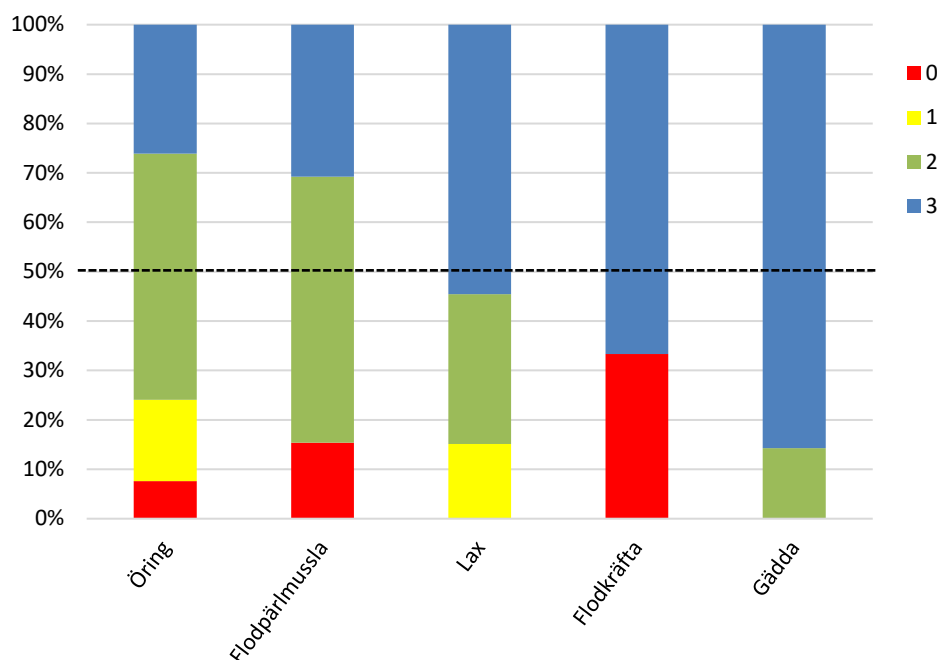
Figur 6. Fördelningen av bedömd effekt per åtgärdsgrupp och även per åtgärdsgrupp (N=410).

Medelvärde av den bedömda effekten, per genomförandeår räknat, var större ju längre tillbaks i tiden åtgärden var genomförd. I Figur 7 visas medelvärdet för årsintervall. För intervallet 1986-1989 var medelvärdet av den bedömda effekten 2,9 för att sedan, nästintill linjärt, dala ned mot 1,7 för åren 2008-2010. Intervallet 2011-2013 bröt trenden med ett medelvärde på 2,2. Notera att antalet åtgärder var betydligt färre i de första intervallen (se Figur 7 för antal). Grupperat i Kontinuitet och vandringshinder och Habitatförändringar visade den förnämnda gruppen samma trend som för hela materialet med ett sjunkande medelvärde utmed tidsaxeln, med den andra gruppens medelvärden låg på en mer jämn nivå strax under 2 (Figur 7).



Figur 7. Effekten på målarten som medelvärde av genomförandeår som intervall om tre år (bortsett från 1986-1989 = fyra år). Utöver att resultatet redovisas uppdelat i åtgärdsgrupperna Habitatförändring och Kontinuitet och vandringshinder, visas även totalen.

Trehundrafyrtioen av åtgärderna angavs ha haft öring som målart (83 %). Lax som målart stod för 8 % av åtgärderna (33 st), flodpärlmussla 3 % (13 st), gädda och flodkräfta vardera 1,5 % (7 st respektive 6 st). Övriga arter; tjockskalig målarmussla, asp, nissöga, gös och mört var målarter på 3 eller färre åtgärder (tillsammans 2,5 %). Av de fem arter som inte benämndes som övriga ovan, hade tre stycken ett medianvärde av den bedömda effekten på 3, övriga två hade 2 som medianvärde (Figur 8). Gädda hade dock det absolut högsta medelvärde av bedömd effekt, 2,9. Även lax som målart hade ett högt medelvärde, 2,4. De övriga målarterna hade medelvärden runt 2 (Figur 8).



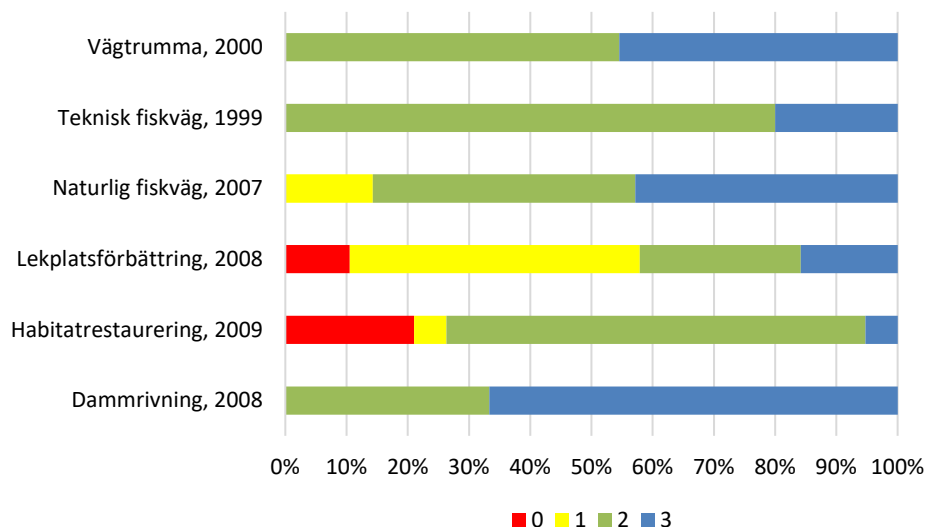
Figur 8. Fördelningen av bedömd effekt per målart (N=410). Endast målarter som representerades i mer än 1 % av materialet. Den streckade linjen förtydligar 50 %.

Vattendragets storlek i form av angiven medelbredd vid elfiske visade sig inte skilja sig mellan de fyra bedömningsklasserna (ANOVA, modell $F = 0,833$; $p = 0,477$), men medelbredden vid åtgärder med bedömningsklass 0 och 2 var något större än vid klass 1 och 3 (Tabell 4).

Tabell 4. Medelvärde av vattendragets bredd per bedömningsklass vid de åtgärder som hade uppgifter från elfiskelokal inom 300 meter.

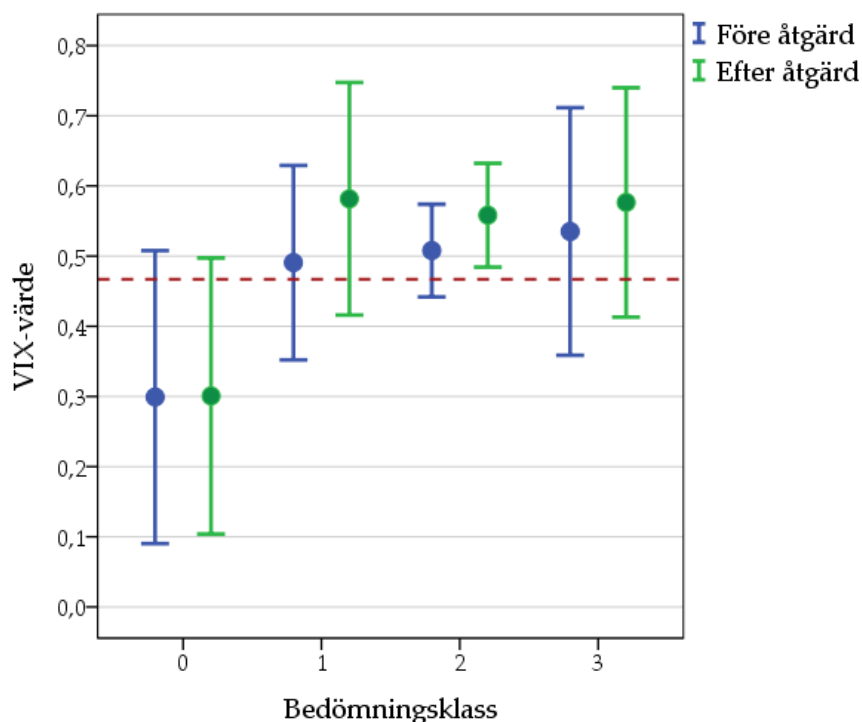
Bedömningsklass	N	Medelbredd (m)	St. avvikelse	Minimum (m)	Maximum (m)
0	18	9,39	11,60	2,37	40,00
1	36	5,92	4,54	0,70	25,00
2	89	9,32	19,07	0,60	165,00
3	67	6,60	7,67	1,00	48,00
Totalt	210	7,87	13,72	0,60	165,00

Typ av åtgärd, genomförandeår och målart visade sig alltså ha inverkan på hur stor den bedömda effekten var. För att se hur åtgärder med samma bedömda effekt, där dessa tre faktorer var de samma, materialet igenom efter lämpliga kombinationer av dessa. Detta resulterade i sex kombinationer med mellan 5 och 19 genomförda åtgärder i varje. Resultatet visade att även om åtgärdstypen, målarten och genomförandeåret var samma varierade den bedömda effekten (Figur 9). För åtgärdstyperna inom gruppen Kontinuitet och fiskvägar var variationen mindre än för de två åtgärdstyperna inom Habitatförändringar där samtliga fyra bedömningsklasserna fanns representerade för vissa kombinationer av åtgärd, genomförandeår och målart.



Figur 9. Fördelning av bedömda effekter för sex olika fall av åtgärder där öring angivits som måltart. Axelrubrikerna anger typ av åtgärd och genomförandeår.

Vid jämförelse mellan bedömd ekologisk effekt och faktisk effekt i form av förändrad ekologisk status (VIX) visade det sig att inom samtliga bedömningsklasser av åtgärdens effekt (0-3) var värdet av VIX större efter åtgärdens genomförande än före (Figur 10). Störst förändring fanns för åtgärder som bedömts ha haft en liten positiv effekt (klass 1), det vill säga där det var låga bedömda förändringar. Klass 2 och 3 hade sinsemellan liknande förändringar av medelvärde mellan före och efter genomförd åtgärd. Minsta förändringen fanns för de åtgärder som bedömts ha haft negativ eller ingen effekt. Medelvärde av VIX efter åtgärdens genomförande visades skilja signifikant mellan bedömningsklasserna (ANOVA, modell $F = 4,487$; $p = 0,009$; $r^2 = 0,220$) och var störst hos åtgärder med bedömningsklass 1, följt av 3 och sedan 2. Lägst värde hade klass 0. Figur 10 visar att det endast var åtgärder som klassats ha haft negativ eller ingen effekt som hade medelvärden av VIX under 0,467 både före och efter genomförandet av åtgärden. De övriga bedömningsklasserna hade medelvärden av VIX över 0,467 redan innan genomförandet.



Figur 10. Medelvärde med 95 %-konfidensintervall av VIX per bedömningsklass för ekologisk effekt före och efter utförd åtgärd för de åtgärder som hade undersökts med elfiske före och efter genomförandet ($N_0=6$; $N_1=7$; $N_2=19$; $N_3=6$). Det röda strecket visar gränsen mellan måttlig och god ekologisk status (0,467).

Diskussion

Resultatet visade att majoriteten av de ingående åtgärderna bedömdes ha haft en positiv effekt på målarten. Innan vidare slutsatser kan dras behövs svagheterna i materialet nämnas; antalet subjektiva bedömare i förhållande till det ringa antalet åtgärder var slående många. Risken med många bedömare är att det blir svårare att avgöra om skillnaden kan förklaras av den faktiska effekten eller om det handlar om hur effekten har bedömts av personerna som svarat. Man kan ju fundera på om skillnaden förklaras med att vissa län varit "duktigare" på åtgärder eller om det är en skillnad i hur effekten har bedömts av de tjänstemän som svarat? Normaliseringen som gjordes ökade förhoppningsvis tillförlitligheten, men i ett så här litet material hade det varit önskvärt om antalet bedömare varit färre. En lärdom är också att om möjligt minska ner bedömningsskalan för att göra en eventuell normalisering mer lättavgränsad. Hur stor är då risken för att utfallet blev alltför positivt i och med att samma länsstyrelse som varit involverad i åtgärdsarbetet även bedömde hur framgångsrikt det varit? Variationen i hur länen svarat (medelvärde mellan 0,79 – 2,69) samt att nästan alla län använde alla de fyra klasserna i sina bedömningar ger en indikation att de trots den möjliga "partiskheten" svarat utifrån den faktiska bedömda effekten.

Åtgärdstypen visades ha en stor betydelse för den bedömda effekten. Nästan hälften av åtgärderna inom Kontinuitet och fiskvägar bedömdes ha haft en stor positiv effekt, jämfört med knappt 15 % av åtgärderna inom Habitatförändringar. Är det alltså lättare att se den positiva effekten i en dammrivning eller ett omlöp jämfört med en lekplatsförbättring? I jämförelsen mellan den bedömda effekten

och förändring i VIX-värdet visades att VIX-värdet hos de ingående åtgärderna hade värden över 0,467 redan innan åtgärden genomförts, samtliga av dessa kopplade till gruppen Habitatförändringar. Faktum kan alltså vara att de habitatförändrande åtgärderna i regel görs för att förbättra levnadsmiljöer i vattendrag med redan relativt god ekologisk status med resultatet att den positiva effekten, troligtvis betydande, inte blir så påtaglig. Kontinuitetsförbättrande åtgärder som dammrivning och vägtrummor bidrar till mer drastiska förändringar där de positiva effekterna blir mer märkbara. Att få en art förbi ett hinder och möjliggöra en "ny" etablering är rimligtvis mer effektivt än att förbättra levnadsmiljön för en art som redan finns etablerad. För att återgå till jämförelsen av VIX visade det sig att medelvärdet av VIX var högre efter jämfört med före genomförd åtgärd, för de åtgärder som bedömts ha haft positiv effekt, men utan egentlig skillnad mellan klasserna 1, 2 och 3. Detta tyder alltså på att bedömningarna var i linje med de faktiska effekterna. Att VIX-värdet ökade bygger troligen på att levnadsförutsättningarna (ökade tätheter) för rheofila arter, som öring och lax, förbättrats genom tillförsel av lekgrus eller återskapande av uppväxtmiljöer. Tätheten av rheofila arter har stor påverkan på flera av de för indexet styrande indikatorerna. En annan förklaring till att den bedömda effekten skilde mellan åtgärdstyperna kan också ha sin grund i när de var genomförda. Majoriteten av åtgärderna som genomfördes före år 2000 var kopplade till Kontinuitet och fiskvägar. Ju längre tid som gått desto större borde sannolikheten vara att åtgärden börjat ge effekt, vilket också visade sig i denna studie. Det verkade dock finnas en skillnad mellan de båda grupperna, där Kontinuitet och fiskvägar har en tydligare trend med ökande positiv bedömd effekt ju äldre den utförda åtgärden är.

Intressant var också att VIX-värdet vid åtgärder som bedömts ha haft negativ eller ingen effekt var lågt både före åtgärden och efter åtgärden (medelvärde ~0,300). De sex habitatförändrade åtgärderna som ingick hade genomförts i vattendrag med låg ekologisk status utan att ge någon effekt alls. Kanske var miljön så störd i övrigt att åtgärdens påverkan inte kom målarten till gagn. Det hade varit intressant att se om den bedömda effekten tillika förändringen av VIX-värdet hade varit större om åtgärden varit i form av kontinuitetsförbättringar.

Att öring varit målart för över 4/5 av åtgärderna var föga förvånande och därmed inte heller att fördelningen av den bedömda effekten liknade den för hela materialet. Åtgärder för lax och gädda var de som bedömdes mest positivt. Förklaringen till att åtgärder med lax som målart bedömdes ha haft övervägande stora positiva effekter kan ha sin förklaring i att åtgärderna hade relativt tidiga genomförandeår (omkring 20 % före 1990). De 33 åtgärder där lax var målart var fördelade lika mellan typerna kontinuitetsförbättrande och habitatförändrande åtgärder. Detta borde innebära att åtgärder kopplade till lax oftast verkar fungera oavsett åtgärdstyp. Förklaringen ligger troligtvis i att arten är långvandrande och en stark simmare vilket medför att det är få fiskvägar som fisken inte tar sig förbi, under förutsättning att dessa är inom dess naturliga utbredning (alltså inte längre från mynningen än fisken kunnat vandra eller har förutsättningar att bilda långsiktigt hållbara bestånd). Förklaringen till att habitatförändrande åtgärder riktade mot lax hade stor effekt var troligtvis att den begränsande faktorn för både reproduktion och uppväxt ofta är bristen på lämpliga miljöer (Armstrong m.fl.

2002). I reglerade vattendrag har allt som oftast uppväxtmiljöer som stråkande vattenpartier minskats genom överdämning och lämpliga lekplatser antingen dämats över eller täckts med finkornigt material. Åtgärder där gädda varit mållart var samtliga inom kategorin habitatförändrande och även här begränsas reproduktionen snarare av lämpliga lekmiljöer än antalet lekfiskar (jämför Ljunggren m.fl. 2011).

Vattendragets storlek i form av medelbredd visades sakna betydelse i bedömningen, i alla fall utifrån resultatet från ANOVA. Förväntningen var att bedömningen skulle vara mer positiv ju smalare vattendraget var, eftersom mindre vattendrag är lättare att övervaka och följa upp. Detta förutsätter dock att åtgärden varit lyckad. Även om analysen inte visade på signifikanta skillnader kan ändå anas att vattendragets storlek indirekt hade betydelse utifrån åtgärdstypen. Vägtrummor och dammrivningar som ansågs ha haft de absolut största positiva effekterna är åtgärder som huvudsakligen görs i mindre vattendrag (de båda åtgärdstyperna hade en medelvatendragbredd på 4,9 m jämfört med en medelbredd på vattendragen på 9,0 m då övriga åtgärdstyper slogs samman).

Även om vissa faktorer kunde identifieras som styrde den bedömda ekologiska effekten visade fallstudierna att den inbördes variationen var stor. Detta är naturligtvis helt rimligt eftersom åtgärder sannolikt har olika effekt beroende på vattenmiljöns förutsättningar och hur åtgärderna har utförts. Slutsatsen är att åtgärder, i syfte att återställa vattendrag som påverkats negativt av vattenkraft, i majoriteten av fallen bedöms ha positiva effekter på den utpekade mållarten. Vid kompletteringsförfrågan till länen önskades även att få en bedömning av de sociala effekterna av åtgärderna. Eftersom endast 110 av åtgärderna bedömdes på detta sätt redogörs inga djupgående resultat, men endast i ett fall rapporterades kringboende missnöjda med åtgärderna, dvs. 0,9 % av inrapporterade åtgärder. Åtgärder har alltså bedömts ha positiv effekt, både under och ovan ytan.

3.1.3 Kostnadseffektivitet vid vattendragsrestaurering

Introduktion

There is a large body of literature on the assessments of ecological effects of different restoration measures (see Brudvig 2011 and Meli et al. 2014 for reviews), but there are very few studies estimating costs of restoration (Bullock et al. 2011; Nebhöver et al. 2011; Rudberg et al. 2015). To the best of our knowledge, there is no study on the assessment of their economic performance as measured by ecological effect in relation to costs. The purpose of this study is to investigate whether the implementation of these mitigation measures has been inefficient, and if so identify the determinants of this inefficiency. To this end, we use the stochastic frontier analysis (SFA) applied on microdata for hydropower plants in Sweden.

The SFA has a long tradition in economics, where it has been used for assessing productivity efficiency of firms (see Fried 2008 for a review). A common approach for environmental applications has been to treat pollution as an additional input into firms' production of goods and services or as an undesirable output together with the desirable outputs (see Tyteca 1996 and Lansink & Wall 2014 for

overviews). Other environmental applications relate ecological with economic performance and measure efficiency as, e.g., ecological effect per unit cost or economic value per unit ecological effect (e.g. Kuosmanen & Kortelainen 2005). This so-called frontier eco-efficiency (FEE) model is also used in this paper where we relate costs of different measures to their ecological effect. In our view, the main contribution of this study is the application of this FEE model to evaluate the efficiency of biodiversity restoration projects for hydropower plants.

Material & metoder

The fundamental concept of stochastic frontier model was first introduced by a novel work of Aigner *et al.* (1977) and then developed by Battese & Coelli (1995), Coelli (1995), and Greene (2003). A key assumption is that firms are assumed to use inputs, such as labor and capital, at given prices to minimize costs for producing certain outputs. By applying the so-called duality theory a cost function can be derived which shows the relation between the output and production cost (e.g. Diewert 1986). The costs are then expressed as a function of given inputs, input prices, and output level. In our case, biodiversity improvement constitutes the output Y_i where $i=1,..,n$ sites of the hydropower plants. The level of the output, or success of restoration, which can be measured as number of fish species or as a quality index, depends on restoration measures at the restored site, M_{ig} where $g=1,..,h$ different restoration measures such as technical fish ways or instream restoration. We will also investigate the role of characteristics of the principal, G_{in} where $n=1,..,m$ types of principals, which can be a national or local governmental body or a private firm. The biodiversity at each site is then written as $Y_i=Y_i(M_{i1},..,M_{ih}; G_{i1},..,G_{im})$.

Assuming that each plant chooses the allocation of measures that minimizes total cost, the general logarithmic cost minimizing function is expressed as:

$$\log(TC_i) = \log(f(Y_i, P_i) + \varepsilon_i), \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (1)$$

where TC denotes minimum cost, P is a $1 \times K$ vector of explanatory variables including input prices, G_{in} , and eventual capacity constraints on the measures (see e.g. Diewert 1982).

The term ε represents the error term, which is further classified into inefficiency (u) and statistical noise (v) components as:

$$\varepsilon_i = u_i + v_i \quad (2)$$

In Eq. (2) v is assumed to be distributed as $N(0, \sigma^2)$ and u is a positive random *i.i.d* error term which could follow half normal, truncated, exponential or gamma distributions (Wang and Schmidt, 2009). The term u denotes a non-negative deviation from the frontier cost function where the observed cost level is higher than the frontier cost function (minimum cost estimated for a given level of output and input prices). The economic reasoning behind Eq. (2) is directly linked to the existence of two distinguishable stochastic random error composts. The first part u , represents cost inefficiency that arises due to a number of firm specific factors in

the production process. The second component, v represents stochastic noise that cannot be controlled by a firm, such as climate and any accidental disaster.

Following Battese and Coelli (1995), maximum likelihood estimator (MLE) is applied and the likelihood function is represented by variance parameters,

$\sigma^2 = \sigma_u^2 + \sigma_v^2$ and $\lambda = \sigma_u / \sigma_v$. The term σ^2 represents total error variance in Eq.

(1), while λ is the ratio of the standard deviation of the inefficiency component to the standard deviation of the idiosyncratic component. The technical cost efficiency level, TE associated with each firm is measured by taking the ratio of an observed cost, TC_i and the corresponding frontier (or possible minimum cost) level, TC_i^* which is expressed as:

$$TE_i = \frac{TC_i}{TC_i^*} = \frac{f(Y_i, P_i; \beta) \exp(u_i + v_i)}{f(Y_i, P_i; \beta) \exp(v_i)} = \exp(-u_i) \quad (3)$$

where β denotes a vector of parameters to be estimated.

The data is obtained from two main sources; national database of restoration measures (County Board in Jönköping 2016) and a survey to hydropower companies in Sweden. The official data base includes information on type of measure (construction of technical natural fish way, rebuilding of road culverts, instream and spawning area restoration, and dam removal), timing of the project, principal (county board, municipality, NGO, private firms, and others), and costs. Projects are implemented during a 30 year period, and cost reports are transferred into 2016 prices by means of GDP deflator. Survey data is used to obtain information on ecological effects of different measures.

In principle, there are two main classes of restoration measures; improved connectivity in the catchment, and restoration of habitat and spawning conditions in downstream regions. This study includes four measures improving connectivity (technical and natural fish ways, dam decommission, and road culverts) and two measures improving the biotopes (habitat and spawning restoration). These projects are implemented by five different categories of principals; county boards, municipalities, NGOs, private entities, and others. NGOs include local organizations for water and fish management, private entities can be persons but also firms such as hydropower producers and forest companies. Examples of 'others' are governmental authorities, such as Swedish Forestry Agency and Traffic Agency. In total the data set includes 487 different restoration measures, and the allocations of different restoration measures and principals are shown in Figure 11.

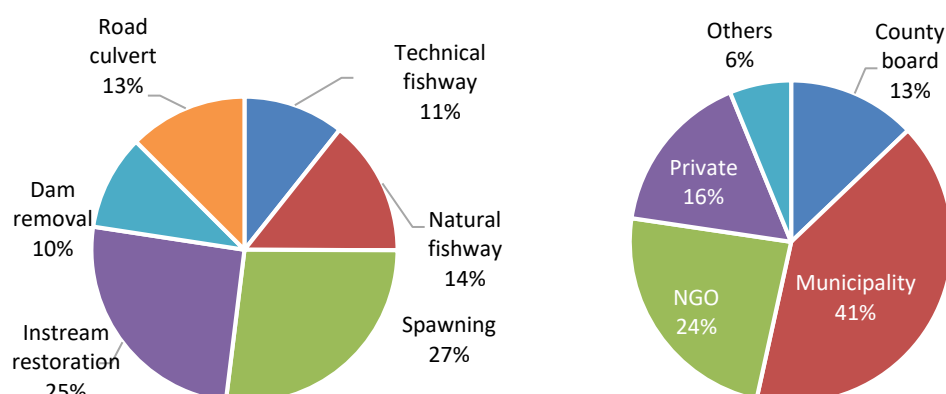


Figure 11. Allocation of different biodiversity restoration measures and principals of 487 restoration measures,

Instream restoration and creation of spawning areas account for more than half (52 %) of all measures. The municipalities and NGOs are responsible for approximately 2/3 of the projects. The municipalities' are the main principal for investments in technical and natural fish ways, and together with NGOs account for the major part of projects for spawning improvements, instream restoration, and dam decommissions (Figure 12).

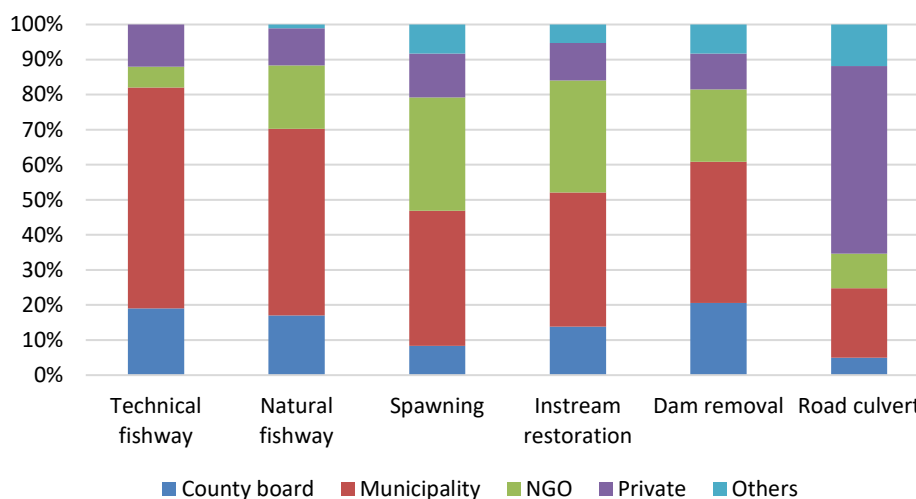


Figure 12. Allocation of principals on different restoration measures.

The data on costs includes the principal's total cost for implementing and managing the measures. This means that costs in terms of impacts on provision of energy are not included, which implies an underestimation of the cost in several cases; permits from the environmental court are needed, the application of which can be costly. This may be of particular importance for measures focusing on the

restoration of connectivity. Given this caveat, the cost/measure for different measures are as displayed in Figure 13.

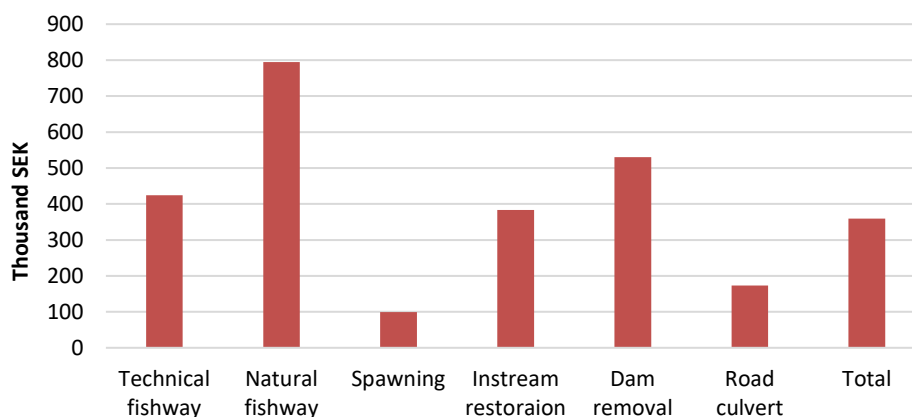


Figure 13. Average cost of the different restoration measures in 2016 prices.

The average cost for all measures amounts to 359 thousand SEK. Construction of natural fish way is the most expensive measure, and improved spawning ground is the least costly measure. The cost of these measures corresponds to 1/8 of the cost for natural fishway. However, the underestimation of costs of connectivity measures reinforces the relative cost advantage of spawning and instream restoration.

It can be argued that it is not the cost per measure that is of importance, but rather the cost in relation to ecological effects. Data on ecological effects is, as mentioned above, obtained from a survey described in Chapter 3. Data on ecological effects is not available for all 487 restoration measures with cost information, but for 258 of these restored objects. For each of these objects there are two main classes of indexes of perceived ecological effect. One is the effect on the main target for the project, such as improvements of trout salmon or eel populations, and the other consists of five different indexes of additional ecological effects. Since both targets and additional effects may impact decision on project investment we include both these aspects. In order to reduce the number of variables we constructed a weighted index of the five other effects by means of principal component analysis. Indexes for two different ecological effect variables were then specified, *Targeffect*, which includes only the effect on the target for the restoration, and *Toteffect*, which adds the constructed index on other effects to the index on targeted effect. *Targeffect* ranges between -10 and 10, and *Toteffect* between -12 and 14.24 (Table 5). The costs per unit ecological effect as measured by these two indexes are displayed in Figure 14.

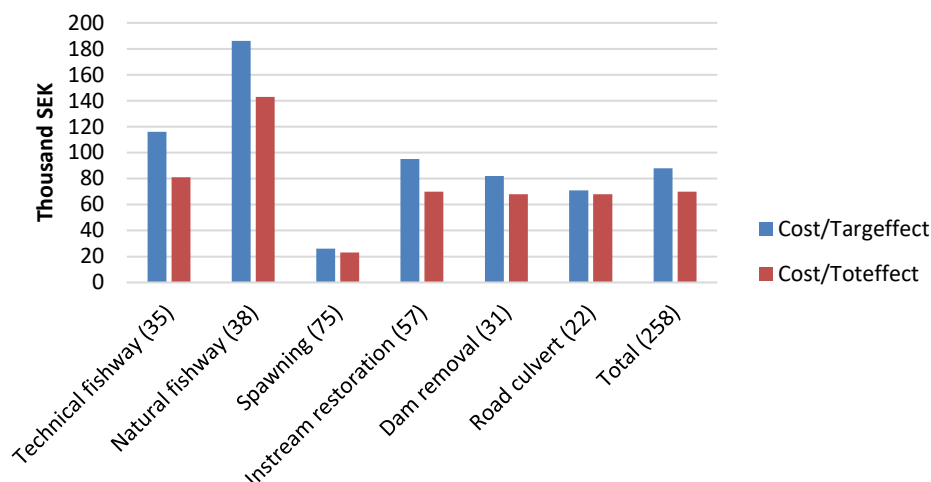


Figure 14. Cost per targeted ecological effect (Targeffect) and per total ecological effect (Toteffect) for different restoration measures. Number of measures in parentheses.

The pattern on cost/effect for different measures is similar for *Targeffect* and *Toteffect*; unit costs are largest for technical fish ways and considerably lower for improvement of spawning conditions. In average the *Cost/Targeffect* is approximately 9 times higher for construction of natural fish way than for spawning improvements. The unit costs are reduced for all measures when *Toteffect* is used instead of *Targeffect*. The reduction is relatively higher for the most costly measures because of the larger other ecological effects. The difference between the lowest and highest cost is then reduced.

With respect to cost effectiveness among principals, NGOs show the lowest average cost for all measures, Figure 15.

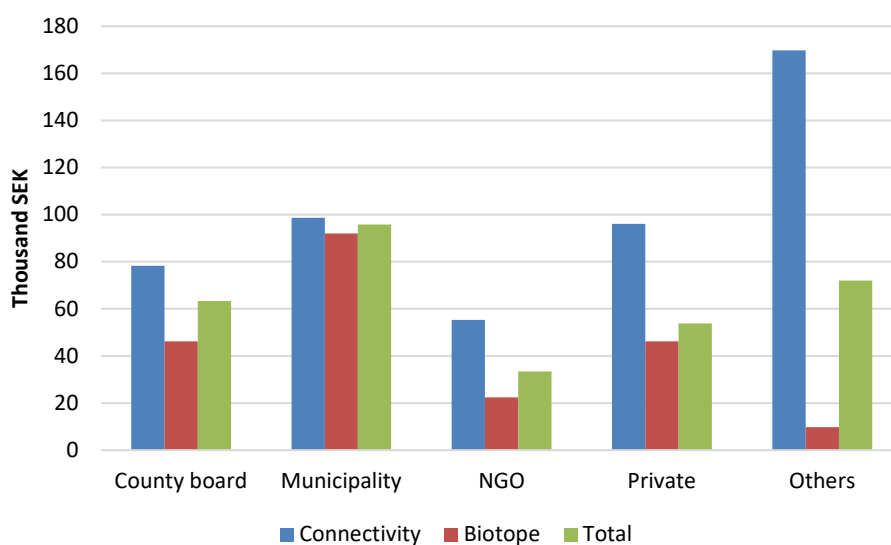


Figure 15. Cost/Toteffect for different principals and restoration measures.

The category 'Others' shows both the lowest and highest *Cost/Toteffect*. A major part of this category's investment is made in spawning and habitat restoration (59 % of all its projects), and in dam removal and road culvert (38 % of all its projects). Decommission of dams can be a relatively costly measure which can be afforded only by governmental agencies. The average *Cost/Toteffect* for biotope improvements is approximately 1/10 of the highest cost, which is born by the municipalities.

This analysis thus revealed that measures improving connectivity are in average more expensive than measures restoring biotopes. The relative effectiveness of different principals varies among type of restoration measures. With respect to location of restoration measures, they are located in 15 of the 21 Swedish counties from Skåne in the south of Sweden to Norrbotten in the north. The type of site where restoration has taken place is generally quite different in the counties, being small in the south and mid Sweden and large in the North (Widmark 2002). There is also a difference between the county of Västra Götaland compared to other counties. Because of this, we included a dummy for measures in Västra Götaland as a control variable which is 1 when the project is located in Västra Götaland and 0 otherwise. We also introduce dummies for different types of measures, because choice of measure may be limited by specific hydrological and other conditions at the site. A dummy for, e.g., connectivity measure is then 1 for the four connectivity measures and 0 otherwise.

With respect to data on input prices, we use average monthly salary from Swedish Statistics and the return on a relatively risk free asset, short term governmental bonds, is used as a measurement of opportunity cost of capital. In the econometric analysis in subsequent section we will use observations for which there exist data on both cost and effects, and associated descriptive statistics is presented in Table 5.

Table 5. Descriptive statistics, n=256.

Variable	Mean	Std. Dev.	Min	Max
Total Cost(SEK)	410587	1297484	2049	17000000
Wage Rate (SEK/month)	24325	4327	14300	30600
Interest Rate	1.1125	1.400	-1.116	6.712
Start year	2004.82	5.818	1986	2015
Targeffect	5.267	3.423	-10	10
Toteffect	6.383	4.257	-12.09	14.24
Municipality, dummy	0.472	0.500	0	1
County board, dummy	0.117	0.323	0	1
Private, dummy	0.105	0.307	0	1
NGO, dummy	0.191	0.394	0	1
Others, dummy	0.072	0.262	0	1
Connectivity, dummy	0.492	0.501	0	1
Västra Götaland, dummy	0.132	0.340	0	1

The average cost amounts to approximately 411 thousand SEK, but the variation is large, between 2 and 17000 thousand SEK. There is a 30 year time span for the implementation of the projects, they are introduced between 1986 and 2013. The mean of the dummy variables show the respective share of total projects. For example, the mean value of 0.472 for Municipalities shows that 47.2 % of all projects are implemented by a municipality. The NGOs are the second main principal and are responsible for 19.1 % of all projects. With respect to our main variables of interest, the expressed ecological effects, the average impact on the target is 5.267, which increases to 6.732 when other effects are also included.

Resultat

A preliminary analysis of the relation between log of cost per measure and log Toteffect shows a weak relation, Figure 16.

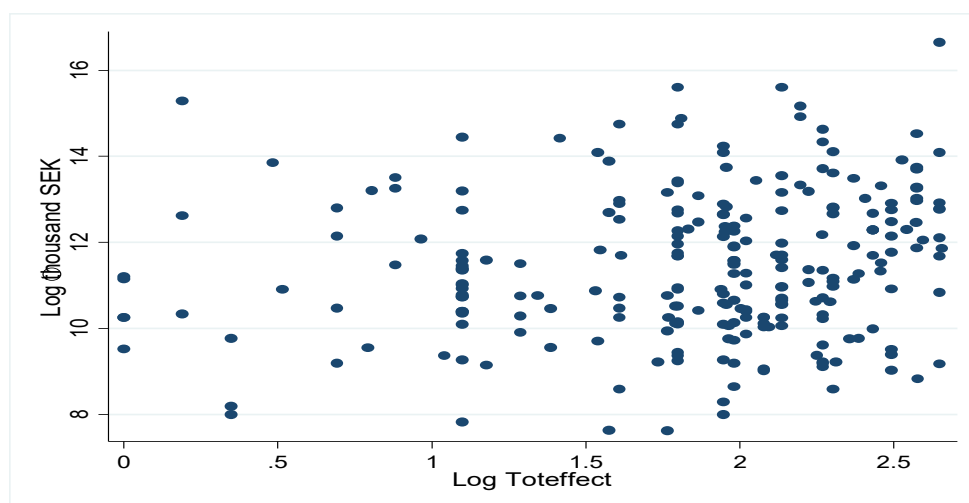


Figure 16. Plots of Log cost/measure and Log Toteffect/measure.

We carry out regressions for all restoration measures and for different classes of measures. Since the number of observations is relatively low for some measures, we classify the measures into the two categories connectivity (technical and natural fish ways, dam removal, road culvert) and biotope improving measures (instream restoration and spawning grounds). When estimating regressions for all measures we include connectivity measures as a dummy in order to capture the relatively high cost of this class of measures. Regression results are presented in Table 6.

Table 6. Regression results for all restoration measures with stochastic frontier analysis (SFA) and half normal distribution of errors, n=242.

VARIABLES	Model 1		Model 2	
Constant	50.350	0.404	47.102	(0.435)
Log wage	1.343	0.499	1.371	(0.489)
Log interest rate	0.135	0.195	0.134	(0.195)
Log Targeffect	0.296*	0.097		
Log Toteffect			0.326 *	(0.055)
County	0.334	0.338	0.287	(0.401)
NGO	-0.078	0.782	-0.063	(0.822)
Private	-0.509	0.143	-0.492	(0.156)
Other	-0.261	0.555	-0.225	(0.610)
Start year	-0.027	0.479	-0.026	(0.501)
V. Götaland	0.698**	0.022	0.707**	(0.020)
Connectivity	0.957***	0.000	0.933***	(0.000)
Usigma	0.138	0.932	0.202	(0.889)
Vsigma	0.705**	0.036	0.685**	(0.036)
Sigma_u	1.423		1.106	
Sigma_v	1.071		1.140	
Lambda	0.752		0.784	
AIC	921.247		923.799	
BIC	966.495		969.101	

The two models show quite similar results. There is no indication of cost inefficiency as measure by the LR test. Our main variables of interest, *LogTarget* and *LogToteffect*, are both positive and significant. The coefficients are interpreted as elasticities, which means that 1 % increase in *LogTarget* and *LogToteffect* results in 0.297 % and 0.320 % increase in costs. Other significant estimates are the coefficients of *Connectivity* and *Västra Götaland*. As expected from the preliminary analysis in Section 3, the dummy for *Connectivity* is positive. The results also indicate that measures implemented in Västra Götaland have a higher cost than average. None of the input price and principal variables is significant. The input price variables show an expected positive sign, and the signs of all principals but the county boards are negative.

Most of the results from the estimates with all restoration measures are transferred to the estimates for the two classes of measure, Table 7. When estimating regression for measures in the connectivity class we introduce fishway measures as a dummy variable, and for estimates of biotope measures habitat restoration measures constitute a dummy variable.

Table 7. Regression results for different categories of restoration measures with stochastic frontier analysis (SFA) with half normal distribution of errors, Model 2.

VARIABLES	CONNECTIVITY MEASURES, n=120		BIOTOPE MEASURES, n=142	
	Coefficient	p-value	Coefficient	p-value
Constant	27.94	(0.716)	-183.572	(0.379)
Log wage	0.117	(0.961)	-3.466	(0.613)
Log interest rate	0.130	(0.385)	0.172	(0.155)
Log Toteffect	0.811***	(.0.000)		
Toteffect			0.044*	(0.098)
County	0.246	(0.637)	0.311	(0.393)
NGO	-0.167	(0.749)	-0.305	(0.231)
Private	-0.112	(0.835)	-0.677*	(0.076)
Other	0.488	0.510)		
Start year	-0.010	(0.830)	0.114	(0.407)
V. Götaland	1.165**	(0.035)	0.487*	(0.085)
Fish way	0.746 **	(0.042)		
Spawning			-0.219	(0.317)
Usigma	0.455	(0.857)	-6.973	(0.993)
Vsigma	0.882	(0.142)	0.451**	(0.030)
Sigma_u		1.255		0.031
Sigma_v		1.665		1.252
Lambda		0.808		0.024

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

There is no indication of inefficiency for any of the models. Common to all estimates is also the significant effect of total ecological effects, either as *Log Toteffect* or as *Toteffect*, and that measures in Västra Götaland are in general more expensive than average. There are also differences, where *Toteffect* performed better than *Log Toteffect* for biotope measures. The estimated elasticity for connectivity measures is 0.811, i.e. cost increases by 0.881 % when *Toteffect* increases by 1 %. The interpretation of the coefficient for the *Biotope* measures is that the cost increase by 0.044 % when *Toteffect* increases by one unit. When evaluating this increase at the average level of *Toteffect* for *Biotope* measures (5.492), the elasticity is 0.242.

Another difference between the estimates for the two classes of measures is that one principal, *Private*, shows a significant negative effect on costs. Similar to the estimates for all restoration measures, *NGO* shows a negative but not significant effect on costs. The inclusion of other principals made it difficult to solve the regression for the biotope measures and was therefore deleted. A reason for this difficulty can be the relatively large range in effects and costs for biotope measures, for which all negative outcomes were found.

Diskussion

The main purpose of this study has been to evaluate cost inefficiencies in the restoration of biodiversity in Sweden. To this end we used data on costs and ecological effects of 256 different restoration measures which were obtained from official statistics and a survey to hydropower plants. The preliminary analysis showed differences in average costs for different measures and principals. In general, measures improving connectivity in the catchment are more expensive than measures improving biodiversity at degraded waters, here it is important to note again that the data on costs includes the principal's total cost for implementing and managing the measures. This means that costs in terms of impacts on provision of energy are not included, which implies an underestimation of the cost, especially related to loss of energy productivity. This may be of particular importance for measures focusing on the restoration of connectivity and may underestimate the efficiency of such restoration measures. Another result was that the average cost of projects conducted by NGOs was lower than for other principals (county board, municipality, private entities, and others).

We tested for the existence of inefficiency for all projects and for two classes of projects (connectivity and biotope improvements) by applying stochastic frontier analysis. Two types of ecological effects were used; only targeted effects and total effects which include targeted and other ecological effects. A major result was that the hypothesis on cost efficient restoration could not be rejected for any regression model. The econometric analysis of all restoration measures indicated that the elasticity of costs with respect to both ecological effects are quite similar and amounts to 0.297 and 0.326 for targeted and total ecological effects, respectively.

A further econometric analysis of different categories of restoration measures classified into improved connectivity (technical and natural fish way, dam removals, and road culvert) and biotope (instream restoration and spawning) showed some differences. The estimated elasticity for connectivity measures was higher (0.811) than for biotope measures (0.242 at the average), which implies a steeper cost curve for the former class of measures. On the other hand, the largest failure occurred for the biotope measures where investment in some projects implied a degradation of the biotope. A general conclusion from this study in addition to the lack of inefficiency is thus that the low cost but large variation in ecological effects of biotope measures point out the need for weighting costs with certainty in reaching ecological effects.

3.2 MILJÖANPASSADE FLÖDEN

3.2.1 Sammanfattning

- Analys av fiskfaunan i 68 torrfårar visade att fårar med en fastställd minimitappning hade högre artrikedom, mängd fiskar och bättre ekologisk status jämfört med fårar utan fastställd minimitappning. Laxfiskar gynnades relativt generalister som abborre, gädda och mört.
- Fårar med minimitappning tycktes också ha ökad motståndskraft mot ytterligare mänsklig påverkan som störningar i kantzonen och regionala avvikelser i flödesregim.

- Annan negativ påverkan, som undermålig kantzon, förstärkte istället den negativa effekten av avsaknad av minimivattenförling. Detta innebär att en fastställd minimivattenförling bör åtföljas av kompletterande restaurering av vattendraget och dess kantzon för att ge mesta nytta.
- 58 % av anläggningarna med ett program för minimivattenförling rapporterade en minskning i elproduktionen. Anledningar till att ej inrapportera produktionsminskningar kan möjligen härledas till att de anses vara försumbara, eller att det saknas underlag för att bedöma storleken av produktionsbortfallet.
- Den ekonomiska analysen visade att sannolikheten för kostnader i form av produktionsbortfall vid minimivattenförling var lägre i mindre kraftverk med hög naturlig flödes hastighet och lång torrfåra. Denna typ av vattendrag och kraftverk är därför högst intressanta för fortsatt analys av rådande riktlinjer kontra riktlinjer med fokus på ekologiska effekter.

3.2.2 Lokalt anpassat flöde i torrfåror

Introduktion

I anslutning till vattenkraftverk ligger ofta helt eller delvis torrlagda fåror på grund av omlodning av vattnet via kanaler och tunnlar från det uppströms liggande magasinet till eller från vattenkraftverkets turbiner. Den ursprungliga fåran används därför ofta endast som spillväg vid högflöden eller under perioder av servicearbeten i kraftverken och kan därför vara torrlagd under stora delar av året. I vissa fall kan dock tillrinnande biflöden eller en tilldömd minimitappning göra att det finns mer eller mindre kontinuerliga flöden i fåran under året (Renöfält, m.fl. 2010; Renöfält m.fl. 2015). Dessa helt eller delvis torrlagda fåror benämns som "torrfåror" i följande text.

I en nyligen gjord litteratursammanställning (Renöfält m.fl. 2015) kunde man i samtliga (6 av 6) studier se positiva effekter av ökat flöde i torrlagda fåror för täthet och/eller diversitet av fisk (Eberle m.fl. 1993; Hill & Platts 1998; Jones m.fl. 2008; Skoulidakis m.fl. 2011; Pander m.fl. 2013; Scrimgeour m.fl. 2014). Dessa studier var dock inte enbart gjorda i fåror där torrläggning skett i samband med vattenkraftsutbyggnad då det fanns väldigt få sådana studier, utan man inkluderade även, till exempel, två studier där naturlig uttorkning av vattendraget skett. Spjut & Degerman (2015) kunde också i en preliminär förstudie visa att flödeskaraktistiken i vattendragsfåran (huvudfåror kontra fåror med vattenförling i över halva vattendragets bredd kontra fåror med kraftigt reducerat flöde) hade en effekt på artsammansättning och diversitet av fisk. Framförallt kunde man visa att förekomsten av strömlevande arter (t.ex. öring och lax) var högre i huvudfåror jämfört med båda typerna av torrfåror medan förekomsten av limnofila generalister (t.ex. mört och abborre) var högre i torrfåror jämfört med huvudfåror. Två brister i denna förstudie är dock att (1) hänsyn ej tagits till naturliga miljövariabler såsom storleken på vattendragen och klimatrelaterade faktorer (t.ex. altitud och latitud) och (2) indelningen av fåror i olika flödeskategorier var baserad på flygbildstolkning vilket enbart ger en ögonblicksbild av flödet i fåran och därmed ett osäkert dataunderlag. Trots detta kan studien ge en grov fingervisning om vilka effekter man kan vänta sig av de

hydrologiska störningar som uppkommer i samband med vattenkraftutbyggnad och av skillnader i torrfårornas flödeskaraktistik.

Syftet med denna studie är att undersöka fiskfaunan i svenska torrfåror med olika flödeskaraktistik samt utreda hur olika fiskarter och deras biologiska och ekologiska egenskaper responderar längs flödesgradienter i torrfårorna. Vi tar hänsyn till naturlig miljövariation och tittar också på hur andra (lokala och regionala) störningar i miljön interagerar med flödeskaraktistiken i torrfåran och vilka effekter detta har på fiskfaunan.

Material & metoder

Dataunderlag

Data kommer från inrapporterade elfisken till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid Sveriges lantbruksuniversitet. Med hjälp av digitaliserade torrfåresträckor kunde elfisken i torrfåror identifieras i ArcGIS (ESRI, Inc., Redlands, CA) och extraheras från SERS. Från enkäter som skickats ut till kraftbolagen erhöles information om torrfårornas flödeskaraktistik, dvs. huruvida torrfårorna har (1) en tilldömd minimitappning (ja/nej), (2) nolltappning i fåran under sommaren (ja/nej) och (3) kontinuerligt flöde i fåran jämt på grund av tillrinnande vattendrag etc. (ja/nej).

Totalt identifierades ~ 90 torrfåror i hela Sverige med information om flödeskaraktistik (Figur 17). För en del av torrfårorna erhöles även information om storleken på minimitappningen. Förutom flödeskaraktistik togs också tre naturliga miljöfaktorer som är av betydelse för artsammansättning av fisk fram i ArcGIS (avrinningsområdet storlek, höjd över havet och latitud). Information om annan mänsklig påverkan extraherades från VISS (Vatteninformationssystem Sverige, <https://viss.lansstyrelsen.se/>) där vattenförekomsternas status klassats som dålig (5), otillfredsställande (4), måttlig (3), god (2) och hög (1) enligt HVMFS 2013:19 eller enligt NFS 2008:1 (endast för konnektivitet) eller genom experbedömning. För denna studie extraherades statusklassningar för näringsämnen, konnektivitet, volymsavvikelse och vattendragets kantzoon (svämplanet). Eftersom inga av vattenförekomsterna hade lägre än måttlig status för näringsämnen och andelen jordbruksmark i avrinningsområdena var relativt låg (< 24 %, median: 3 %), exkluderades denna variabel från vidare analyser.

Arters biologiska och ekologiska egenskaper

Information om arters biologiska och ekologiska egenskaper extraherades från en Europeisk databas (Schmidt-Kloiber & Hering 2015) varefter värden för vissa arter korrigerades enligt svenska förhållanden (E. Degerman, personlig kommunikation). De 11 egenskaper som analyserades i denna rapport visas i Tabell 8. Sedan beräknades viktade medelvärden (community weighted means = CWMs) för varje biologisk och ekologisk egenskap och lokal enligt formeln:

$$CWM = \sum_{i=1}^n p_i \times trait_i$$

där p_i är det relativa bidraget av art i till det totala fisk samhället (dvs. relativ densitet), och $trait_i$ är värdet för en specifik biologisk eller ekologisk egenskap för

art *i*. Med andra ord beskriver dessa värden (CWMs) den relativa abundansen av individer med en viss egenskap. Detta är viktig information om man vill diagnostisera miljöförändringar eftersom det är arternas egenskaper (dvs. anpassningar till olika livsmiljöer) som svarar mot miljöförändringar snarare än artidentiteten i sig.

Tabell 8. Extraherade ekologiska och biologiska fiskeegenskaper (Grenouillet & Schmidt-Kloiber 2006). Värden och klassificeringar för vissa arter har korrigerats i efterhand enligt svenska förhållanden.

Egenskap	Kategorier/värden
Vandring	Diadrom (0/1) Långväga potadrom (0/1) Kortväga potadrom (0/1) Lateralt potadrom (0/1)
Kroppslängd	1 = < 20 cm 2 = 20-39 cm 3 = > 39 cm
Formfaktor	1 = < 4.35 2 = 4.35 - 4.78 3 = 4.78 - 5.6 4 = > 5.6
Simfaktor	1 = < 0.38 2 = 0.38 - 0.43 3 = > 0.43
Livslängd	1 = < 8 år 2 = 8-15 år 3 = > 15 år
Relativ fekunditet	1 = < 57 N oocyter/g 2 = 57-200 N oocyter/g 3 = >200 N oocyter/g
Könsmogen ålder	1 = < 2 år 2 = 2-3 år 3 = 3-4 år 4 = 4-5 år 5 = > 5 år
Ägg och yngelvård	1. Inget skydd (0/1) 2. Inget skydd med bon/ägg-gömmor (0/1) 3. Skydd med bon/ägg-gömmor (0/1)
Födohabitat	Bentisk (0/1) Pelagisk (0/1) Generalist (0/1)
Flödespreferenser	Limnofil (0/1) Generalist (0/1) Rheofil (0/1)
Föda	Invertivor (0/1) Karnivor (0/1) Piscivor (0/1) Omnivor (0/1)

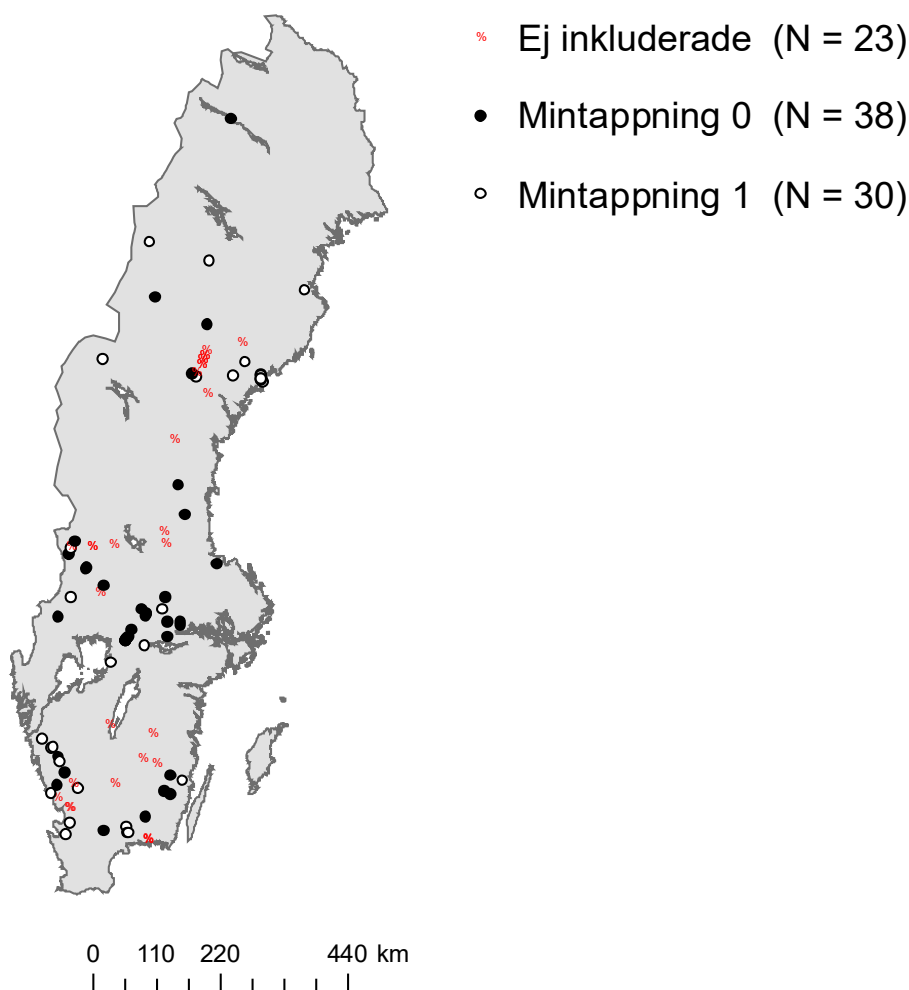
Analys och statistik

Alla analyser gjordes i statistikprogrammen R (R Core Team 2014) och JMP Pro (© SAS institute Inc.). Först gjordes en korrelations-analys för att fastställa att de förklarande variablerna inte var alltför korrelerade för att inkluderas i en och samma modell. Enligt korrelationsmatrisen var de tre flödesvariablerna autokorrelerade ($r \geq 0,7$, rödmarkerade i Tabell 9), medan alla andra variabler kunde inkluderas i samma modell ($r < 0,6$).

Tabell 9. Korrelationsmatris över de förklarande variablerna. Rödmarkerade celler indikerar autokorrelation ($r \geq 0,7$). Mintapp = minimitappning, Nolltapp = nolltappning under sommaren, Flöde jämt = flöde i fåran jämt på grund av läckage, Aro.strl = avrinningsområdets storlek, Konnekt = konnektivitet, Vol.avv = volymsavvikelse, Kantzon = störningar i kantzonen.

	Aro.strl	Nolltapp	Mintapp	Flöde jämt	Latitud	Altitud	Konnekt	Vol.avv	Strandzon
Aro.strl		-0,06	0,02	-0,18	0,36	-0,15	0,01	0,23	0,13
Nolltapp	-0,06		-0,85	-0,70	-0,02	0,22	0,29	0,22	-0,24
Mintapp	0,02	-0,85		0,75	0,09	-0,14	-0,30	-0,14	0,18
Flöde jämt	-0,18	-0,70	0,75		-0,06	0,04	-0,22	-0,28	-0,06
Latitud	0,36	-0,02	0,09	-0,06		0,45	0,00	0,49	-0,37
Altitud	-0,15	0,22	-0,14	0,04	0,45		-0,02	0,19	-0,57
Konnekt	0,01	0,29	-0,30	-0,22	0,00	-0,02		0,10	0,04
Vol.avv	0,23	0,22	-0,14	-0,28	0,49	0,19	0,10		-0,15
Kantzon	0,13	-0,24	0,18	-0,06	-0,37	-0,57	0,04	-0,15	

Eftersom de tre flödesvariablerna var autokorrelerade (dvs. de beskriver ungefär samma sak) valdes en av dessa ut och inkluderades i analyserna. Här valde vi minimitappning eftersom det fanns mest information för denna variabel (dvs. minst saknade värden samt information om storleken på minimitappningen för en delmängd av datamaterialet). Då en del observationer saknade statusklassningar, och analyserna inte kan hantera saknade värden, exkluderades ytterligare 23 observationer från datamaterialet. Totalt inkluderades 68 observationer i analyserna (38 torrfårar utan och 30 torrfårar med tilldömd minimitappning, Figur 17).



Figur 17. Geografiskt läge för torrfåror med flödesinformation (här minimitappning, N tot = 91). Svarta punkter (0) = fåra utan minimitappning, vita punkter (1) = fåra med minimitappning, röda punkter = exkluderade observationer p.g.a. saknade värden.

Generaliserade linjära modeller och 'model averaging' (se Burnham & Anderson 2002 för en detaljerad beskrivning av de statistiska analyserna) användes för att fastställa vilka förklarande variabler och interaktioner som var signifikant relaterade till biodiversitet (artrikedom och Shannon diversitet), total densitet, VIX-indexet, förekomst av enskilda arter, artsammansättning samt relativ densitet av arters egenskaper. Förändringar i artsammansättning representerades här av observationernas position längs axlarna i en Principalkomponentanalys (PCA) baserad på Hellinger transformerade densiteter av de vanligaste arterna (mört, abborre, gädda, lake, simpör, löja, elritsa, ål, lax och öring). För enskilda arter användes endast förekomst (finns/finns ej) som responsvariabel och binomialfördelning eftersom många nollor och en väldigt skev fördelning av arternas densiteter gav alltför instabila modeller. För övriga responsvariabler användes normalfördelning.

För en delmängd av datat fanns också information om minimitappningens storlek (N = 51) samt lutningen på torrfåran och enklare regressionsanalyser gjordes mellan dessa förklarande variabler och alla responsvariabler. Till sist användes TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis; Baker & King 2010) för att detektera ökande (z+) och minskande (z-) indikatorarter längs en flödesgradient som beskriver storleken på minimitappningen relativt den naturliga medelvattenföringen i fåran utan regleringspåverkan (dvs. % av naturligt flöde). TITAN kan också identifiera var längs gradienten som den största förändringen sker samt räkna ut konfidensintervall kring denna förändringspunkt. Små konfidensintervall indikerar en skarp förändring vid ett visst värde, medan större konfidensintervall indikerar en mer kontinuerlig förändring längs gradienten (Baker & King 2010).

Resultat

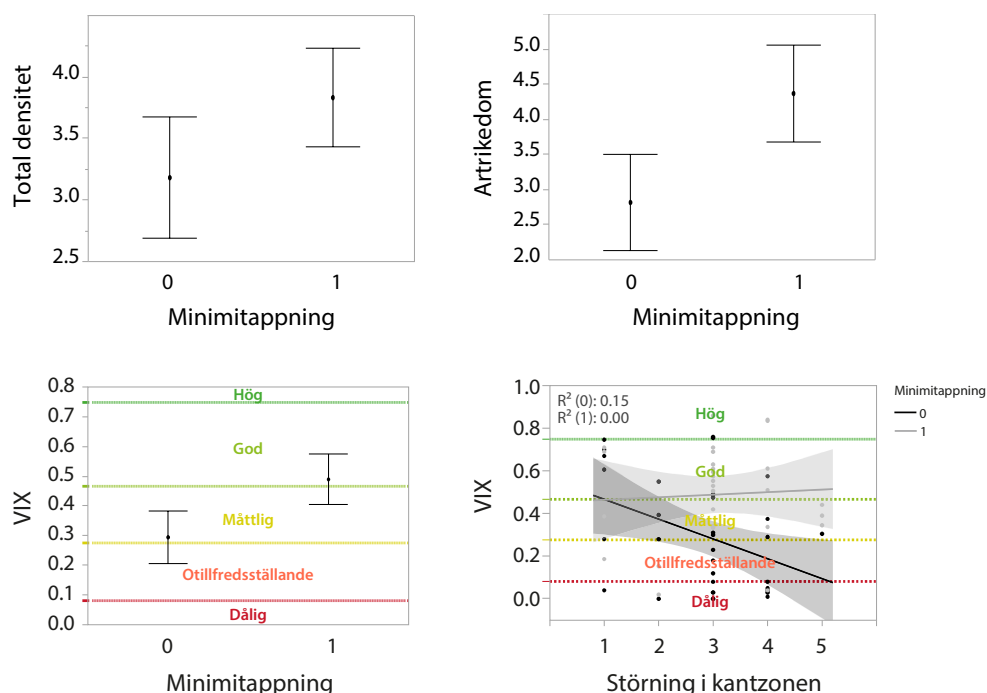
Resultaten från de statistiska analyserna ('model averaging') visade att minimitappning var signifikant relaterat till både artrikedom, total densitet och VIX, medan Shannon diversitet var mer relaterat till naturlig variation i miljön såsom avrinningsområdets storlek och latitud. Artrikedom var också negativt relaterat till mer storskaliga förändringar i flödesregimen (volymsavvikelse). För Shannon diversitet fanns en marginellt signifikant interaktion mellan minimitappning och volymsavvikelse, vilken innebar en minskad diversitet med ökad volymsavvikelse i torrfåror utan minimitappning ($R^2 = 0,16$, $p < 0,05$) medan sambandet var svagare i torrfåror med minimitappning ($p < 0,05$) (Tabell 10).

Tabell 10. Resultatsammanställning av statistiska analyser ('model averaging') för Shannon diversitet, artrikedom, total densitet och VIX. Mintapp = minimitappning, Aro.strl = avrinningsområdets storlek, Konnekt = konnektivitet, Vol.avv = volymsavvikelse, Kantzon = störningar i kantzonen. P-värden med fet text indikerar signifikanta samband, p-värden med fet + kursiv text indikerar marginellt signifikanta samband ($p < 0,06$).

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Shannon index	Mintapp	-0,18	0,10	0,10	1,749	0,080
	Aro.strl	0,10	0,05	0,05	2,010	0,044
	Vol.avv	-0,07	0,06	0,06	1,223	0,221
	Latitud	-0,18	0,06	0,06	2,958	0,003
	Mintapp × Vol.avv	-0,20	0,10	0,10	1,945	0,052
	Konnekt	-0,05	0,05	0,05	0,872	0,383
	Mintapp × Konnekt	0,17	0,10	0,10	1,601	0,109
Artrikedom	Mintapp	-0,37	0,13	0,13	2,733	0,006
	Vol.avv	-0,18	0,07	0,07	2,389	0,017
	Kantzon	0,16	0,07	0,07	2,371	0,018
	Altitud	-0,16	0,07	0,07	2,354	0,019
	Aro.strl	0,14	0,07	0,07	2,024	0,043
Total densitet	Mintapp	-0,72	0,29	0,30	2,449	0,014
	Altitud	-0,54	0,16	0,16	3,397	0,001
	Aro.strl	-0,39	0,15	0,15	2,619	0,009
	Konnekt	0,35	0,15	0,15	2,343	0,019
	Mintapp × Konnekt	0,91	0,30	0,30	2,991	0,003

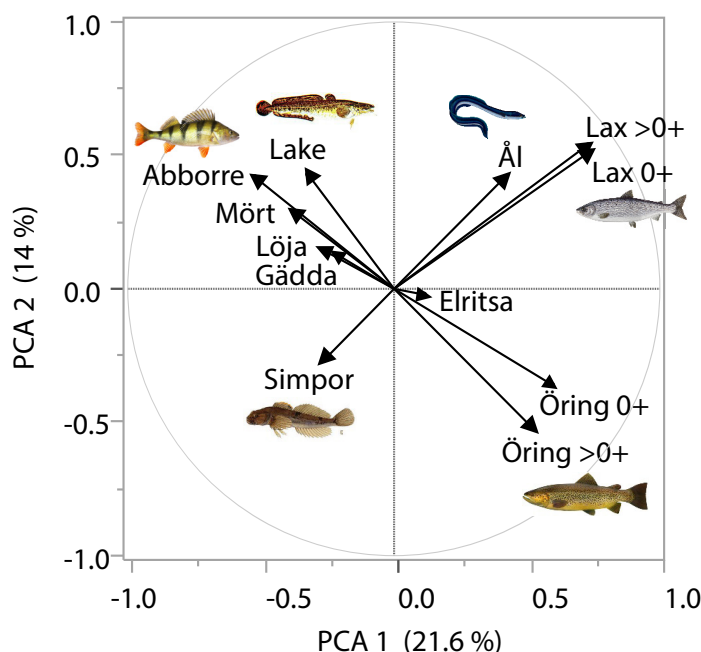
Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
VIX index	Vol.avv	0,15	0,15	0,15	0,938	0,348
	Mintapp	-0,16	0,06	0,06	2,705	0,007
	Kantzon	-0,02	0,03	0,03	0,574	0,566
	Latitud	0,11	0,03	0,03	3,734	1E-04
	Mintapp × Kantzon	-0,14	0,06	0,06	2,519	0,012
	Konnekt	-0,04	0,03	0,03	1,462	0,144
	Altitud	-0,04	0,04	0,04	1,205	0,228

Den totala densiteten av fisk, VIX och artrikedom var högre i fåror med minimitappning jämfört med fåror utan minimitappning (Tabell 10; Figur 18). För VIX var interaktionen mellan minimitappning och kantzonens status signifikant (Tabell 10), vilket innebär att VIX minskade med ökad störning (t.ex. antropogen markanvändning) i kantzonen i fåror utan minimitappning, medan sambandet var obefintligt i fåror med minimitappning (Figur 18). För total densitet fanns också en signifikant interaktion mellan minimitappning och konnektivitet (Tabell 10), vilket innebär en ökad densitet med minskad konnektivitet i torrfåror utan minimitappning ($R^2 = 0,26$; $p < 0,05$), medan sambandet var svagare och ej signifikant i torrfåror med minimitappning ($p > 0,05$). Det bör dock påpekas att majoriteten (96 %) av observationerna i datasetet hade måttlig – dålig status och inga observationer var opåverkade (hade hög status) med avseende på konnektivitet. Detta innebär att en tillförlitlig bedömning av effekter av reducerad konnektivitet inte kunde göras och att resultaten bör tolkas med försiktighet.



Figur 18. Medelvärde ($\pm 95\%$ konfidensintervall) av total densitet (antal individer/100 m²), artrikedom (antal arter) och VIX i fåror utan minimitappning (0) och fåror med minimitappning (1). Längst ned till höger visas hur VIX varierar med störning i kantzonen i fåror med och utan minimitappning. Gränser för statusklassningar baserat på VIX (dålig, otillfredsställande, måttlig, god och hög) indikeras med olikfärgade, streckade linjer i figurerna.

PCA ordinationen visade att densiteten av lax ($r = 0,73 - 0,74$), öring ($r = 0,52 - 0,60$) och ål ($r = 0,41$) var positivt korrelerade medan densiteten av abborre var negativt korrelerad ($r = 0,52$) med den första axeln (förklaringsgrad: 21,6 %, Figur 19). Mer eller mindre samma arter korrelerade med den andra axeln (förklaringsgrad: 14 %), men här var istället densiteten av lax ($r = 0,52 - 0,54$), ål ($r = 0,42$), lake ($r = 0,43$) och abborre ($r = 0,42$) positivt korrelerade, medan densiteten av öring var negativt korrelerad ($r = 0,36 - 0,52$). Med den tredje axeln (ej visad) var främst negativt korrelerad med densiteten av simpör ($r = 0,86$) medan densiteten av öring var positivt korrelerad med denna axel ($r = 0,37 - 0,47$).



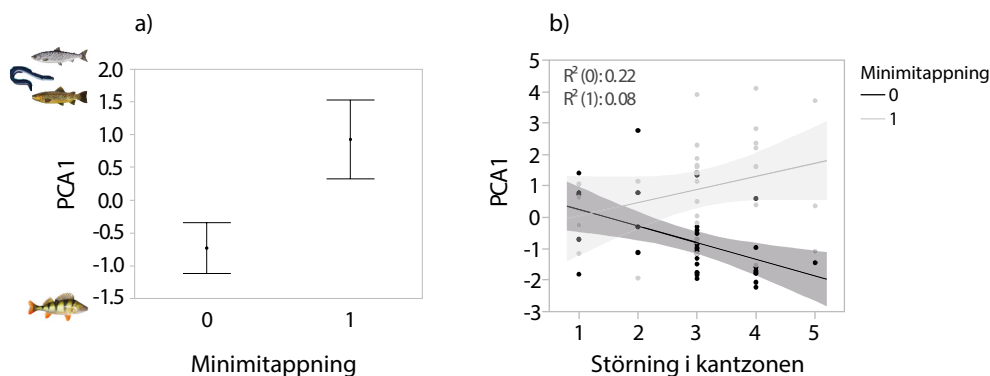
Figur 19. Ordinationsdiagram över principalkomponentsanalysen baserad på Hellinger transformerade artdensiteter. 0+ = årsyngel. >0+ = äldre fisk.

Den första PCA axeln (PCA1) var starkt relaterad till minimitappning och det fanns även en interaktion mellan minimitappning och kantzonens status. De andra två axlarna (PCA2 och PCA3) var istället starkt relaterade till naturliga miljögradienter såsom latitud och altitud (Tabell 11).

Tabell 11. Resultatsammanställning av statistiska analyser ('model averaging') för observationernas position längs PCA axlarna (axel 1-3). Mintapp = minimitappning, Aro.strl = avrinningsområdets storlek, Konnekt = konnektivitet, Vol.avv = volymsavvikelse, Kantzon = störningar i kantzonen. P-värden med fet text indikerar signifikanta samband, p-värden med fet + kursiv text indikerar marginellt signifikanta samband ($p < 0.06$).

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
PCA1	Mintapp	-1,52	0,33	0,34	4,457	8E-06
	Altitud	-0,50	0,20	0,21	2,385	0,017
	Aro.strl	-0,35	0,19	0,19	1,864	0,062
	Konnekt	-0,30	0,16	0,17	1,801	0,072
	Vol.avv	0,27	0,17	0,18	1,523	0,128
	Kantzon	-0,28	0,19	0,20	1,413	0,158
	Mintapp × Kantzon	-0,77	0,33	0,33	2,311	0,021
PCA2	Altitud	-0,25	0,14	0,14	1,775	0,076
	Aro.strl	0,37	0,13	0,13	2,799	0,005
	Latitud	-0,80	0,14	0,14	5,739	2E-16
	Mintapp	0,21	0,23	0,23	0,902	0,367
PCA3	Altitud	0,73	0,18	0,18	4,009	6E-05
	Kantzon	0,32	0,16	0,17	1,914	0,056
	Latitud	-0,39	0,16	0,16	2,459	0,014
	Vol.avv	-0,17	0,16	0,16	1,049	0,294
	Mintapp	-0,26	0,27	0,28	0,944	0,345

Densiteten av arter som korrelerade positivt med den första PCA axeln (t.ex. lax, öring och ål) var högre i fåror med minimitappning, jämfört med fåror utan minimitappning där artsammansättningen var mer karakteriserad av arter som till exempel abborre (Figur 20). En vidare undersökning av interaktionen mellan minimitappning och kantzonens status visade på en signifikant negativ korrelation med den första PCA axeln och kantzonens status i fåror utan minimitappning, medan korrelationen var svag och ej signifikant i fåror med minimitappning (Figur 20). Detta tyder på att densiteten av arter såsom lax, öring och ål minskar medan densiteten av andra arter (t.ex. abborre) ökar i miljöer där ytterligare störningar påverkar det aktuella vattendraget. Det tyder också på att ett ökat flöde i vattendragssträckan i någon mån kan motverka förändringar i fiskfaunan på grund av andra störningar såsom försämringar av miljön i den strandnära zonen.



Figur 20. (a) Medelvärde (± 95 % konfidensintervall) av observationernas position längs PCA1 i fåror utan minimitappning (0) och fåror med minimitappning (1) och **(b)** regressioner (+95 % konfidensintervall) mellan PCA 1 och kantzonens status i fåror utan minimitappning (svarta punkter [0]) och fåror med minimitappning (ljusgrå punkter [1]).

Förekomsten av öring (både årsyngel och äldre individer) var starkt relaterad till minimitappning medan förekomsten av abborre och simpor istället var mer relaterad till interaktioner mellan minimitappning och kantzonens status respektive konnektivitet (Tabell 12). Observera att resultat för förekomst av lax inte redovisas på grund av otillförlitliga statistiska resultat. Detta kan ske då en eller flera förklarande variabler predikterar responsen perfekt och denna "modelleringsparadox" gör att sannolikheter inte kan beräknas. Förekomstfrekvensen av lax var dock högre i fåror med minimitappning (18 %) jämfört med fåror utan minimitappning (1 %) och hur den relativa densiteten av lax varierar med de förklarande variablerna kan delvis utläsas från analyserna av den första och andra PCA-axeln (Figur 19-20; Tabell 11).

Tabell 12. Resultatsammanställning av statistiska analyser ('model averaging') för enskilda arters förekomst (0+ = årsyngel, >0+ = äldre fisk). Endast de arter vars förekomst var signifikant relaterade till minimitappning eller interaktionen mellan minimitappning och annan mänsklig störning visas i tabellen. Mintapp = minimitappning, Aro.strl = avrinningsområdets storlek, Konnekt = konnektivitet, Vol.avv = volymsavvikelse, Kantzon = störningar i kantzonen. P-värden med fet text indikerar signifikanta samband, p-värden med fet + kursiv text indikerar marginellt signifikanta samband ($p < 0,06$).

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Simpor	Mintapp	0,01	0,72	0,73	0,013	0,990
	Altitud	-1,25	0,49	0,50	2,526	0,012
	Konnekt	0,34	0,36	0,37	0,908	0,364
	Latitud	1,39	0,45	0,46	3,043	0,002
	Mintapp × Konnekt	1,84	0,76	0,77	2,386	0,017
	Vol.avv	0,41	0,37	0,38	1,098	0,272
	Aro.strl	0,38	0,37	0,37	1,011	0,312
	Mintapp × Vol.avv	-1,18	0,79	0,8	1,478	0,139
Abborre	Kantzon	-0,30	0,36	0,36	0,826	0,409
	Mintapp	1,15	0,60	0,61	1,887	0,059
	Kantzon	0,42	0,36	0,36	1,167	0,243
	Latitud	-0,65	0,34	0,34	1,904	0,057
	Mintapp × Kantzon	1,44	0,69	0,70	2,047	0,041
	Konnekt	0,35	0,32	0,32	1,074	0,283

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Öring 0+	Aro.strl	0,38	0,33	0,33	1,143	0,253
	Mintapp	-3,11	0,73	0,75	4,163	3E-05
	Konnekt	-0,76	0,36	0,37	2,072	0,038
	Aro.strl	-0,38	0,35	0,36	1,061	0,289
Öring >0+	Vol.avv	0,21	0,37	0,38	0,566	0,572
	Mintapp	-3,42	0,81	0,83	4,141	3E-05
	Altitud	0,83	0,43	0,43	1,917	0,055
	Aro.strl	-0,62	0,38	0,38	1,621	0,105
	Konnekt	-0,41	0,33	0,33	1,230	0,219
	Latitud	0,49	0,37	0,37	1,298	0,194
	Kantzon	-0,43	0,39	0,40	1,074	0,283

Den relativa densiteten av större, rheofila, invertivora och vandrande (diadroma) fiskarter var högre i fåror med minimitappning. Omvänt var den relativa abundansen av arter med ekologiska och biologiska egenskaper som kännetecknar opportunisterna (t.ex. mindre, kortlivade arter) högre i fåror utan minimitappning. För andra biologiska och ekologiska egenskaper som kännetecknar generalister (m.a.p. flödespreferenser, föda och relativ fekunditet) observerades dock alltid en signifikant interaktion med annan mänsklig påverkan, framförallt med försämringar av miljön i kantzonen närmast vattendraget (Tabell 13).

Tabell 13. Resultatsammanställning av statistiska analyser (model averaging) för arternas egenskaper (CWMs). Endast de egenskaper som var signifikant relaterade till minimitappning eller interaktionen mellan minimitappning och annan mänsklig störning visas i tabellen. Se metod för alla egenskaper som extraherades och användes i analyserna. Mintapp = minimitappning, Aro.strl = avrinningsområdets storlek, Konnekt = konnektivitet, Vol.avv = volymsavvikelse, Kantzon = störningar i kantzonen. P-värden med fet text indikerar signifikanta samband, p-värden med fet + kursiv text indikerar marginellt signifikanta samband ($p < 0,06$).

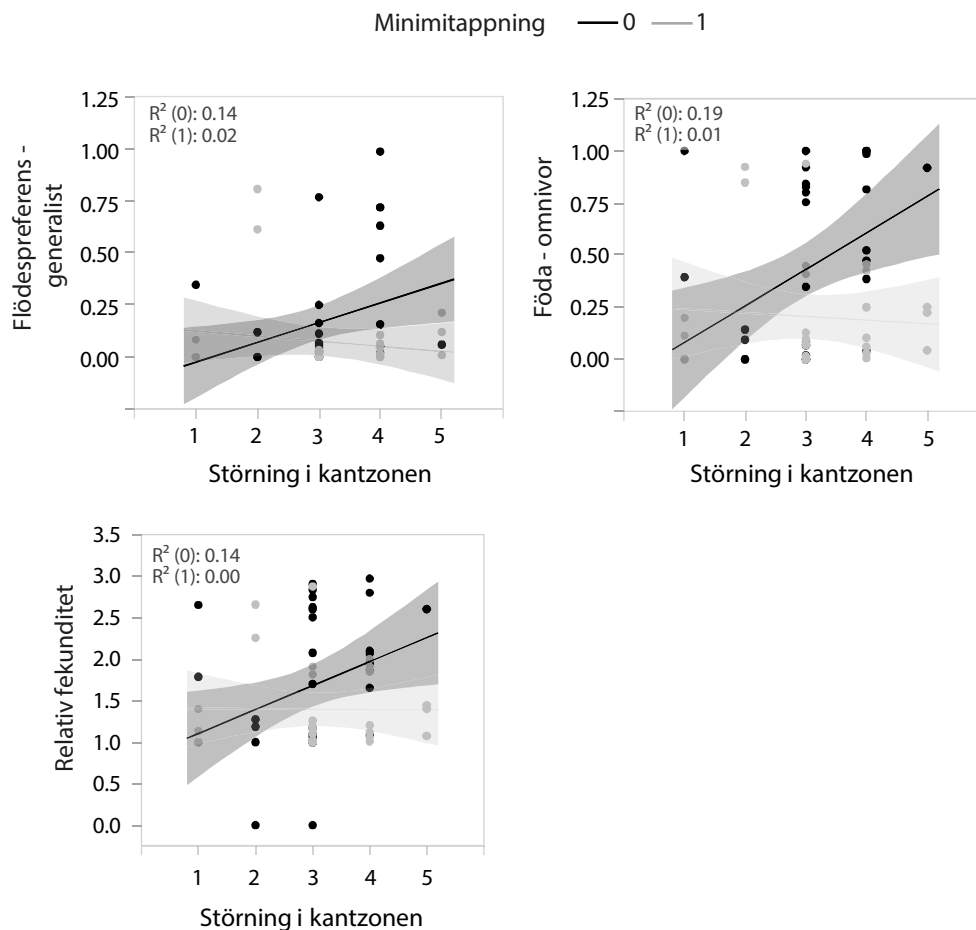
Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Vandring - diadrom	Mintapp	-0,46	0,14	0,14	3,222	0,001
	Aro.strl	-0,16	0,07	0,07	2,395	0,017
	Konnekt	-0,13	0,07	0,07	1,899	0,058
	Latitud	0,05	0,07	0,07	0,703	0,482
	Vol.avv	0,04	0,07	0,07	0,646	0,519
Kroppslängd	Mintapp	-0,50	0,20	0,20	2,513	0,012
	Aro.strl	-0,21	0,10	0,10	2,113	0,035
	Latitud	-0,13	0,09	0,10	1,344	0,179
	Konnekt	-0,13	0,10	0,10	1,320	0,187
	Vol.avv	-0,08	0,10	0,10	0,825	0,409
Simfaktor	Kantzon	0,07	0,10	0,10	0,719	0,472
	Mintapp	-0,22	0,11	0,11	2,064	0,039
	Aro.strl	-0,10	0,05	0,06	1,788	0,074
	Altitud	-0,04	0,06	0,06	0,726	0,468
	Latitud	0,04	0,05	0,05	0,665	0,506
Livslängd	Mintapp	-0,40	0,21	0,21	1,926	0,054
	Altitud	0,19	0,12	0,12	1,564	0,118

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Relativ fekunditet	Latitud	-0,25	0,11	0,11	2,204	0,028
	Aro.strl	-0,10	0,10	0,10	0,985	0,324
	Kantzoon	0,11	0,12	0,13	0,884	0,377
	Mintapp	0,27	0,18	0,18	1,506	0,132
	Vol.avv	-0,17	0,10	0,10	1,727	0,084
	Kantzoon	0,13	0,09	0,09	1,385	0,166
	Mintapp × Kantzoon	0,37	0,16	0,17	2,240	0,025
	Latitud	-0,20	0,11	0,11	1,887	0,059
Könsmogen ålder	Altitud	0,13	0,11	0,11	1,197	0,231
	Aro.strl	0,18	0,09	0,09	1,902	0,057
	Konnekt	0,09	0,09	0,09	1,064	0,287
	Aro.strl	-0,32	0,13	0,13	2,421	0,016
	Latitud	0,22	0,13	0,13	1,690	0,091
	Mintapp	-0,31	0,24	0,24	1,288	0,198
	Vol.avv	-0,05	0,14	0,14	0,350	0,726
	Mintapp × Vol.avv	-0,52	0,24	0,24	2,124	0,033
Ägg och yngelvård 2	Altitud	0,17	0,14	0,14	1,206	0,228
	Kantzoon	0,09	0,14	0,14	0,627	0,530
	Mintapp	-0,43	0,13	0,14	3,160	0,002
	Aro.strl	-0,15	0,07	0,07	2,088	0,037
	Konnekt	-0,12	0,07	0,07	1,814	0,069
	Latitud	0,09	0,06	0,07	1,383	0,167
	Vol.avv	0,08	0,07	0,07	1,262	0,207
	Kantzoon	-0,08	0,07	0,07	1,024	0,306
Födohabitat - generalist	Mintapp × Kantzoon	-0,25	0,13	0,13	1,859	0,063
	Mintapp	-0,33	0,14	0,14	2,337	0,020
	Aro.strl	-0,13	0,06	0,07	2,004	0,045
	Konnekt	-0,11	0,07	0,07	1,665	0,096
	Vol.avv	-0,03	0,07	0,07	0,451	0,652
	Mintapp × Vol.avv	-0,21	0,13	0,13	1,595	0,111
	Mintapp	-0,26	0,12	0,12	2,173	0,03
	Altitud	-0,18	0,08	0,08	2,372	0,018
Flödespreferens - rheofil	Aro.strl	-0,20	0,07	0,07	2,903	0,004
	Latitud	0,35	0,07	0,07	5,096	3E-07
	Kantzoon	-0,07	0,07	0,07	0,938	0,348
	Mintapp × Kantzoon	-0,23	0,12	0,12	1,932	0,053
	Konnekt	0,01	0,06	0,06	0,148	0,883
	Mintapp × Konnekt	0,25	0,13	0,13	1,950	0,051

Respons	Prediktor	Estimate	SE	Adj SE	z	p
Flödespreferens - generalist	Mintapp	0,11	0,08	0,08	1,393	0,164
	Kantzon	0,05	0,04	0,04	1,199	0,231
	Latitud	-0,10	0,05	0,05	2,077	0,038
	Mintapp × Kantzon	0,21	0,08	0,08	2,643	0,008
	Vol.avv	-0,02	0,05	0,05	0,466	0,641
	Mintapp × Vol.avv	0,18	0,08	0,08	2,100	0,036
	Aro.strl	0,05	0,04	0,04	1,079	0,281
Flödespreferens - limnofil	Altitud	0,16	0,07	0,07	2,369	0,018
	Aro.strl	0,10	0,05	0,06	1,819	0,069
	Kantzon	0,09	0,06	0,06	1,536	0,125
	Latitud	-0,23	0,06	0,06	3,775	1E-04
	Mintapp	0,09	0,10	0,10	0,926	0,355
	Konnekt	-0,01	0,05	0,05	0,142	0,887
	Mintapp × Konnekt	-0,24	0,10	0,11	2,309	0,021
Föda - invertivor	Mintapp × Kantzon	0,17	0,10	0,10	1,739	0,082
	Vol.avv	-0,07	0,06	0,06	1,171	0,242
	Mintapp	-0,26	0,12	0,13	2,087	0,037
	Altitud	-0,19	0,08	0,08	2,382	0,017
	Aro.strl	-0,22	0,07	0,07	3,137	0,002
	Latitud	0,32	0,07	0,07	4,407	1E-05
	Kantzon	-0,08	0,07	0,08	1,121	0,262
Föda - omnivor	Mintapp × Kantzon	-0,21	0,12	0,12	1,690	0,091
	Konnekt	-0,05	0,06	0,07	0,775	0,438
	Mintapp × Konnekt	0,18	0,13	0,13	1,365	0,172
	Mintapp	0,23	0,12	0,12	1,941	0,052
	Kantzon	0,09	0,07	0,07	1,293	0,196
	Latitud	-0,18	0,07	0,07	2,637	0,008
	Mintapp × Kantzon	0,30	0,12	0,12	2,445	0,015
	Aro.strl	0,11	0,07	0,07	1,515	0,130
	Altitud	0,09	0,08	0,08	1,162	0,245
	Konnekt	0,05	0,06	0,06	0,739	0,460

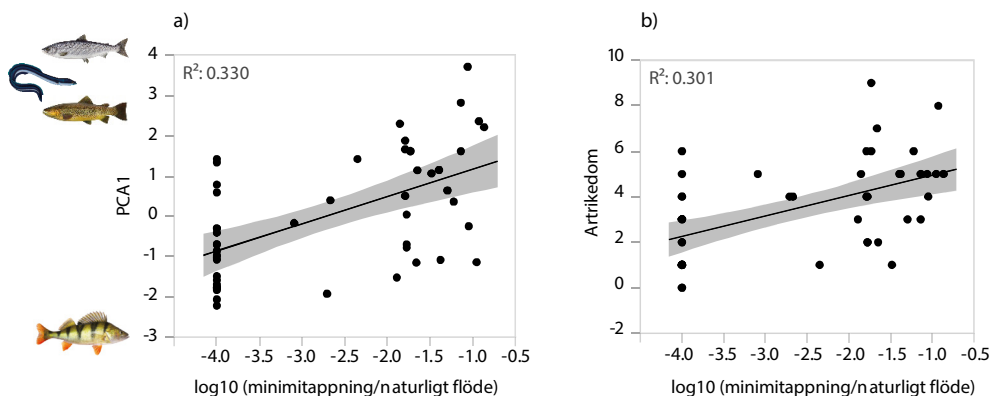
En närmare undersökning av de signifikanta interaktionerna visade att den relativa densiteten av generalister (omnivora arter utan speciella flödespreferenser och med hög relativ fekunditet) ökade signifikant med ytterligare störningar i vattendraget, och framförallt med försämringar av kantzonens status (Figur 21). Sambanden mellan ytterligare störningar och den relativa densiteten av

generalister var dock svaga och ej signifikanta i fåror med en tilldömd minimivattenförlust (Figur 21)



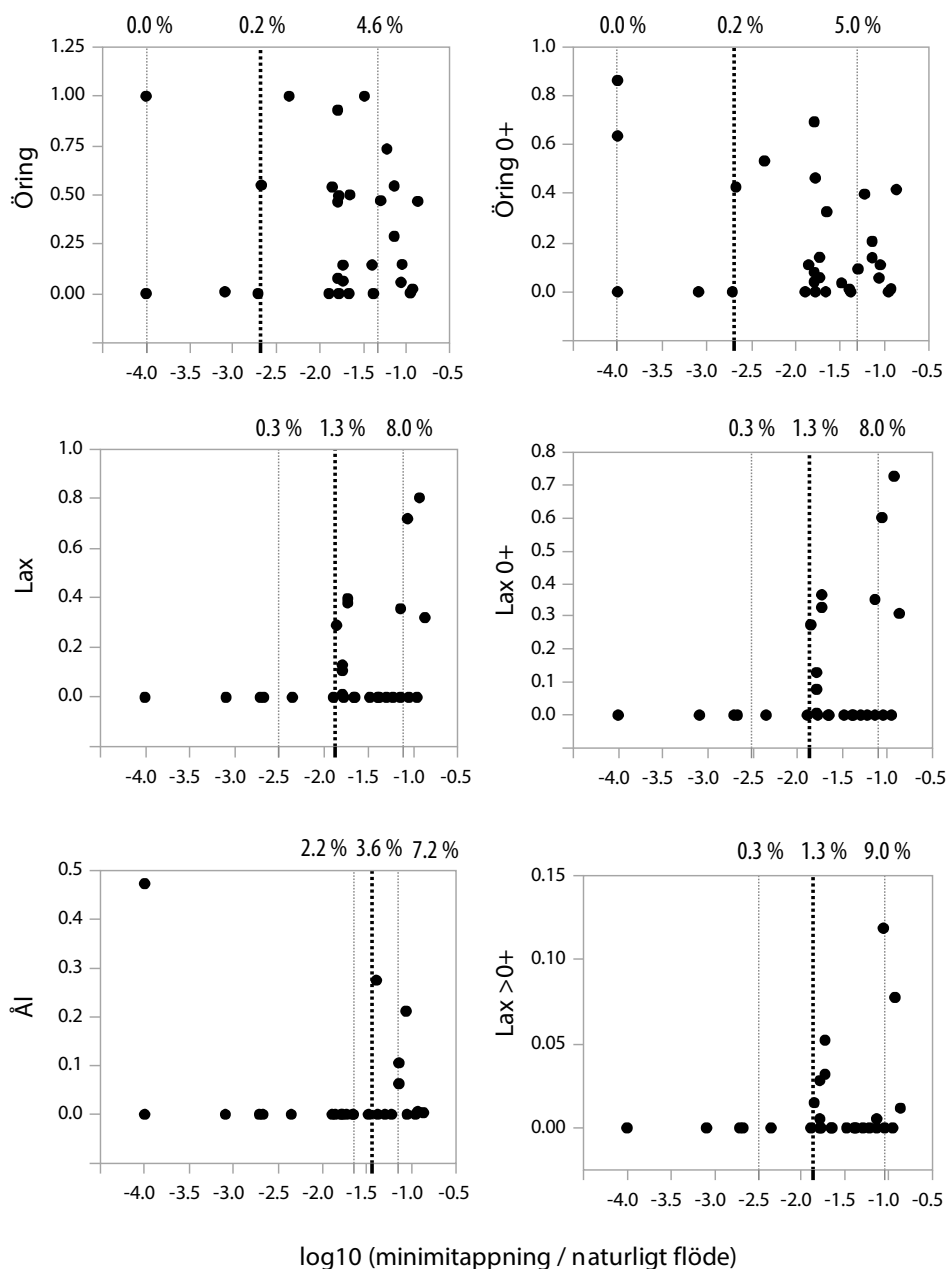
Figur 21. Visualisering av de signifikanta interaktionerna mellan minimitappning och kantzonen status för de ekologiska och biologiska egenskaper som karakteriserar generalister. Svarta punkter och linjer ($\pm 95\%$ konfidensintervall) = observationer utan minimitappning, grå punkter och linjer ($\pm 95\%$ konfidensintervall) = observationer med minimitappning.

Storleken på minimitappningen (% av naturligt flöde i fåran) korrelerade starkast med observationernas läge längs den första PCA axeln ($R^2 = 0,33$) och med artrikedom ($R^2 = 0,30$) (Figur 22 a-b).



Figur 22. Korrelationer mellan storleken på minimitappningen (% av naturligt flöde, log10 transformerade värden) och a) observationernas läge längs den första PCA axeln och b) artrikedom (antal arter).

TITAN-analysen identifierade tre indikatorarter (ål, lax och öring) längs flödesgradienten (dvs. storleken på minimitappningen uttryckt som % av naturligt flöde) (Figur 23). Maxvärdet för minimitappningarna inkluderade i den här analysen var 13 % av naturligt flöde. Inga minskande indikatorarter (z- arter) detekterades i analysen, utan alla ökade längs gradienten (z+ arter). Analyserna visade på ganska stora konfidensintervall kring förändringspunkterna som motsvarade en minimitappning på 0,2 %, 1,3 % och 3,6 % av naturligt flöde för densitet av öring (total och årsyngel), lax (total, årsyngel och äldre individer) respektive ål. Med andra ord kunde inga tydliga, abrupta ökningar av indikatorarternas relativa densitet detekteras vid ett visst flöde, utan densiteterna ökade istället mer kontinuerligt längs flödesgradienten.

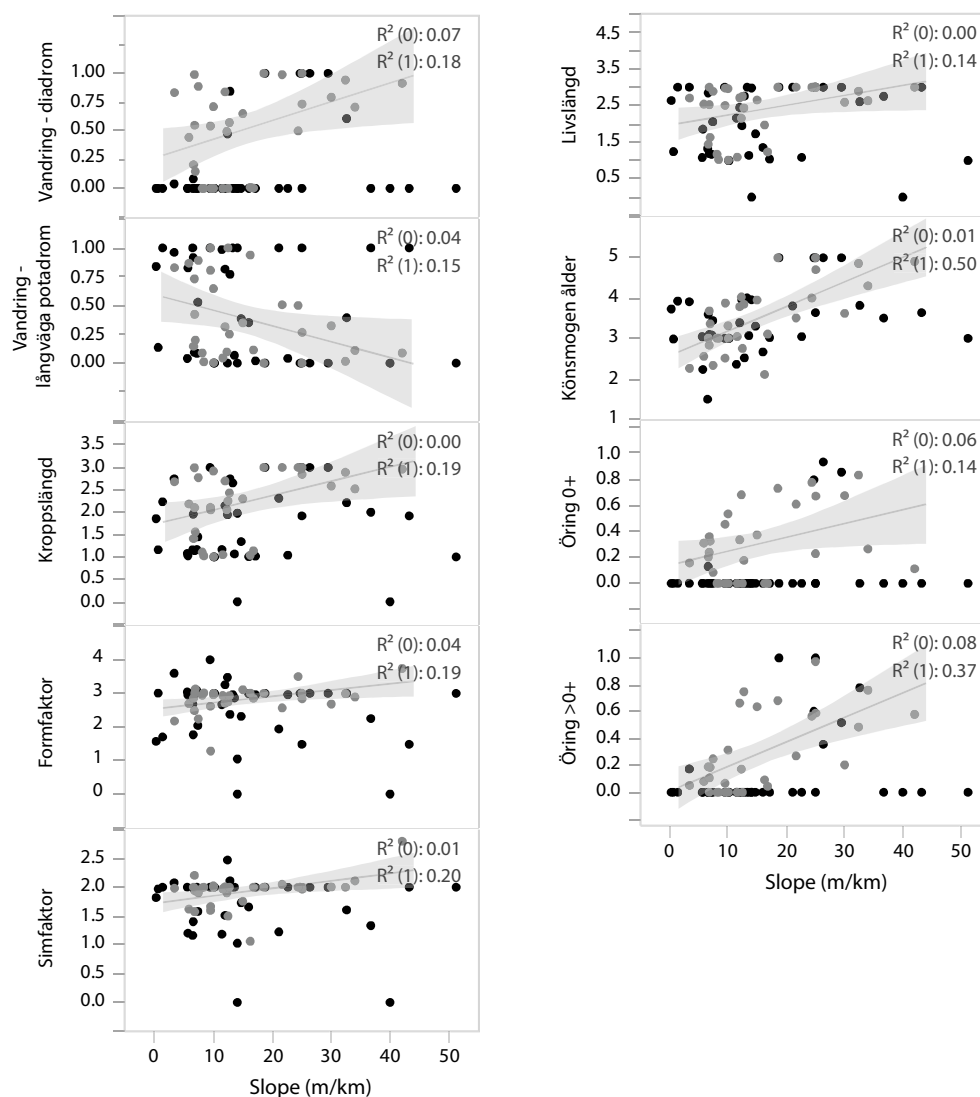


Figur 23. Resultat från TITAN-analyserna. X-axlarna beskriver minimitappningens storlek (% av naturligt flöde; log10 transformerade värden) och Y-axlarna beskriver relativ densitet av de identifierade indikatorerna (0+ = årsyngel, >0+ = äldre fisk, inget suffix = total densitet). Övanför diagrammen visas ursprungsvärdena (% av naturligt flöde) för förändringspunkten (fet streckad svart linje) samt nedre och övre gräns för konfidensintervallerna (streckade grå linjer).

För en delmängd av datat kunde regressioner mellan lutningen på vattendraget och responsvariablerna göras. Det visade sig att lutningen på vattendraget var signifikant och positivt korrelerad med större, långlivade och diadroma arter med högre sim- och formfaktor och som når könsmogen ålder senare (t.ex. öring). Dessa samband var dock bara signifikanta i torrfåror med minimitappning, medan sambanden var svaga och ej signifikanta i torrfåror utan minimitappning (Figur 24). Detta innebär att effekter av minimitappning på fiskfaunan delvis beror på

vattendragets lutning (dvs. ju större lutning desto större effekt av minimitappningen på fiskfaunan).

Minimitappning — 0 — 1



Figur 24. Korrelationer mellan responsvariabler och torrfårans lutning (m/km). Endast responsvariabler som var signifikant relaterade till torrfårans lutning visas i figuren. Öring 0+ = årsyngel av öring, öring >0+ = äldre fisk. Svarta punkter = observationer utan minimitappning, grå punkter och linjer ($\pm$ 95 % konfidensintervall) = observationer med minimitappning. Notera att inga samband var signifikanta i fåror utan minimitappning, därför visas heller inte någon regressionslinje.

Diskussion

Torrfåror i anslutning till vattenkraftverk utgörs ofta av tidigare forsmiljöer som generellt sett karakteriseras av relativt höga ekologiska värden. På grund av den höga vattenkraftsutbyggnaden i Sverige har dock förekomsten och kvaliteten av dessa miljöer kraftigt reducerats i vattendragslandskapet (Renöfält m.fl. 2015). Restaurering av försämrade fiskhabitat i kraftigt modifierade vatten är en viktig åtgärd för att uppnå god ekologisk status. I en nyligen gjord förstudie visade Spjut

& Degerman (2015) på preliminära effekter av olika flöden i torrlagda fåror. Studien saknade dock detaljerad information om flöden då data var framtaget genom flygbildstolkning (ögonblicksbilder). I föreliggande studie fanns mer detaljerad flödesinformation tillgänglig, som rapporterats in av kraftbolagen själva eller som samlats in från andra källor (t.ex. från SMHI). Vi tog även hänsyn till naturlig miljövariation i analyserna vilket är ytterligare en styrka jämfört med tidigare studier.

En åtgärd för att minimera negativa biologiska och ekologiska effekter av reducerat flöde inkluderar att släppa igenom en viss mängd vatten genom den ursprungliga fåran som torrlagts. På grund av fiskars känslighet för flödesförändringar (t.ex. Cumming 2004; Mims & Olden 2012), var det föga överraskande att vi fann tydliga, signifikanta skillnader i fiskfaunan mellan fåror med och utan minimitappning. Denna studie visar bland annat att ökat flöde leder till högre artrikedom, ökad fiskdensitet samt en förbättrad status av fisksamhällena (t.ex. Eberle m.fl. 1993). I likhet med andra studier fann vi också att ett ökat flöde var associerat med en högre densitet av större, invertivora och vandrande arter såsom lax och öring (Renöfalt m.fl. 2015). Dessa arter är också starkt kopplade till just strömmande och forsande habitat vilka alltså har blivit något av en bristvara på grund av den storskaliga utbyggnaden av vattenkraft i Sverige.

Enligt våra resultat var dock inte bara förekomsten av, utan även storleken på minimitappningen (uttryckt som % av naturligt flöde) av betydelse för fiskfaunan. Sambanden var starkast för artsammansättning (dvs. observationernas läge längs första PCA axeln) och antalet arter. Med ökat flöde ökade densiteten av strömlevande arter (t.ex. öring och lax som korrelerade positivt med första PCA axeln) och även antalet arter. Tre indikatorarter identifierades också längs flödesgradienten (lax, öring och ål) men tyvärr kunde inga tydliga, abrupta öknings av relativ densitet observeras vid ett visst relativt flöde. Maxvärdet för minimitappningarna inkluderade i analysen var å andra sidan bara 13 % av naturligt flöde vilket delvis kan förklara varför förändringarna var kontinuerliga (dvs. på grund av ett snävt flödesintervall). Det går alltså inte att utesluta att skarpare förändringpunkter (densitetsökningar) finns vid högre flöden och inte heller att ökningen eventuellt planar ut vid ett visst flöde. Detta gör det också svårt att rekommendera ett specifikt relativt flöde (ett gränsvärde) där man kan se en skarp positiv biologisk effekt av en minimitappning. Resultaten visar dock att högre och mer kontinuerliga flöden i torrlagda fåror ger tydliga vinster med avseende på både biologisk mångfald och ekosystemtjänster i form av fiske (t.ex. Eberle m.fl. 1993; Hill & Platts 1998).

Våra resultat tyder även på att effekter av minimitappning på fiskfaunan delvis beror på vattendragets lutning. Densiteten av större, långlivade och vandrande arter med morfologiska anpassningar till ström och forshabitat (hög form- och simfaktor) som till exempel öring ökade med ökad lutning. Sambanden var linjära och vi observerade inte någon avtagande trend längs lutningsgradienten, vilket sannolikt beror på att inga av de inkluderade fårorna var för branta för att kunna betraktas som ett lämpligt fiskhabitat. Sammanfattningsvis innebär dessa resultat att hänsyn bör tas till lutningen på fåran om syftet med åtgärderna är att maximera responsen av strömlevande fisk.

Vår studie visar dock inte bara på effekter av minimitappning utan understryker också vikten av att ta hänsyn till andra mänskliga störningar som påverkar fiskfaunan i torrfårar. Framförallt kunde vi se en förstärkt effekt av störningar i kantzonen längs vattendragen (till exempel p.g.a. skogsbruk, jordbruk och urban bebyggelse) i fårar utan minimitappning. I dessa fårar kunde man, till exempel, se att störningar i kantzonen gynnade omnivora arter utan specifika flödespreferenser och arter med hög relativ fekunditet, medan sambanden var svaga eller obefintliga torrfårar med minimitappning. Fårar med minimitappning tycks alltså vara mer motståndskraftiga mot ytterligare mänskliga störningar. Liknande samband kunde också ses i analyserna av artsammansättning och VIX där värdena minskade signifikant med ökande störningar i kantzonen, men enbart i fårar utan tilldömd minimitappning. Fårar utan minimitappning dominerades dessutom av mindre, kortlivade arter oberoende av andra störningar. Med andra ord tycks opportunisterna och generalisterna gynnas i vattendragssträckor utan minimitappning och framförallt i sträckor som är påverkade av multipla mänskliga störningar. Eftersom flöden i fårar utan minimitappning ofta är oförutsägbara och tillfälliga (t.ex. under höghöjden eller reparationer) och annan mänsklig påverkan leder till ytterligare störningar i miljön var dessa resultat inte helt oväntade. Det finns nämligen ett starkt teoretiskt stöd för att störda, oförutsägbara och instabila miljöer gynnar opportunistiska arter medan "jämviktsarter" med låg fekunditet, stora ägg och yngelvård är beroende av mer stabila och ostörda miljöer (Winemiller & Rose 1992, Winemiller 2005).

Till sist visade resultaten på relativt svaga samband mellan fiskresponser och konnektivitet. Detta var oväntat eftersom fiskesamhällenas förmåga att återhämta sig är beroende av förekomsten av och avstånd till källpopulationer i landskapet samt fria vandringsvägar (t.ex. Fullerton m.fl. 2010). Barriärer i form av dammar och trösklar utgör i många fall definitiva vandringshinder vilket helt förhindrar kolonisation och återkolonisation av uppströms sträckor samt leder till genetisk isolation inom populationer och en ökad risk för utdöende (t.ex. Northcote, 1998; Lucas & Baras 2001, Wofford m.fl. 2005). Dessutom leder dämningar i vattendragsnätverken till en ökad förekomst av lugnflytande habitat längs vandringsvägarna vilket resulterar i en reduktion av antalet källpopulationer i landskapet från vilka återkolonisation av strömlevande arter sker. Ökade densiteter av arter som är anpassade till lugnflytande habitat och prederar på strömlevande fiskarters smolt (t.ex. gädda, gös och lake) kan dessutom försvåra återkolonisation ytterligare (Degerma m.fl. 2013). Det ska dock understrykas att 96 % av observationerna i datasetet hade måttlig - dålig status med avseende på konnektivitet och inga sträckor var opåverkade (dvs. hade hög status). I denna studie bör därför reducerad konnektivitet istället betraktas som ytterligare en störning som påverkar mer eller mindre alla inkluderade torrfårar. Förbättringar av vandringsvägar som sammanlänkar strömlevande fiskpopulationer i vattendragslandskapet ger sannolikt snabbare och kraftigare responser i restaurerade torrfåresträckor (Roni m.fl. 2002) men på grund av urvalet i denna studie kunde alltså inga sådana effekter påvisas.

3.2.3 Ekonomisk analys av flöden i torrfåror

Introduktion

In order to mitigate detrimental effects on biodiversity water power plants may be run with a release of water from the reservoir(s) into the downstream dry channel (the old natural river channel). However, this may only be achieved at a cost in terms of less electricity production and hence less fulfillment of the target on renewable energy. This study investigates whether such a cost exists, and which factors contribute to the probability of its occurrence. To this end, we used data from a survey to 75 hydropower plant owners in Sweden with questions on existence of a negative impact on electricity production on ecology, type of water release from reservoirs, characteristics of the dried downstream channel, electricity production, and availability of natural water discharge into the downstream channel (see description of the survey in Chapter 3.2.2). We use econometric methods to examine the impact of water discharges from the reservoir and other explanatory variables on electricity production. The dependent variable is a binary variable which equals 1 when electricity production is affected and 0 otherwise. We therefore use a probit model for the regression analysis, where we estimate how the explanatory variables affect the probability of losing electricity production.

There is a large body of literature on ecological effects of biodiversity restoration in freshwaters, such as wetland restoration (e.g. Brudvig 2011, Meli et al. 2014 for reviews). Despite this, the literature on the determination of costs of measures mitigating biodiversity degradation from hydropower plants is scant (e.g. Bullock et al. 2011, Nebhöver et al. 2011). The cost of restoration objects depends on the investment and management of the restoration measure as such, and on the ecological conditions at the site affecting the need and quality of restoration (Meli et al. 2011). In our view, the main contribution of this study is the estimation of the explanatory power of ecological conditions and water release from reservoirs on the probability of a restoration cost in terms of reduction in electricity production.

Material & metoder

Two data sets were used for our estimation; survey to hydropower companies and statistics on ecological quality based on electrofishing data. The survey to hydropower plants owners included questions on their management strategies for release of water, conditions of the dry river beds, and annual electricity production. Questions were included on their annual electricity production (*Elprod*), length of the dry channels (*Length*), and natural water flow in the dry channels in m/s (*Msec*) as continuous variables.

Binary responses were given for question on the existence of any effect on electricity production from any type of water release (intentional or unintentional; spill), *Eldummy* where *Eldummy*=1 and 0 otherwise. If there was an effect on electricity production, a follow up question was how much (as a percentage) this affected total electricity production. However, this question was answered by only two hydropower dam owners, and we therefore excluded this variable.

Minimum water discharge from the reservoir to the old river bed ensures that there is a minimum flow of water in order to potentially sustain downstream stream and river organisms. A question was included on the existence of minimum discharge (*Mindisch*) (by court order or voluntarily) where *Mindisch*=1 when the measure is in place and *Mindisch*=0 otherwise. The plants can also implement other strategies for improving biodiversity, such as an even flow of water to downstream water. A question was therefore included on the existence of other measures (*Othmeas*) where *Othmeas* =1 if such measures exist and *Othmeas* =0 otherwise.

The questionnaire was sent to four large hydropower companies in Sweden, where downstream dry or nearly dry river and stream channels had been identified and electrofishing data were available. The questionnaire was filled out and returned for 76 hydropower plants where fish data (see below) from downstream sections of the reservoirs were available. These plants are located across all of Sweden.

The other data set is used to assess how the biological conditions of the downstream dry or partly dry stream or river section was affected by the hydropower plant and release of water, which is available as electrofishing data at the Swedish Electrofishing RegiSter (SERS 2017). The Swedish stream and river fish index VIX (Beier et al. 2007) was used to assess the ecological status of the downstream sections. The VIX index ranges from 0 to 1, where high values denote high or good ecological status and low values denote moderate, poor or bad ecological status according to the EU Water Framework Directive (EC 2000).

Descriptive statistics of the dependent variable *Eldummy* and the independent variables are displayed in Table 14.

Table 14: Descriptive statistics.

Variable	Observations	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
Eldummy	66	0.576	0.498	0	1
Elprod, electricity production in kWh	66	90400000	202000000	900	1120000000
Length in m	75	2113	2612	62	16308
Msec, water flow in 67 m ³ /second	48	83	83	0	377
Mindisch	75	0.47	0.50	0	1
Othmeas	75	0.69	0.46	0	1
VIX	20	0.43	0.23	0	1

Econometric model

We have employed the standard logit and probit models to estimate the explanatory power of the independent variables listed in Table 14 on the probability of a loss in electricity production. The difference between logit and probit model is in the distributions of the error terms. The former follows a cumulative standard logistic distribution, whereas the later follows a cumulative standard normal distribution (see e.g. Cameron & Trivedi 2009; Hosmer &

Lemeshow 2000). The probability function in both models was symmetric around zero and tends to give similar parameter estimate. Therefore, we have estimated parameters of interest applying both estimators. We know that our dependent variable *Eldummy*, denoted as Y in this section, can take only two values, i.e., 1 if there is a loss in electricity production and 0 if there is no loss. The probability of $Y=1$ is p and the probability of $Y=0$ is $(1-p)$. Hence, the expectation of Y is given as:

$$E(Y) = 1 * p + 0 * (1 - p) \Rightarrow p \quad (1)$$

Considering the probability that $Y=1$ is a function of different covariates presented in Table 14, denoted by vector X and parameters of interest β , we can write the standard binary choice model as follows:

$$P(Y = 1|X) = f(\beta'X) \quad (2)$$

Consequently, the logit and probit models corresponding to equation (2) are given by equation (3) and (4), respectively as:

$$f(\beta'X) = \frac{e^{\beta'X}}{1 + e^{\beta'X}} \quad (3)$$

$$f(\beta'X) = \Pi(\beta'X) = \int_{-\infty}^{\beta'X} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{u^2}{2}} du$$

Since probit and logit models are nonlinear in both parameter and variables, the usual ordinary least square (OLS) and weighted least square (WLS) estimators could not be plausible. For that reason, identification of parameters given by a vector β preferably should be obtained by applying the maximum likelihood (MLE) estimator. Generally, binary choice models can be derived from the latent variable model as it provides a link with standard linear regression models which makes interpretation of the parameters straightforward. Besides, the model illustrates the difference between logit and probit models. Suppose the binary outcome variable Y and the corresponding latent variable Y^* satisfies the single infix model as:

$$Y^* = \beta'X + \varepsilon \quad (5)$$

Given that Y is observable, it can be expressed as:

$$Y = \begin{cases} 1 & \text{if } Y^* > \phi \\ 0 & \text{if } Y^* \leq \phi \end{cases} \quad (6)$$

The threshold in Eq. (6) i.e. $\phi = 0$ denotes normalization which has no consequences if the vector X includes intercept. Therefore, combining Eq. (5) and (6), we can have the following response probabilities:

$$P(Y = 1) = P(\beta'X + \varepsilon > 0) = P(-\varepsilon < \beta'X) = f(\beta'X) \quad (7)$$

where $f(\beta'X)$ is the cumulative density functions(CDF). In the case of probit model, the error term follows the standard normal distribution whereas it follows the logistic distribution in the case of a logit model.

The signs of parameters β are directly interpretable in both logit and probit models, but not the magnitudes. For that reason, deriving the marginal effects and discrete changes of the estimates is crucial in order to obtain the magnitudes of parameters. The marginal effect of continuous covariate is given by partial derivative with respect to that variable, whereas the discrete changes of dummy covariate is given by the difference in predicted probabilities of the variable at 0 and 1, setting other covariates constant at their reference points. Mathematical notion of marginal effects and discrete changes in binary outcome models can be referred at Cameron & Trivedi (2009).

The availability of data is limited for the variable VIX measuring the ecological conditions in the dry channels. The explanatory variables $Loglength$ and $Logmsec$ indirectly reflect the ecological conditions in the channels by measuring the ecological status for fish. In order to make better use of the full data set we therefore estimate two regressions models: Model 1 where $Loglength$ and $Logmsec$ measure the potential for habitat quality and Model 1 where only VIX measures the ecological status. Equation (5) is then formulated as two regression models according to:

Model 1:

$$Eldummy = \beta_0 + \beta_1 Logelprod + \beta_2 Loglength + \beta_3 Logmsec + \beta_4 Mindisch + \beta_5 Othmeas + \varepsilon \quad (5')$$

Model 2:

$$Eldummy = \beta_6 + \beta_7 Logelprod + \beta_8 VIX + \beta_9 Mindisch + \beta_{10} Othmeas + \varepsilon \quad (5'')$$

Resultat

The results from the survey showed that 58 % of all plants report a reduction in electricity production and 47 % have implemented minimum flow discharges into the old natural downstream channel as a biodiversity restoration measure. It might be argued that mainly those dams with minimum discharges face a loss in electricity production. However, the share of 58 % reports on a loss in electricity production is evenly divided between plants with and without minimum discharges to the dried channels. The range in dam size as measured by electricity production is large within the dataset, ranging from 900 to 1120000000 kWh/year

(Table 14). The continuous variables *Elprod*, *Length*, and *Msec* are highly skewed, and we therefore transformed them into the logarithms *Logelprod*, *Loglength*, and *Logmsec*.

The results from the models showed that the independent variable *Othmeas* was never significant, and we therefore excluded this variable. Since the purpose of minimum discharge (*Mindisch*) is to sustain ecological conditions in the dry channels, this variable might be dependent on the ecological status in the stream channels, *Loglength* and *Logmsec* in Model 1 and *VIX* in Model 2. If so, the Ordinary Least Square (OLS) estimates will not give consistent estimates (e.g. Davidson and McKinnon 1993). Therefore, we tested for endogeneity in *Mindisch* by using *Loglength* and *Logmsec* as instruments in Model 1 and *VIX* as instrument in Model 2. Wald tests of both models showed that exogeneity in *Mindisch* could not be rejected at the 10 % level (see e.g. Davidson & McKinnon 1993 for a description of the test). This means that we can treat *Mindisch* as an independent variable.

We also tested for the existence of heteroscedasticity, which was not present in any model according to the results from Breach-Pagan tests (e.g. Wooldridge 2013). However, Pearson test of correlation among all explanatory variables showed significant associations at the 1 % level between *Logelprod* and several other explanatory variables. Despite these association, VIF (variance inflation factor) tests did not reveal problems of multicollinearity (mean VIF=1.29 for Model 1 and mean VIF=1.36 for Model 2).

The binary dependent variable denotes the likelihood of an effect on electricity production of changes in any of the explanatory variables. We would expect *Mindisch* to increase the probability of a loss in electricity production since this measure discharges water into the dry channel which could be used for electricity production. As a measure of the size of the dam, *Logelprod* can increase the probability of a loss in electricity production.

The regression results of Model 1 with different estimators can be seen in Table 15.

Table 15. Regression results of Model 1 with different estimators, N=59.

Variable name	Logit Coeff.	Prob	Probit Coeff.	Prob
Constant	-3.891	0.331	-2.396	0.215
Logelprod	0.841***	0.000	0.496***	0.000
Loglength	-0.777*	0.061	-0.443**	0.041
Logmsec	-1.334***	0.001	-0.785***	0.000
Mindisch	1.826*	0.086	1.062*	0.053
Model significance ^a	p=0.000		p=0.000	
Pseudo R ²	0.440		0.444	
Predicted yes/observed yes	33/38		33/38	
AIC, BIC	54.177, 64.565		53.851, 64.238	

***p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1; ^aChi-square(4)

The results from both models are quite similar. All explanatory variables are significant and have the expected sign. The models are significant at the 0.01 level according to the model Chi-square statistic, and the predicted 'yes', i.e. when the binary dependent variable Eldummy=1, correspond to 87 % if the observed 'yes'. The statistical performance of the probit model is slightly better than of the logit model as measured by pseudo R², AIC, and BIC tests.

The results for the two estimators are similar when replacing Loglength and Logmsek with VIX, se Table 16.

Table 16. Regression results of Model 2 with different estimators, N=20.

Variable name	Logit Coeff.	Prob	Probit Coeff.	Prob
Constant	-9.811	0.013	-5.825	0.004
Logelprod	0.731	0.013	0.430	0.002
VIX	-2.644	0.655	-1.597	0.496
Mindisch	0.750	0.754	0.464	0.659
Model significance^a	p=0.004		p=0.004	
Pseudo R²	0.408		0.407	
Predicted yes/ observed yes	10/13		10/13	
AIC, BIC	23.339, 27.322		23.338, 27.321	

***p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1; ^a Chi-square(3)

The statistical performance of Model 2 as measured by significance of explanatory variables, overall model significance pseudo R², AIC and BIC was lower than for Model 1, which may be explained by the lower number of observations. A common result for Model 1 and Model 2 was the positive and significant effect of Logelprod, Although VIX and Mindisch have the expected negative signs in Model 2, they were not significant.

Generally, coefficients of binary outcome models are in log-units and cannot directly be interpreted as marginal effects. This is due to the fact that the logit or probit transformation of the outcome variable has a linear relationship with the predictor variables. However, it is possible to derive the individual marginal effects or elasticities of covariates at their mean values (Table 17).

Table 17. Estimates of marginal effects of each of the explanatory variable at the mean value of all variables.

Variable	Logit:		Model 2		Probit:		Model 2	
	Model 1 dy/dx	p-value	Model 2 dy/dx	p-value	Model 1 dy/dx	p-value	Model 2 dy/dx	p-value
Logelprod	0.176***	0.000	0.152***	0.001	0.175***	0.000	0.154***	0.000
Loglength	-0.164*	0.053			-0.156**	0.035		
Logmsek	-0.280***	0.000			-0.277**	0.000		
VIX			-0.553	0.646			-0.572	0.486
Mindisch^a	0.384***	0.065	0.157	0.750	0.375**	0.042	0.166	0.655

***p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1; ^a dy/dx is for discrete change of dummy variable from 0 to 1

The probit and logit models give similar marginal effects of *Logelprod* for both Model 1 and Model 2 (Table 17). The probability of a loss in electricity production increases by 0.18 (Model 1) or 0.15 (Model 2). An increase in *Mindisch* has the largest impact on the probability, an increase by one unit raises the probability by 0.38 (Model 1). On the other hand, an increase in the natural conditions in the dry channel reduces the risk by 0.16 and 0.26 for *Loglength* and *Logmse* respectively.

Diskussion

The purpose of this study was to determine if restoration of biodiversity in dry channels at hydropower plants in Sweden can be costly for the plant owners and how the probability of a cost is affected by the size of the plant as measured in electricity production and by site specific factors in the dry channels. The measure considered for restoration is the existence of program for minimum releases of water from the reservoirs to the dry channel, and the cost is defined as a decrease in electricity production. The study rests on data from a survey to the large hydropower plant owners in Sweden, which resulted in data for 76 plants and dry channels.

According to the responses in the survey, 58 % of the plants with a program for minimum water discharges report a reduction in electricity production. The reasons for not reporting such a loss can be that it is considered as negligible or that the respondent has insufficient information. Insufficient knowledge can arise when a program for minimum discharges has been in place for a long time and the plant owner cannot distinguish between electricity production before and after the implementation of the program. We cannot distinguish between these reasons, but it can be argued that impacts of releases of water from the reservoirs to the dry channels on electricity production would be shown in the continuous monitoring of electricity production. Nevertheless, we should be careful in interpreting lack of reporting of a loss as non-existence of decreases in electricity production from programs on minimum discharges to dry channels.

The main results from our analysis of the explanatory power of different variables in explaining the probability of a reported loss in electricity production is that the existence of a program for minimum water releases and a larger size of the plant as measured by kWh electricity production increase the probability. On the other hand, site characteristics as measured by flow of natural water into the dry channel and length of the dry channels reduce the probability. These results point out potential cost savings for improving biodiversity in dry channels at hydropower plants by targeting water releases from reservoirs. A cost-effective policy requires that restoration measures are directed towards locations with low costs and high biodiversity impacts in order to achieve environmental targets at minimum cost (e.g. Gren et al. 2014). However, current strategy is not based on such a cost-effective policy but instead on a requirement of a maximum loss of 2.3 % in total annual production of electricity (Havs- och vattenmyndigheten 2017). Our results point out that the probability of costs in terms of losses in electricity production is low for relatively small sized plants, and where the natural flow of waters to the dry channels is high and the length of the channels is large. Thus, a comparison of costs and effects of current policy with a policy targeting restoration measures

towards plant sites with these characteristics can be of interest for economic analysis.

3.3 ÅTERSTÄLLD KONNEKTIVITET

3.3.1 Sammanfattning

- En metaanalys av effekterna av dammutrivningar visade att det var en tydlig respons i bottenfaunasammansättningen både nedströms, i det forna dammläget och i uppströms vattendrag efter dammrivningen.
- Undersökningar uppströms den rivna dammen genomfördes för att använda dessa resultat som referens, men även här förelåg alltså effekter av dammutrivningen, troligen genom ökad vattenhastighet i systemet.
- Studien baseras på 33 dammutrivningar spridda över världen.
- Analys av data från elfisken uppströms 30 etablerade fiskvägar visade tydliga positiva effekter på lax, och i mindre utsträckning öring.
- Det visade sig svårt att hitta fiskvägslägen med elfiskeundersökningar både före och efter fiskvägens etablering och med undersökningar både upp- och nedströms.

3.3.2 Dammutrivning

Sammanfattning på svenska

Historiskt sett har dämningar och de tjänster som erhålls från dessa ansetts vara miljömässigt skonsamma men under senare årtionden har den negativa miljöpåverkan associerat till dämmen rönt ökad uppmärksamhet. Totalt uppskattas antalet dämmen i världen till omkring 16,7 miljoner och av dessa är endast en bråkdel större dammar (högre än 15 m) och i drift. En betydande del av försämringen i rinnande vattens ekosystem kan i själva verket knytas till små dammar som inte längre fyller sin funktion, vilket är något som ytterligare borgar för att dessa dammar bör avlägsnas. I nuläget finns det begränsat med forskning kring effekterna av dammutrivningar. En stor del i beslutsförandet kring en damms vara eller icke bygger istället på de förväntningar och antaganden som finns på en förbättrad ekologi istället för att vila på empiriska grunder. Ökningen i dammutrivningar förväntas fortgå och det är därför av högsta vikt att vi ökar vår förståelse för effekterna för att kunna fastställa bestämmelser och råd om standardförfaranden vid dammutrivningar. Borttagningen av en damm orsakar vanligtvis en omedelbar men oftast momentan störning i form av blottläggning, erosion och omfördelning av sediment såväl som plötsliga förändringar i flöde och temperatur. Dylika dramatiska förändringar kan potentiellt påverka biota på olika sätt bl.a. genom fysiska förändringar såsom bortspolning av sediment och förändrad hydrologisk regim medan frisättning av förorenande ämnen från sediment kan ge en ekotoxikologisk påverkan.

I denna studie kvantifierar vi responsens hos bottenfaunasamhällen för att kunna utvärdera dammutrivning som en möjlig restaureringsåtgärd och kommer med rekommendationer angående vad man bör fokusera på vid framtida utrivningar. Vår förhoppning är att denna studie skall bidra till vägledning för beslutsfattare,

utövare och rådgivare i processer som rör dammutrivningar och dess potentiella effekter och hur man bör övervaka dessa förändringar. Vi förväntar oss att några av de uppenbara skillnaderna i responsen hos bottenfaunasamhället och återhämtningspotentialen mellan studier sannolikt kan förklaras av faktorer såsom skillnader gällande vattenfårans bredd, avrinningsområdets storlek samt flöde. Ytterligare faktorer som kan relateras till själv utformningen av studien kan emellertid också få stort inflytande. Bottenfauna (akvatiska makrovertebrater) är en av organismgrupperna som studerats mest intensivt vid effekter av dammutrivningar. Denna grupp lämpar sig väl för denna typ av studier då dess sammansättning återspeglar lokala fysiska och kemiska förhållanden över ett tidsspann om flera månader.

En sammantagen bild av genomförda studier visar på att det i saknas konsensus gällande vilken effekt en dammutrivning har på biota och vad som driver denna effekt. Denna osäkerhet kan i stort härledas till det oroande låga antal studier som gjorts sett till antalet faktiska dammutrivningar. Vidare är studierna spridda över områden av vitt skild karaktär gällande t.ex. skala och geomorfologi vilket ytterligare försvårar jämförande analyser. Designen i många studier måste också förbättras och harmoniseras mellan studier för att på så sätt möjliggöra jämförande av resultat.

Överlag bekräftar resultaten i denna studie att dammutrivning är en lyckad restaureringsmetod för bottenfaunasamhället. Vi fann tydligt positiva effekter på störningskänsliga taxa i dammläget, nedströms dammen och även längre uppströms dammen vilket visar på en förbättrad vattenkvalitet och habitatkvalitet. De effekter man observerar beror på områdets specifika natur såsom nederbördsregim, avrinningsområdets storlek och markanvändning. Tidsramen är viktig då resultaten visar på långsiktiga förbättringar där kortsiktiga undersökningar inte kan sägas ge en rättvisande bild av eventuella positiva effekter av en dammutrivning. Försöksdesignen i många studier av dammutrivningar har uteslutet en eller flera provtagningsområden; dvs. nedströms dammen, i dammen eller uppströms dammen) vilket ytterligare begränsar möjligheten att på ett rättvisande sätt tolka data. Ofta saknas också data från förhållande innan dammutrivningen och man förutsätter ofta att data från stationer upp- eller nedströms men nära dammar påverkas i ingen eller ringa grad av en dammutrivning trots att det saknas stöd för denna uppfattning.

För framtida dammutrivningar rekommenderar vi en planering med både kort (<2 år)- och långsiktig (>5 år) uppföljning. Vidare bör utvärderingen av restaureringen inte baseras på referensplatser upp- eller nedströms dammutrivningen. För att utröna huruvida ytterligare åtgärder är nödvändiga, såsom borttagning av sediment i dammläget rekommenderar vi att en miljökonsekvensbeskrivning utförs i följande fall; där sedimentet i dammen kan vara förorenat, i mindre vatten med ett flöde under 20 m³/s samt där avrinningsområdet uppströms dämnet kan anses hysa över 50 % orörd natur.

Introduktion

Historically the services gained by damming were often thought of as environmentally friendly, but in recent decades there has been a rapid increase of acknowledgement that damming of riverine systems cause environmental harm

(Hart & Poff 2002). Currently, an estimated 16.7 million impoundments larger than 0.01 ha exist worldwide (Lehner et al. 2011), of which only a fraction of these (ca 0.3 %) are operating large dams (i.e. >15 height) (Berga 2006). Indeed, a significant proportion of degradation to riverine ecosystems is attributed to small dams (i.e. <15 height) (Kibler & Tullos 2013), many of which have surpassed their functional life (Poff & Hart 2002), factors that increasingly warrant decisions on their removal (Bednarek 2001; Service 2011). Expectations of an ecological improvement are often integral to decisions of removal (Doyle et al. 2003), yet scientific knowledge of actual organism responses and their controlling factors are constrained by heterogeneity of study designs, implementation strategies, geographies, and characteristics of dams and their removals (Poff & Hart 2002, O'Conner et al. 2015, Tullos et al. 2016). Furthermore, resource managers face uncertainty about how quickly and to what extent ecological systems will respond to dam removal, and if and when to anticipate negative effects (Tullos et al. 2016). Increases in dam removal are expected to continue in the future, thus it is imperative to understand responses and their controlling factors in order to determine applicable regulations and standards of practice appropriate for a given dam removal project.

The removal of a dam typically causes an immediate but often temporary "pulse disturbance" (Van Looy et al. 2014) via processes of sediment exposure, erosion, and redistribution (Bednarek 2001, Tullos et al. 2016), as well as sudden shifts in hydrology and temperature (Bednarek 2001). Such dramatic changes potentially affect the biota in different ways: physical effects include scouring and modified bed forms and features (Wood & Armitage 1997), while the release of pollutants associated with sediments can result in ecotoxic pressures (Colas et al. 2013). Furthermore, characteristics of the environment and dam may influence organism response to such pulse disturbance, yet many are not commonly considered in the context organism response to dam removal. For example, exposure, erosion, and redistribution of sediments may be influenced by discharge and catchment scale factors such as land use.

However, consensus of empirical case studies of organism response and the driving factors across systems and regions is currently inadequate, largely manifested by the alarmingly small number of published studies relative to the number of dam removals (Gillette et al. 2016). Although reviews generally support ecological improvement (Bednarek 2001, Hart et al. 2002) such reviews are largely conceptual highlighting potential responses (Gregory et al. 2002, Hart et al. 2002), or are geographically limited (Doyle et al. 2005). Sound dam removal decisions established on measurable expectations of ecological response are at least challenged under such uncertainty considering insufficient information exists to address common management concerns (Tullos et al. 2016) leaving expectations largely based on theory which have rarely been met in other riverine habitat restoration measures (Palmer et al. 2009). If reliable prediction and evaluation of ecological disturbance and recovery are to be improved, there is an urgent need for unraveling quantifiable spatiotemporal response trends of organisms indicative of improvement that can be utilized across systems and regions.

Of the limited published literature, aquatic macroinvertebrates have emerged as one of the most extensively studied organism groups in relation to measurements of ecological responses. The composition of macroinvertebrate communities, and

their assemblage derived metrics, reflects the local physical and chemical conditions in a stream integrated over several months (Rosenberg & Resh 1993). This makes them highly sensitive to detection of the impairment and improvement of aquatic systems, and ideal focal organisms for quantifying how such highly dynamic spatiotemporal changes brought about by dam removal will affect the ecosystem and the potential of dam removal as a restoration measure.

Case studies of macroinvertebrate responses to dam removal indicate highly spatiotemporally dynamic patterns, with initial responses frequently negative including decreased densities (e.g. Chiu et al. 2013, Thomson et al. 2005) and taxa richness (e.g. Chiu et al. 2013, Maloney et al. 2008, Claeson & Coffin 2016), an expected short-term effect from the pulse disturbance initiated by dam deconstruction. Different ensuing recovery trends have been observed, for example short term (i.e. <5 months) positive responses in densities and taxa richness (e.g. Kil & Bae 2012), but also long term (i.e. >40 months) negative responses in densities and taxa richness (e.g. Renöfält et al. 2013). These apparent discrepancies in the results from empirical case studies limit our ability to make general predictions on the spatial scale, magnitude, trajectory, and duration of responses.

We expect that some of the apparent discrepancies in macroinvertebrate response and recovery potential among studies are likely explained by factors such as differences in system size, characteristics of the dam itself, and alterations to the watershed. However, other factors related to the study design may have an influence. First, long-term monitoring of responses is rare, and inference from short-term studies may not be a realistic representation of accurate response. Second, many primary studies have excluded one or more sections (i.e., downstream, impoundment, and upstream of the impoundment) in their sampling regime, restricting the ability for interpretations. Third, pre-removal data are lacking and sites closer to the dam are often compared to further up- or downstream sections that are utilized as a comparative “reference” with an untested assumption that response is minimal or nonexistent. Lastly, the sensitivity of individual metrics in detecting response to dam removal are yet to be evaluated and compared for their consistency among studies. As an initial step in making general predictions of response, among study consistencies in responses must be identified as well as the key factors driving equivocal results between studies.

In this study we quantified macroinvertebrate response to dam removal within the downstream, impoundment, and upstream of the impoundment sections, utilizing extracted or calculated metrics of community structure and functional traits from a comprehensive search of empirical studies containing pre- and post-dam removal data along with the specific sampling distance from the dam (downstream and impoundment) or distance from the impoundment (upstream) and time from dam removal. This allowed us to answer the following questions: (1) What is the spatiotemporal extent of the effects of small dam removal on the macroinvertebrate community structure? (2) Do responses in community structure diverge with characteristics of the dam and environment?

We evaluate dam removal as an ecological restoration measure for the macroinvertebrate community and make recommendations for areas in need of focus in future studies. We expect our findings will provide basis information to

ecologists, managers, stakeholders and decision makers when decisions are to be made on upcoming dam removals and allow for improved decisions for monitoring response.

Material & metoder

Literature and data search:

From October 2015 to April 2016 we searched the literature for studies of macroinvertebrate response to dam removal. Search terms included all possible combinations of (1) dam*, weir*, impoundment*, reservoir* (2) remov*, deconstruct*, destruct*, undam* (3) invertebrate*, benthic*, macroinvertebrate*, aquatic insect*, zoobenthos*. Relevant studies were initially located by searching ISI Web of Science and Google Scholar, where respectively 555 and the first 500 papers as sorted by relevance, were systematically screened for inclusion in the meta-analysis. Furthermore, potentially relevant grey literature was identified using the search engines Google. When potential sources of relevant unpublished information were identified, requests for data from various reports, academic theses, and raw data were made by contact to entities associated with a particular dam removal. Studies were included under the criteria that the dam removed was not more than 15 meters of height, that macroinvertebrates had been quantitatively sampled during both pre- and post-dam removal, and that distance and time of sampling points relative to the dam removal were measured. Of the pertinent literature found citations and references were examined for additional relevant studies. Additionally, we searched and incorporated data in association with dam removal sites from the Swedish national and regional environmental monitoring program database, hosted by Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)/Department of Aquatic Sciences and Assessment.

Response variables:

Metrics

From the literature search we extracted or calculated a total of ten metrics of community structure as response variables: (1) total density, (2) taxon richness, (3) Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) density, (4) EPT taxa richness, (5) %EPT density, (6) %EPT taxa richness, (7) family biotic index (FBI), (8) family Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation (LIFE), (9) effective numbers of species of Shannon diversity (H'), and (10) effective numbers of species of Gini-Simpson diversity (1-D).

For each study we calculated a response ratio (Δr) (Osenberg et al. 1997) for as many metrics as possible as $\Delta r = \ln(N_a/N_b)$, where N_b is the mean metric value of all pre-removal sampling events (range = 0-62 months, mean = 13 months) at a specific distance and N_a is the metric value at a particular time from post-dam removal corresponding with that specific distance and section (upstream, impoundment, and downstream) relative to the dam. Each distance-time realm was divided as to include a minimum of 3 replicate samples. Time was measured in months after dam removal and distances were measured by the sampling site mid-point in meters from the dam in downstream and impoundment sections and meters from the upper end of the impoundment in the upstream section. Response value of 0 indicates no change from pre-removal state, while positive and negative

values indicate improvement and decline respectfully. Since lower values of the FBI index are indicative of improvement we calculated the response ratio as $\Delta r = \ln(N_b/N_a)$, so that positive effect size values would be indicative of a positive response.

Functional traits

We concentrated functional analysis on the insects because numerous functional traits are more understood for insects than for other benthic taxa. We assigned traits to each insect family following (Poff et al. 2006). The suite of 20 traits, comprising 59 trait modalities (Poff et al. 2006), represents a wide assortment of life history, mobility, morphological, and ecological functions that are expected to respond to varying aquatic habitat conditions (e.g. Finn & Poff 2005, Tullos et al. 2009). Poff et al. (2006) assigned trait modalities at the genus level, which we applied at the family level here.

We quantified functional traits as percent modalities, where all percent modalities within a trait sum to 100, within sections (upstream, impoundment, downstream) within four time categories; before dam removal, 0-12 months after dam removal, >12-36 months after dam removal, and >36 months after dam removal.

Predictor variables:

We utilized predictor variables in our analyses of metric response. For each dam removal site nine predictor variables were extracted directly from the literature or calculated: (1) dam height, (2) dam elevation, (3) stream gradient, (4) stream width, (5) stream discharge, (6) catchment area, (7) % catchment area undisturbed, (8) % catchment area arable, and (9) % catchment area urban.

Statistical analyses:

Metrics

To investigate correlations between predictor variables, and gain insights on what variables contributed mostly to the differences between sites, we run multivariate analyses on the standardized predictor variables ($N = 33$). Gradient lengths were first estimated in a detrended correspondence analysis (DCA). As the lengths of DCA axes 1 and 2 were $\ll 3$, we used PCA, which assumes linear responses of original variables to components (ter Braak & Smilauer 2002).

We tested effects of time since dam removal on $\ln R$ of all metric response variables in the downstream, upstream and impoundment area, using general linear mixed models with 'dam' as random factor, as many samples were collected at the same site (dam) although at different distance from the dam and/or time since dam removal. Due to low replication further from dams in the up- and downstream sections, only data within 3000 m from the dams were considered (downstream: $N = 97$, upstream: $N = 80$, impoundment: $N = 70$). Stream discharge and % catchment area undisturbed, which mostly contributed to the variation between sites (see Results), were included in the models of metric response as covariates, together with distance from the dam. Interactions between time since dam removal and all covariates were tested. To account for potential temporal correlation between samples coming from the same site, a correlation structure was included in the models (Zuur et al. 2009). Collinearity between predictors was checked by

calculating the variance inflation factor (VIF). Independence, normality and homogeneity of variance of residuals were confirmed by plotting relationships between residuals vs random factors, explanatory variables and fitted values, and observed vs theoretical quantiles (QQ-plots). When multiple explanatory factors were significant, partial regression coefficients and residuals were extracted using the visreg package, version 2.3-0 in R 3.2.3 (R Development Core Team 2014).

A two-sided Student's t-test was used, after checking for normality, to test whether the mean effect size were different from zero. All analyses were performed in R 3.2.3 (R Development Core Team 2014).

Functional traits

ANOSIM (analysis of similarities) was used to test for differences in functional trait assemblage composition between and within sections (upstream, impoundment, downstream) within four time categories; before dam removal, 0-12 months after dam removal, >12-36 months after dam removal, and >36 months after dam removal. ANOSIM is based on comparing distances between groups with distances within groups which are converted to ranks. A large positive R (up to 1) signifies dissimilarity between groups. The significance was computed by permutation of group membership, with 10,000 replicates. SIMPER (similarity percentage) was used for assessing which taxa were primarily responsible for differences between assemblage groups based on abundance (Clarke 1993). Both analyses were performed by means of PAST version 2.17c (Hammer et al. 2001).

Resultat

Description of dam removal sites and correlations of predictor variables:

Our search resulted in 29 studies including 33 dam removals that fit all the criteria for inclusion resulting in a total of 1,621 effect sizes from all 10 metrics. Dam removal sites spanned a broad geographical range (27 in US, 4 in Sweden, 1 in Korea and 1 in Taiwan), and included several biome types: temperate broadleaf and mixed forests (n=13), temperate broadleaf forests (n=10), moist temperate coniferous forests (n=4), boreal forests (n=4), desert (n=1), and tropical and subtropical moist broadleaf forests (n=1). The sites encompassed broad gradients of the nine predictor variables (Table 18). A subset of 16 dam removals allowed for calculation or extraction of functional traits (Table 18).

Furthermore, utilizing principal component analyses (PCA) indicated a gradient of values within each the nine predictor variables were encompassed across studies. The first two PCA axes explained 68 % of the total variance, with 40 % of variance across principal component axis 1 (PC1) and 28 % across axis 2 (PC2). PC1 displayed strong correlations with variables indicative of catchment and dam characteristics, while PC2 mainly correlated with variables indicative of system size. Among predictors collinear to PC1 and PC2, those that mostly contributed to variation between dam sites were % catchment undisturbed, which covaried negatively with % catchment arable, and stream discharge, which correlated positively to catchment size.

Table 18. Description of the nine predictor variables associated with dam removal sites.

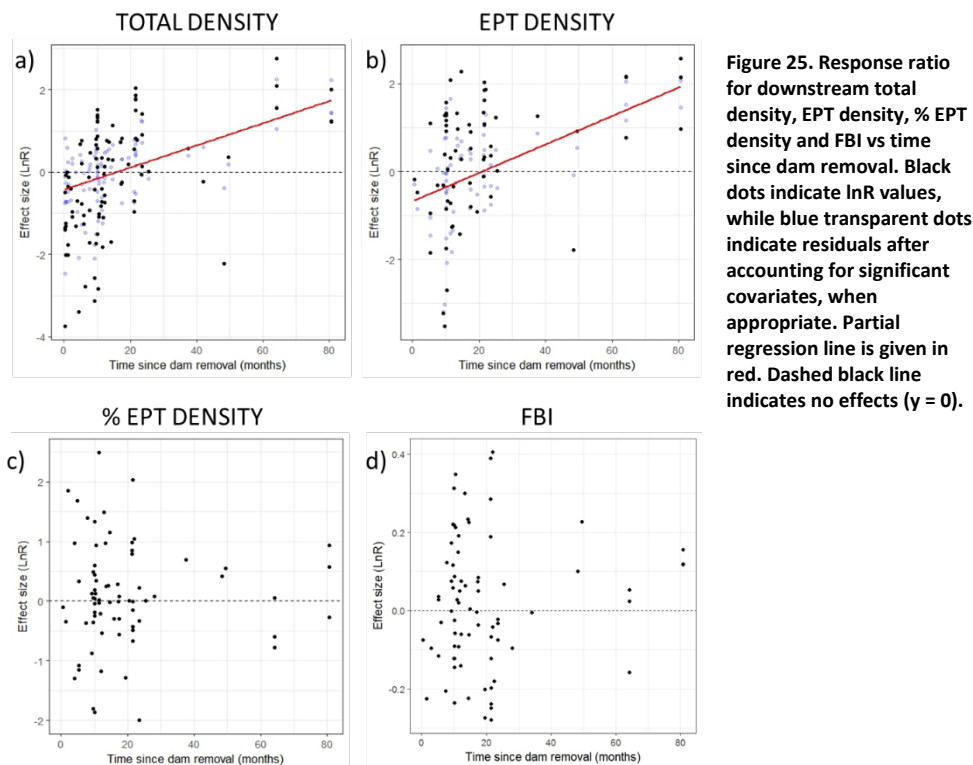
Category	variable	Metrics			Traits		
		mean	max.	min.	mean	max.	min.
Catchment land use	% arable	30.6	82.5	0	34.9	82.5	0.9
	% urban	5.6	25.9	0	5.9	13	0
	% undisturbed	62	98.9	10.9	57	98	10.9
Stream and dam characteristics	elevation (m a.s.l.)	277	1750	3	265	1750	8.5
	gradient (m/m)	0.00663	0.037	0.00036	0.00401	0.027	0.00036
	dam height (m)	3.97	15	0.6	3.83	15	0.6
System size	stream width (m)	30.1	140	3	25.2	68.8	4
	catchment area (km ²)	1297.9	13,756.4	6.8	813.5	3040.2	20
	discharge (m ³ /sec.)	18.59	250	0.03	9.67	30.4	0.05

Metric response

We found significant responses in effect size for four of the ten metrics of community structure analyzed; total density, EPT density, %EPT density, and Family Biotic Index. Among the predictors included in analyses time after removal mostly explained responses in effect size, followed by mean annual discharge, land use in the catchment, and distance from the dam.

Downstream

Within the downstream section negative responses are evident initially after dam removal for both total and EPT density (Figure 25 a, b). Recovery to levels of pre-removal was reached around 15 months for total density and 20 months for EPT density, with persistent increase in density during the 80 month period of observations ($p = <0.001$, and $p = <0.001$ respectfully) (Figure 25 a, b).



For total density a significant positive relationship with discharge ($p = 0.037$) indicated average negative effects in smaller systems and positive effects in systems with discharges $>10 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figure 26 a). Distance from the dam was important for the two EPT metrics where mean positive effects declined and became increasingly negative after the first (ca) 1000 meters downstream of the dam (EPT density $p = 0.002$, %EPT density $p = 0.037$) (Figure 26 b, c). Furthermore, effect size for FBI decreased significantly with increasing percent undisturbed catchment area ($p = 0.002$), with positive effects dominating in systems with (ca) $<50\%$ undisturbed catchment area and negative effects dominating in systems with (ca) $>50\%$ undisturbed catchment area (Figure 26 d).

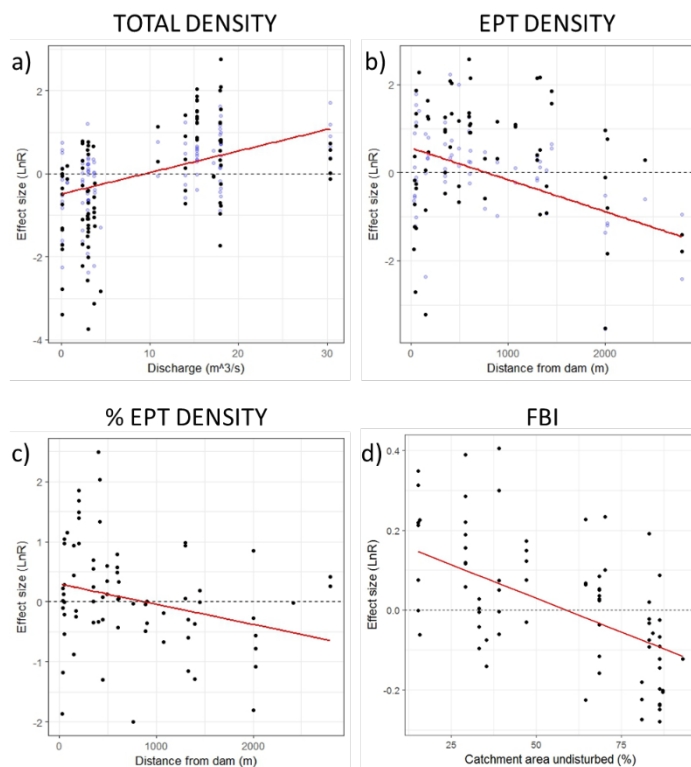


Figure 26. Response ratio for downstream total density, EPT density, % EPT density and FBI vs discharge, distance from dam and undisturbed catchment area. Black dots indicate LnR values, while blue transparent dots indicate residuals after accounting for significant covariates, when appropriate. Partial regression line is given in red. Dashed black line indicates no effects ($y = 0$).

Impoundment

Total density increased faster above pre-removal levels in systems with low compared to higher discharge (significant interaction time since dam removal*discharge, $p = 0.003$) (Figure 27 a). In contrast, % EPT density decreased over time below pre-removal levels in systems with low ($< 20 \text{ m}^3/\text{s}$) discharge, while it increased with time in system with discharge $> 20 \text{ m}^3/\text{s}$, reaching values above pre-removal levels after ca 20 months (significant interaction time since dam removal*discharge, $p = < 0.001$) (Figure 28 a). The FBI metric demonstrated a similar pattern to trends observed for %EPT density (significant interaction time since dam removal*discharge, $p = 0.002$) (Figure 28 b). EPT density increased over time regardless of discharge (main effect of time since dam removal, p value = 0.002) (Figure 27 b). Furthermore, in catchments with < 30 percent undisturbed area positive effect sizes in FBI increased over time while catchments with > 30 percent effect sizes decreased with negative effects apparent as early as 12 months after dam removal (significant interaction time since dam removal*discharge, $p = < 0.001$) (Figure 28 d). Positive effect sizes for %EPT density decreased with increasing percent undisturbed area of catchment (p value = 0.016), becoming negative for values > 65 % (Figure 28 c). Effect size for total density was positive closer to the dam, while negative beyond 2500 m from the dam (main effect of distance from dam, p value = 0.013) (Figure 27 c).

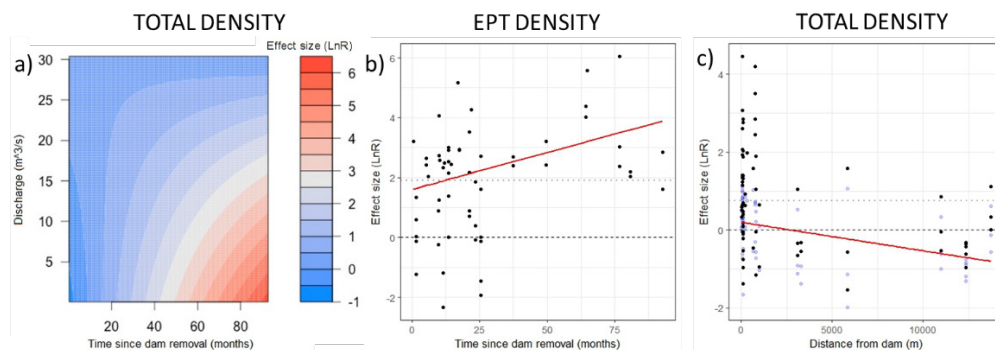


Figure 27. Response ratio for impoundment total density and EPT density vs time since dam removal, discharge and distance from dam. Contour plots show interactive effects of covariates. Black dots indicate $\ln R$ values, while blue transparent dots indicate residuals after accounting for significant covariates, when appropriate. Partial regression line is given in red. Dashed black line indicates no effects ($y = 0$), dotted grey line indicates mean effect significantly different from zero.

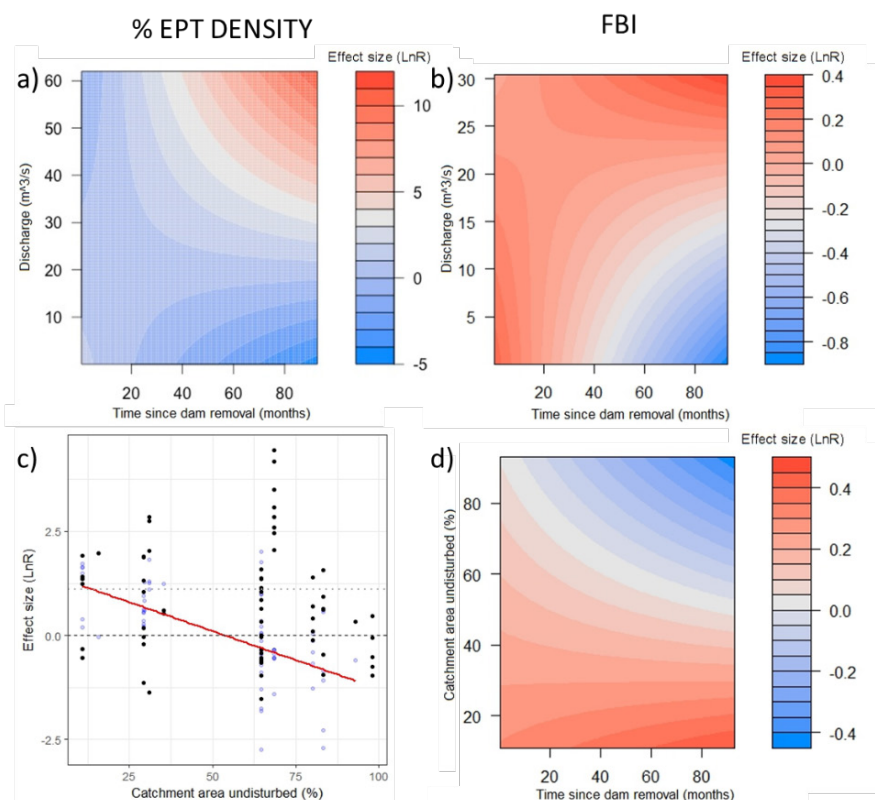


Figure 28. Response ratio for impoundment % EPT density and FBI vs time since dam removal, discharge and % catchment area undisturbed. Contour plots show interactive effects of covariates. Black dots indicate $\ln R$ values, while blue transparent dots indicate residuals after accounting for significant covariates, when appropriate. Partial regression line is given in red. Dashed black line indicates no effects ($y = 0$), dotted grey line indicates mean effect significantly different from zero.

Upstream

In the upstream section time after dam removal had a significant positive effect on total ($p = <0.001$) and EPT density ($p = 0.018$) (Figure 29 a, b). Initial negative effects of dam removal were apparent for total density, and recovery occurred ca 15 months after dam removal (Figure 29 a). EPT density and percent EPT density instead were on average already higher than pre-removal levels soon after dam removal (Figure 29 b, c). No significant relationships with mean annual discharge, catchment land use, or distance were observed in the upstream section.

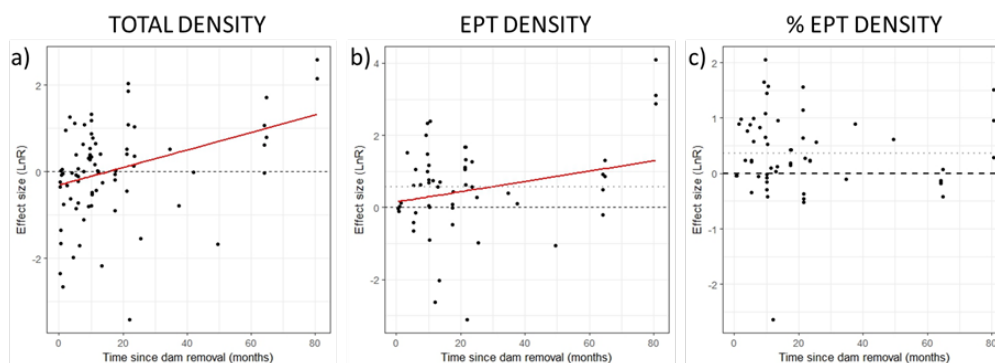


Figure 29. Response ratio for upstream total density, EPT density and % EPT density vs time since dam removal. Partial regression line is given in red. Dashed black line indicates no effects ($y = 0$), dotted grey line indicates mean effect significantly different from zero.

Trait response:

Functional convergence of sections over time

Results from ANOSIM indicated increasingly different trait assemblages with time category after dam removal in the impoundment (Table 19). The assemblage of the upstream section was different than the impoundment before and up to 36 months after dam removal, and the downstream section was significantly different than the impoundment before and up until 12 months after dam removal (Table 19). After 36 months there was convergence in functional trait assemblages across all three sections (Table 19).

Table 19. Significant contrasts ANOSIM of assemblage percent trait abundances (59 trait modalities) within and between time categories and sections (Bray-Curtis distances). Contrasts are represented in the three sections (IM= impoundment, UP= upstream, DN= downstream) within the four time categories (B= before dam removal, A1= 0-12 months, A2= >12-36, and A3= >36 months after removal).

Contrast							Mean rank		R	p
B	A1	A2	A3	UP	IM	DN	within	between		
x				x	x		318.7	586.2	0.5924	0.0001
	x			x	x		262.1	299.9	0.1349	0.0141
		x		x	x		266.6	337.4	0.238	0.0097
x					x	x	628.8	883.4	0.3429	0.0001
	x				x	x	552.6	625.4	0.1238	0.0078
x	x				x		322.8	379.9	0.1624	0.0014
x		x			x		379.6	482.0	0.2379	0.0002
x			x		x		188.1	307.0	0.4796	0.0001

Diskussion

Our overall results provide strong confirmation of dam removal as a successful restoration tool for macroinvertebrate assemblages. Indeed, most significant effects were positive, and observations of negative effects related to specific values of catchment and system size. Positive effects in EPT and FBI metrics were indicative of increases in disturbance sensitive taxa and support habitat and water quality improvement. Functional trait assemblage convergence across all three sections suggest response to processes initiated by dam removal were greatest in the impoundment. Likewise important was the lack of significant effects in, i.e. diversity metrics of community structure, considering the potential of negative effects associated with disturbance initiated from the process of dam removal. Time was very important to the magnitude and direction of response, the relevance of which is often debated in success of other restoration measures (e.g., Leps et al. 2016), and imperative concerning evaluations of restoration success from dam removal. The spatial range and duration of positive effects of small dam removal extended beyond most previous estimates, expounding the efficacy of small dam removal compared to other measures focused on habitat restoration occurring on the reach (i.e., 10-1-101 km), and less often segment (i.e., 101-102 km) scales (e.g., reviewed by Roni et al. 2008). Critically, the finding of significant effects in the upstream section reflects the thus far often underestimated footprint of impact from intact dams (Fencl et al. 2015), and indicated that caution be applied when utilizing sites for reference condition within upstream reaches. The results of this study demonstrated general trends across systems and regions that can be used as quantitative basis for decisions on upcoming dam removals, interpretations of response in future studies, as well as elucidate inadequacies of previous monitoring plans or funding packages.

In the impoundment the importance of discharge was indicated by significant interaction with time affecting all metrics with the exception of EPT density, suggesting that larger systems are more efficient over time in flushing sediments

while negative effects are observed in smaller systems likely due to the persistence of sediments. For example, considering response in the three density metrics, results over time indicated increasing proportions of taxa tolerant to sediments in smaller systems ($<20 \text{ m}^3/\text{s}$), while larger systems ($>35 \text{ m}^3/\text{s}$) assemblages are increasingly dominated by higher proportions of EPT taxa. Likewise, the interaction of discharge and time in the FBI metric indicated smaller systems ($<20 \text{ m}^3/\text{s}$) had initial positive effects that over time became increasingly negative, while in systems with discharge greater than $20 \text{ m}^3/\text{s}$ a gradual increase in positive effects was observed. This finding suggests that in smaller systems sediments are removed more gradually, releasing toxins with exposure of successive layers. Nevertheless, these results imply that in smaller systems additional measures, i.e., excavation of sediments within the impoundment, prior to dam removal may augment restoration success, and result in positive observations of a higher magnitude within shorter durations.

In the downstream section our results suggest processes of flow and the fate of sediments mobilized from the impoundment relate to the temporary negative effects observed in total and EPT densities. Studies have elucidated aspects of the negative effects related to processes of sediment deposition and redistribution capacity initiated by dam removal, i.e., algae and invertebrates can be scoured and enveloped in fine silt or sand reducing food quality as well as invertebrate ability to attach to substrate (Wood & Armitage 1997). The expected extent of disturbance and recovery time from sediment mobilization has been conjectured in the literature, with recovery time determined by several important factors including the length of time sediment has been accumulating, the velocity of the river, gradient of the riverbed, and the techniques of removal (Bednarek 2001). We found significant relationships with system size (discharge) and distances from the dam downstream, findings that were in line with those in the impoundment (Figure 26, 27 & 28) likely due to the size and distance-dependent efficiency in flushing of sediments. For example, the increasingly greater negative effect in EPT metrics after 1000 m downstream suggests longer periods of sediment residence beyond this distance. Residence time appears to be reduced in larger systems, at least within the initial 3000 meters downstream, possibly in relation to shifts in capacity to mobilize sediments to greater distances (i.e., increase of positive effects in total density with increasing discharge). However, significance of system size may also include an artifact of pre-removal (Bednarek 2001). For example, run-of-river dams also known as weirs or overflow dams have heights that do not surpass the river channel and confine water between the channel banks upstream and allow flow to pass over the crest of the structure unimpeded (Csiki & Roads 2010). Run-of-river dams which include the majority of our observations (mean height 3.97 m), are suggested to be less effective at trapping sediments compared to larger or other dam types, as a result of partial sediment excavation during high flows (Csiki & Rhoads 2014, Pearson & Pizzuto 2015). Considering dam height was not correlated with discharge, catchment area, nor stream width (all highly correlated variables in the second PCA axis) riverine systems of greater size may have generally higher potential for partial sediment excavation while the dam is intact, reducing sediment infilling of the impoundment section, and thus the magnitude of sediment load mobilized upon dam removal. Overall, our results indicate 1) recovery to a pre-dam removal state in approximately 2 years, and 2) the need of

including into future study designs sampling sites further than 1000 m downstream of the dam, and beyond 3000 m for systems with a discharge greater than $10\text{m}^3/\text{s}$.

Catchment scale factors were significantly important in the impoundment and downstream section for FBI and in the impoundment for %EPT density. When percent of area disturbed in the catchment was greater the magnitude of positive effects increased, while negative effects were positively correlated with increasing undisturbed area within the catchment. Studies have related significant increases in magnitude, return period, and duration of high flows to deforestation (Liu et al. 2015, Langhammer et al. 2015) as well as urbanization (Vietz et al. 2016) altering channel morphology via increased scouring and erosion. Correspondingly, greater magnitude, return period, and duration of high flows could be positively correlated with catchment disturbance and ultimately a greater efficiency in flushing sediments. Although streamflow regimes and catchment scale factors have not been commonly considered in the context of dam removal, our findings provide initial evidence that they may mediate macroinvertebrate recovery. Certainly this finding supports dam removal in systems with a high percentage of disturbed area in the catchment, i.e., high agricultural land use, although with increasing undisturbed area as was for smaller systems a consideration of additional measures, i.e. excavation of sediments within the impoundment, prior to dam removal may augment restoration success, and result in higher recovery within shorter durations.

This study has identified several novel factors with important implications concerning management decisions on upcoming dam removals. First, our study provides initial evidence that recovery is mediated by specific values of catchment and system size that may correlate with aspects of the magnitude, duration, and frequency of streamflow regimes and sediment flushing efficiency. These results suggest that negative impacts may be minimized in smaller systems or those with a high percentage of undisturbed area by additional measures of sediment management prior to dam removal. Second, with respect to both existing and future studies our results clearly indicate that caution be applied in interpretations of response in sampling designs that utilize sites for reference condition within upstream reaches. Lastly, to advance a practice-relevant scientific understanding of dam removal and address common management concerns it appears imminent that future studies of organism response include streamflow regimes and catchment scale factors over longer-term and larger spatial scales.

In accordance with our results we conclude small dam removal is a valid measure of ecological restoration. To evaluate success we minimally recommend monitoring plans or funding packages that include a pre dam removal ecological survey and both short (<2 years) and long (>5 years) post dam removal monitoring. Furthermore, evaluations of restoration success should not be based on up- or downstream reference sites in sampling designs. To evaluate if additional measures are required, i.e., excavation of sediments within the impoundment, we recommend environmental impact assessments (EIA's) prior to dam removal when sediments within the impoundment are contaminated, in smaller systems with a discharge (<20 m^3/s), and/or when the watershed catchment above the dam contains >50 % natural undisturbed area.

3.3.3 Effekten av fiskvägar på rekrytering av fisk

Introduktion

Fördämningar i form av kraftverks- och vattenregleringsdammar har bidragit till att stora delar av våra vattendrag isolerats och förändrats som levnadsmiljöer för fisk. En kraftverksdamm utan fiskväg förstör konnektiviteten och isolerar fiskesamhällen och omformar artstrukturer, både ned- och uppströms vandringshindret (Kruk & Penczak 2003, Kruk 2004 och Falke & Gido 2006). Vetenskapliga studier visar på att en fiskväg möjliggör passage förbi en barriär, men att varje art (och ibland åldersklasser inom arter) har olika förutsättningar och behov av vandring (Haro & Kynard 1997, Bunt m.fl. 1998 och Bunt m.fl. 1999). Fiskvägens placering, in- och utlopp, har stor betydelse för hur stor andel av individerna som hittar fiskvägen och därmed passerar hindret (Bunt 2001). Övriga strömlevande arter som före dammbyggnationen utförde säsongsbetonade mindre migreringar kan komma att utvecklas till att bli stationära populationer, då fiskvägen kan utgöra en för stor barriär (Linlökken 1993). I kraftigt utbyggda system ökar risken för att populationer isoleras, oavsett om fiskvägar anläggs vid samtliga dammar. Som nämndes i inledningen är dagens fiskvägar oftast anpassade för långvandrande arter och inte för arter med sämre simförmåga eller av mindre storlek. Bunt m.fl. (1998) fann i en studie att fiskvägen som studerades endast kunde erbjuda vandring för mindre arter när vattenståndet var extremt lågt och inte kunde hysa predatorer som vid normalnivåer patrullerade inloppet till fiskvägen. Samma artikel belyste också behovet av påväxt av makrofytter i fiskvägarna för att erbjuda skydd för mindre arter och individer under passagen. Enligt en litteraturstudie utförd av Bunt m.fl. (2011) hade den naturlika fiskvägen (omlöp) den högsta passageeffektiviteten, mest sannolikt för att en sådan typ av fiskväg erbjuder samtliga arter möjlighet att vandra igenom. Typ av och placering av fiskvägen avgör inte bara vilka arter som kan vandra förbi utan också tiden det tar för fisken att komma förbi. Fiskvägar kan bidra till energiförluster och förseningar för långvandrande arter (både laxfiskar och andra), med resultatet att leken missas eller försämrad reproduktionsframgång (Thiem m.fl. 2012).

Genom att bygga en fiskväg skapas möjligheter till vandring för fiskar. Idag har vi över 650 fiskvägar i landet. Behovet av fiskvägar är dock långt större och har grovt skattats till 6000 (Naturvårdsverket 2009). De fiskvägar som finns var fram till början av 2000-talet i huvudsak tekniska fiskvägar, så kallade laxtrappor (Nöbelin 2014). Fokus var på att försäkra möjligheter till uppströmsvandring för lax, havsöring och ibland ål. För den senare arten har så kallade ålledare anlagts. Andra arter kunde ofta inte nyttja de bassängtrappor (kammartrappor) som byggdes för laxfisk. För fisk under nedströmsvandring gjordes sällan åtgärder. De olika galler som initialt fanns vid kraftverken för att hindra att skräp och fisk sögs in i turbinerna togs efter hand bort då man misstänkte att de minskade effektiviteten i kraftutvinningen, alternativt användes väldigt glesa galler. Istället fick fisken passera genom turbinerna eller via spill. Inemot hälften av de tekniska fiskvägarna har vid olika studier visats ha en dålig funktion (Degerman 2008). Fisk passerade inte då fiskvägarna var felbyggda, låg på fel plats, hade för lite lockvatten eller inte underhölls.

Successivt har allt fler av de tekniska fiskvägarna övergetts för olika naturlika passager, oftast omlöp, inlöp eller uppströmsklängor (Nöbelin 2014). Idag finns även en långsam utbyggnad av fiskvägar för nedströms passage eftersom lämplig metodik tagits fram (Calles m.fl. 2013).

Funktionen hos fiskvägarna för uppströmsvandring har förbättrats, dels genom något bättre tekniska fiskvägar, men främst genom att de allt vanligare naturlika fiskvägarna genomgående har en bättre funktion. Dock är det endast i ett fåtal fall som fiskvägens effektivitet mäts, dvs. hur många fiskar som lyckas passera. Detta är svårt att följa upp. För att ta reda på den totala passage-effektiviteten behöver man dels veta hur stor andel av ett fiskbestånd nedströms hindret som faktiskt vill söka sig uppströms. Därefter måste man känna till anlockningseffektiviteten och passage-effektiviteten i själva fiskvägen. Detta kräver omfattande och långsiktiga studier med telemetri. Oftast bedöms fiskvägens funktion därför endast subjektivt (se Nöbelin 2014).

Vad som också sällan undersöks är vad effekten av denna förbättrade konnektivitet betyder för fiskesamhällen i vattensystemen. Vad har den förbättrade "gröna infrastrukturen" för effekt på vattenlandskapet? För de stora laxälvarna och -åarna har svaret varit tydligt i och med att lax kunnat reproducera sig ovanför vandringshinder. Exempel på sådana områden är Stornorrfor i Umeälven, Jockfall i Kalixälven, Sikfors i Piteälven, Herting i Ätran och Lilla Edet i Göta älv. I dessa har det funnits lämpliga biotoper uppströms hindren och effekten har varit tydlig och klar, i alla fall vad gäller lax. I de mindre vattendragen har man noterat en ökad förekomst och reproduktion av lax och havsöring i många fall, men vad som hänt på en nationell skala och då även inräknat övriga arter och med fiskesamhället ovanför fiskvägar är inte sammanställt.

Idealt görs en sådan studie i form av en så kallad BACI-design (Before-After-Control-Impact), dvs. man jämför fiskfaunan både uppströms och nedströms och både före och efter åtgärd. Denna undersökningsuppställning gör att man kan urskilja effekterna av fiskvägarna från generella trender i fiskfaunan. Men som kommer att framgå finns bara en begränsad mängd fiskvägar där dessa kriterier uppfylls. Det är nämligen vanligt i svensk akvatisk miljövard att man inte följer upp åtgärderna. Därför har vi även försökt analysera utfallet av fiskvägar på fiskfaunan ovan hindret med andra metoder.

I denna rapport har vi använt data från två databaser, dels Åtgärder i Vatten som bland annat innehåller data om fiskvägar, dels Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) som innehåller uppgifter om undersökningar av fiskfaunan i vattendrag.

Material & metoder

Urval av fiskvägar och elfiskelokaler

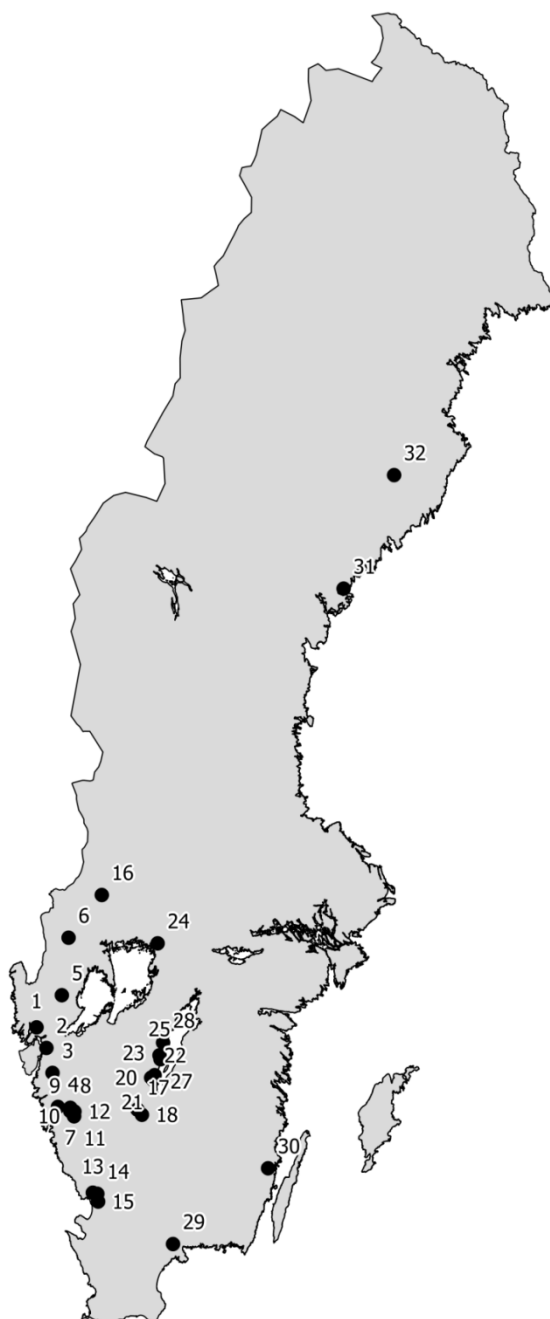
För att begränsa materialet valdes att fokusera på fiskvägar i form av utrivningar, omlöp, kammarräddor, denilräddor, slitsräddor, inlöp samt enkla passager. 650 fiskvägar av någon av de nämnda typerna lokaliserades med olika grad av detaljerad information. Huvuddelen av fiskvägarna erhöles från "Nationella databasen för åtgärder i vatten" (<http://atgarderivatten-extern.lansstyrelsen.se>),

och en del även genom förfrågningar till länen. Eftersom effekterna av fiskvägarna skulle analyseras med hjälp av resultat i SERS krävdes naturligtvis att elfisken var gjorda på ett rimligt avstånd.

17 659 elfiskelokaler fanns att tillgå från ett utdrag ur SERS från 2015-03-20. Med hjälp av GIS gjordes först ett automatiskt urval där elfiskelokaler inom 1000 m från någon av fiskvägarna valdes ut. Resultatet förfinades sedan manuellt och slutligen konstaterades att 243 av fiskvägarna (~37 %) hade minst ett elfiske gjort inom 1000 m, antingen upp- eller nedströms. Varje enskilt elfiskeresultat kompletterades med information om närmsta fiskväg (namn och byggår), position i förhållande till fiskvägen (upp- eller nedströms) och om fisket skett före eller efter fiskvägen byggdes. Elfisken som gjorts samma år som fiskvägen byggdes klassades som fiskade före byggnationen. Med de krav som ställdes på elfisken nära fiskvägen både upp- och nedströms samt elfiskedata både före och efter etablering återstod till slut endast 30 fiskvägar i analysen (Figur 30, Tabell 20).

Tabell 20. Uppgifter om använda fiskvägar. Observera att det är 30 stycken fiskvägar trots att ID räknar upp till 32. ID=19 och ID=26 saknas eftersom en av deras referenslokaler (ex nedströms) användes som uppströmsströmshabitat till en annan fiskväg (två fiskvägar i samma vattendrag).

SWEREF99TM					
ID fiskväg	N	E	Namn fiskväg	Namn vattendrag	Typ av fiskväg
1	6481355	308373	Väster E6:an, Oljebe	Taske Å	Kammartrappa
2	6457217	319936	Tjöstelserödsån nr 4	Tjöstelserödsån	Omlöp
3	6427959	327082	Mariedal	Solbergsån	Utrivning
4	6388128	333473	Ålgårdsbacka	Lindomeån	Omlöp
5	6519080	338032	Bäckens kvarn	Teåkersälven	Omlöp
6	6586500	345933	Södra Tvångtjärn	Sandaälven/Edsälven	Kammartrappa
7	6383083	347925	Strömma	Gärån	Kammartrappa
8	6386971	347959	Ned väg 156	Storån	Kammartrappa
9	6386971	347959	Ned väg 156	Storån	Kammartrappa
10	6377159	352379	Mölnebacka	Surtan	Kammartrappa
11	6377159	352379	Mölnebacka	Surtan	Kammartrappa
12	6382641	352818	Melltorp	Surtan	Kammartrappa
13	6287434	374405	Arlösa fångdamm	Arlösabäcken	Enkel passage
14	6286183	379682	Marbäcks bruk	Fylleån	Kammartrappa
15	6277042	380637	Sjöbygget	Alslövsån	Kammartrappa
16	6636628	384924	Västerrottna	Brattaälv	Kammartrappa
17	6384969	426714	Haraldsbo kvarn	Svanån	Kammartrappa
18	6378841	432037	Sandsebokvarn	Radan	Denilränna, kammartr
20	6422307	442852	Gäbo kvarn	Knipån	Omlöp
21	6419606	445385	Laggaredammen	Hökesån	Utrivning
22	6422543	446594	Kvarnekulla	Knipån	Omlöp
23	6425282	446935	Källebacken nedre (f	Hornån	Omlöp
24	6579920	450464	Älvbron	Varnan	Denilränna
25	6448576	452618	Gate kvarn	Hjällöbacken	Omlöp
27	6443990	453799	100 m NNO Henebacken	Nykyrkebacken	Enkel passage
28	6463398	456868	Grebans kvarn	Hjoån	Omlöp
29	6227216	468510	Väggulvert Sibbarp	Lillån	Enkel passage
30	6316103	580097	Blomsterström	Alsterån	Omlöp
31	6995941	668717	300 m uppströms utlo	Dockstaån	Utrivning
32	7129107	727998	Hällbacken	Vindelälven	Kammartrappa



Figur 30. Karta över de utvalda fiskvägarna. Se även Tabell 20.

Effekten på fiskartförekomst, fisktätheter och artantal

Effekterna av fiskvägar analyserades med experimentuppställningen BACI (Before-After, Control-Impact). När en fiskväg byggs förväntar vi oss en effekt på habitat uppströms det tidigare vandringshindret. I BACI-uppställningen blir således uppströmshabitatet I="impact", eller "påverkanshabitatet" och nedströmshabitatet blir C="control", eller "kontrollhabitatet" med vilket responsen i påverkanshabitatet jämförs. Fiskfaunan analyserades i form av tätheter och begränsades för respektive art till det urvalet vattendrag (av det totala 30) som hyste arten på minst ett av elfisketillfällena. Skillnaderna i tätheter testades statistiskt med variansanalyser (ANOVA). I variansanalyserna användes i samstämmighet med BACI-metoden två faktorer med två faktornivåer i vardera (faktorn tid med faktornivåerna *före* och *efter* respektive faktorn plats med faktornivåerna *uppströms* och *nedströms*).

Materialet kan analyseras med Repeated Measures ANOVA där alla observationer (BC, BI, AC, AI) inom vattendrag paras. Med denna metod krävs ingen standardisering eftersom responsen i varje enskilt vattendrag jämförs med kontrollen i det egna vattendraget. Dessvärre blir den statistiska styrkan i dessa test lidande på grund av ett för litet och heterogent material. Den metoden som valdes var att alla vattendrag standardiserades till sitt eget medelvärde (nollpunkt). Standardiseringen beräknades så att varje elfiskeresultat representerades som en avvikelse från det genomsnittliga för vattendraget. Innan standardiseringen logaritmerades tätheterna enligt $\log(\text{täthet}+1)$.

I variansanalyserna erhålls tre stycken p-värden, ett för tidpunkten (skillnad före och efter byggnationen av fiskvägen), ett för platsen (skillnad uppströms och nedströms) och ett för interaktionseffekten mellan dessa två. I BACI-analyser är interaktionseffekten intressant. Den avser återge om responsen hos habitatet skiljer sig åt i sin reaktion. En signifikant interaktionseffekt indikerar att skillnaden beror av en förändring i miljön som är under observation, dvs. anläggningen av fiskvägen. En icke-signifikant interaktionseffekt kan betyda att skillnaderna före och efter kan bero på andra miljömässiga faktorer i vattendraget. Ett relaterat problem kan vara att effekten av fiskvägen blir positiv både uppströms och nedströms vilket leder till att interaktionseffekten blir icke-signifikant. Då kan man inte längre säga om den positiva responsen beror på faktorn under observation (fiskvägen) eller om det beror på andra effekter som uttrycker sig över tid.

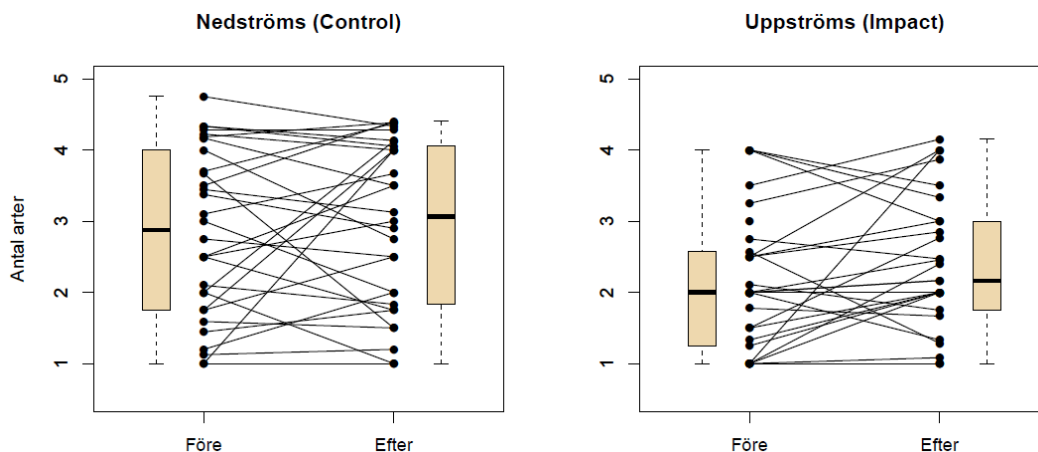
Tätheter för samtliga arter, artantal, generell fisktäthet, samt ekologisk status (VIX) analyserades. I de statistiska analyserna av arttätheter ingick endast de vattensystem där arten hade förekommit under minst ett tillfälle (som framgår av kolumnerna N i tabellen). Resultaten för dessa test går att avläsa i tabellen.

Resultat

Totalt artantal och generell fisktäthet.

Det förelåg ingen skillnad i artantal före eller efter fiskvägsetableringen, dock var antalet arter färre på uppströmshabitatet oavsett tid (Figur 31). Noterbart var den stora spridningen mellan lägen. Artantalet både ökade och minskade i genomsnitt i materialet, vilket ger ett slumpartat intryck.

Den generella fisktätheten, det vill säga det totala antalet individer oavsett art, var högre på nedströmshabitatet oavsett tid. Etableringen av fiskvägen gav positiv effekt vad gäller den generella fisktätheten på uppströmshabitatet ($p=0,055$) (Tabell 21).



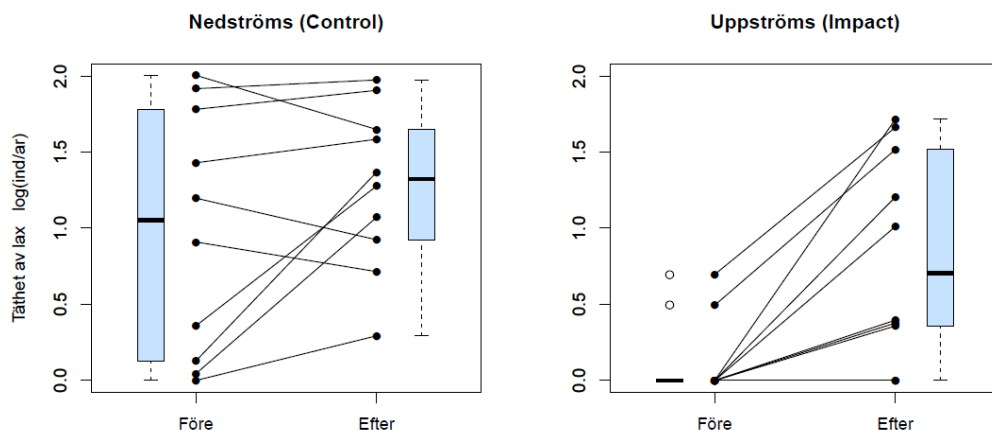
Figur 31. Det genomsnittliga antalet arter på kontrollhabitat (t.h.) och påverkanshabitat (t.v.) före och efter öppnande av fria vandringvägar. I förändring över tid fanns ingen signifikant trend, men uppströmshabitatet hade färre arter än nedströmshabitatet oavsett tidpunkt. De data som figurerna är baserad på är ej den som testats statistiskt utan avser endast att skildra.

Tabell 21. Medeltäthet (SD) nedströms och uppströms före och efter fiskvägens etablering av olika arter, artantal och totalt individantal. Obs att värden är standardiserade (se materiel och metoder). Gulmarkerade rutor visar signifikanta skillnader.

Responsvariabel	Nedströms, medel (SD)		Uppströms, medel (SD)		Effekter, F (p)						
	Före	Efter	Före	Efter	Plats	Tidpunkt	Interaktion	N11	N12	N21	N22
Lax total	-0,068 (0,654)	0,351 (0,558)	-0,751 (0,503)	-0,01 (0,603)	F1,380=66,567 (p<0,001)	F1,380=81,917 (p<0,001)	F1,380=6,328 (p=0,012)	85	129	51	119
Lax 0+	-0,031 (0,641)	0,308 (0,613)	-0,593 (0,437)	-0,057 (0,663)	F1,380=47,727 (p<0,001)	F1,380=42,506 (p<0,001)	F1,380=2,138 (p=0,145)	85	129	51	119
Lax >0+	-0,025 (0,499)	0,221 (0,425)	-0,525 (0,368)	0,003 (0,529)	F1,380=49,103 (p<0,001)	F1,380=57,109 (p<0,001)	F1,380=7,612 (p=0,006)	85	129	51	119
Öring total	0,056 (0,407)	-0,045 (0,396)	-0,014 (0,429)	0 (0,406)	F1,844=0,204 (p=0,652)	F1,844=2,317 (p=0,128)	F1,844=3,952 (p=0,047)	218	229	142	259
Öring 0+	0,008 (0,54)	-0,02 (0,486)	-0,056 (0,53)	0,042 (0,51)	F1,844=0,001 (p=0,974)	F1,844=0,912 (p=0,34)	F1,844=2,99 (p=0,084)	218	229	142	259
Öring >0+	0,056 (0,32)	-0,05 (0,32)	0,031 (0,401)	-0,02 (0,333)	F1,844=0,009 (p=0,924)	F1,844=10,936 (p=0,001)	F1,844=1,355 (p=0,245)	218	229	142	259
Abborre	0,009 (0,141)	0,007 (0,138)	-0,032 (0,091)	-0,001 (0,131)	F1,375=3,028 (p=0,083)	F1,375=1,019 (p=0,313)	F1,375=1,336 (p=0,248)	90	121	50	118
Elritsa	0,112 (0,409)	0,058 (0,495)	-0,1 (0,413)	-0,083 (0,389)	F1,617=24,064 (p<0,001)	F1,617=0,249 (p=0,618)	F1,617=0,984 (p=0,322)	150	169	93	209
Gädda	0,022 (0,152)	-0,024 (0,104)	0,041 (0,177)	-0,015 (0,104)	F1,643=1,783 (p=0,182)	F1,643=22,589 (p<0,001)	F1,643=0,264 (p=0,608)	165	185	94	203
Lake	0,014 (0,163)	0,002 (0,139)	-0,002 (0,132)	-0,014 (0,105)	F1,428=1,396 (p=0,238)	F1,428=0,74 (p=0,39)	F1,428=0,002 (p=0,967)	120	123	61	128
Mört	0,009 (0,143)	-0,002 (0,129)	0,015 (0,181)	-0,012 (0,142)	F1,347=0,015 (p=0,904)	F1,347=1,413 (p=0,235)	F1,347=0,223 (p=0,637)	80	111	52	108
Simpbor	2,342 (17,63)	0,277 (14,299)	2,722 (25,461)	-4,825 (9,226)	F1,150=0,73 (p=0,394)	F1,150=3,025 (p=0,084)	F1,150=0,984 (p=0,323)	40	51	26	37
Ål	-0,021 (0,31)	-0,031 (0,22)	0,009 (0,243)	0,04 (0,251)	F1,542=4,813 (p=0,029)	F1,542=0,21 (p=0,647)	F1,542=0,817 (p=0,367)	116	171	86	173
Artantal (nsp)	0,237 (1)	0,321 (1,062)	-0,41 (1,024)	-0,266 (0,949)	F1,831=74,493 (p<0,001)	F1,831=2,536 (p=0,112)	F1,831=0,172 (p=0,679)	215	228	138	254
Fisktäthet (TOTIND)	0,045 (0,361)	0,026 (0,354)	-0,091 (0,4)	-0,011 (0,355)	F1,844=11,252 (p=0,001)	F1,844=1,446 (p=0,23)	F1,844=3,707 (p=0,055)	218	229	142	259

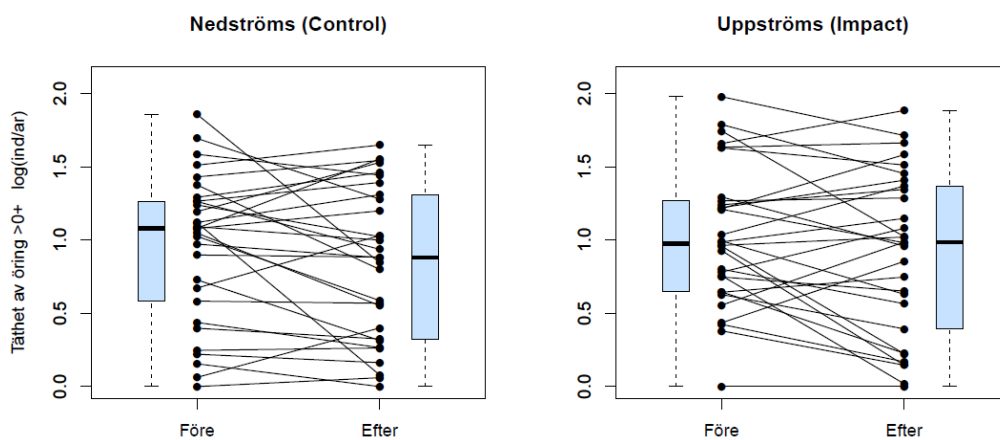
Tätheter av enskilda taxa

Lax förekom i 10 av de 30 analyserade vattensystemen. Av de 10 system där laxen förekom hade den påfunnits i enstaka exemplar ovanför vandringshindret i två vilket tyder på att dessa vandringshinder inte var definitiva eller att det skett flyttningar/utsättningar av lax ovanför. Efter att fiskvägen etablerats återfanns laxen ovanför fiskvägen i samtliga system där arten fanns. Tätheten av lax ökade signifikant både uppströms och nedströms efter fiskvägsbygget (Figur 32). För arten sammantaget samt för åldersklassen >0+ var interaktionseffekten signifikant (Tabell 21) vilket betyder att ökningen av lax blev större på påverkanshabitatet än kontrollhabitatet. Det indikerar att den ökade laxtätheten berodde av fiskvägens öppnande.



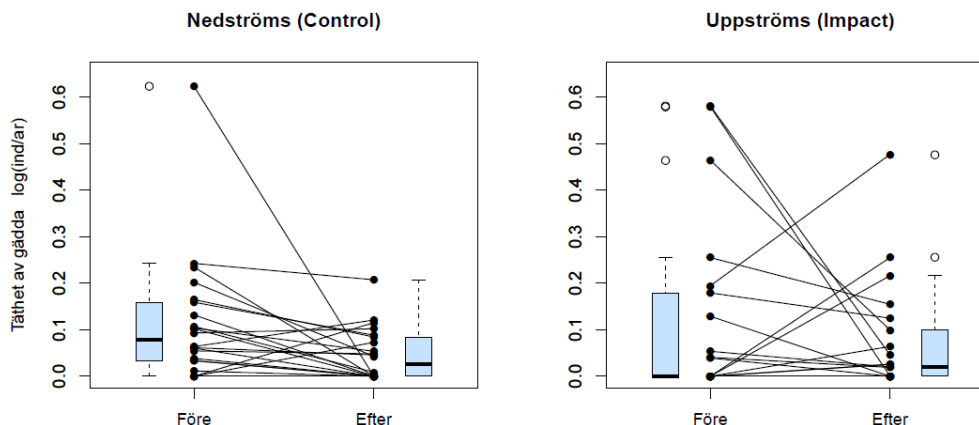
Figur 32. Logaritmerade genomsnittliga tätheter av lax på kontrollhabitat (t.v.) och påverkanshabitat (t.h.) före och efter fiskvägsbyggnation.

Hos öring förelåg en signifikant interaktionseffekt (Tabell 21). Tätheterna av öring (alla åldersstadier) sjönk uppströms efter fiskvägsbyggnationen, men inte nedströms (Figur 33). Uppdelning i åldersklasser visar att tvåsomriga eller äldre, men inte ensomriga, sjönk efter fiskvägsbygge. Detta skulle kunna indikera på att öppning av en fiskväg leder till att beståndet blir vandrande vilket följaktligen uttrycker sig som lägre elfiskefångst av äldre öringar.



Figur 33. Logaritmerade genomsnittliga tätheter av tvåsomrig eller äldre öring på kontrollhabitat (t.v.) och påverkanshabitat (t.h.) före och efter fiskvägsbyggnation.

Gädda var talrikare före fiskvägsbyggnationen än efter, oavsett kontroll- eller påverkanshabitat (Figur 34). I och med bristen på interaktionseffekt går det ej att bedöma om det beror på fiskvägens uppkommande eller om det, i det enskilda fallet, beror på andra miljöförändringar.



Figur 34. Logaritmerade genomsnittliga tätheter av gädda på kontrollhabitat (t.v.) och påverkanshabitat (t.h.) före och efter fiskvägsbyggnation.

Inga andra signifikanta interaktionseffekter erhöles (Tabell 21).

Diskussion

Studiens resultat visar att etablering av en fiskväg har tydliga effekter på lax. Att resultatet för lax blir så tydligt beror av flera orsaker, dels är undersökningsmetoden lämpad för att kvantifiera rekrytering av lax, dels förekom lax inte uppströms (med något enstaka undantag) och en etablering av lax blir därmed tydlig. För den likaså långvandrande öringen var det genomgående så att det fanns populationer av strömlevande öring ovanför fiskvägen före dess etablering. När man då följer beståndet med elfiske så ser man inte skillnad på ungar av strömlevande eller vandrande öring. Den signifikanta förändringen att äldre öring minskade i täthet uppströms fiskvägen kan vara kopplad till förändrad livshistoriestrategi för populationen, t ex genom att vandring genom fiskvägen påbörjats och påverkar populationen, men utgående från enbart dessa elfiskeresultat kan inte säkra slutsatser dras. För övriga arter förelåg inga signifikanta interaktionsfaktorer, dvs. utvecklingen skilde sig inte som en direkt effekt av fiskvägen. Dock var det noterbart att olika taxa ökade både nedströms och uppströms över tid. Det är rimligt att anta att det beror på att de flesta utvalda vattensystem var föremål för kalkning. I kalkade vatten har en tydlig återhämtning av fiskfaunan skett över tid (Degerman m.fl. 2015, Holmgren m.fl. 2016), och då givetvis både uppströms och nedströms hinder bara arten funnits på plats.

I och med att det var så få fiskvägar som uppfyllde de uppställda kraven för en BACI-design blev det väldigt få vattensystem med förekomst av arter som simpor, lake, abborre och mört. Att det då inte gick att detektera signifikanta skillnader i täthet för dessa arter är inte förvånande. Det viktigaste resultatet av denna studie är kanske just detta, att vi inte har en tillräckligt bra uppföljning för att kunna visa effekten av fiskvägar. I förlängningen beror detta naturligtvis på att elfiske fokuserar på uppväxthabitat för ungar av lax och öring. Vi skulle därför genom fältmätningar ytterligare, genom riktade studier, behöva utvärdera effekterna av fiskvägar. En standardiserad metod för sådan utvärdering (specifikt för telemetri) håller på att tas fram på Europainivå genom CEN (European Committee for

Standardization) " Water quality - Guidance for assessing the efficiency and related metrics of fish passage solutions using telemetry". I samband med byggandet av fiskvägar finns framöver därför en möjlighet att på ett standardiserat sätt undersöka fiskfaunan både upp- och nedströms om den tänkta fiskvägen, vilka arter som tar sig igenom fiskvägen (både upp- och nedströms) samt eventuella förändringar i fiskfaunan på i vattensystemet både upp- och nedströms.

3.4 HABITATÅTERSTÄLLNING

3.4.1 Sammanfattning

- En analys av elfiskedata från 63 restaureringsprojekt med data både före och efter åtgärd visade på relativt små effekter, speciellt efter flottledsrestaurering och lekplatsförbättring. Något som kan ha sin förklaring i att uppföljningen inte är utformad för att kunna detektera en förändring, dels på grund av att uppföljningen utförts för kort tid efter åtgärder, eller på grund av val av provtagningslokal för utvärdering av åtgärden.
- En analys av elfiskedata från 30 omlöp visade att de fungerade bra som strömhabitat för fisk som i dessa nådde motsvarande tätheter som i närliggande strömsträckor. Tätheten av gädda var dock signifikant lägre, vilket borde vara gynnsamt för passerande fiskar. Rekommendationer för utformning av omlöp ges i sammanställningen.

3.4.2 Biotopvård

Sammanfattning på svenska

Sedan 1950 har flera tusen restaureringsprojekt genomförts i Sverige. Cirka 1700 omfattar biotopåtgärder i vattendrag. Dessa projekt är mycket varierande och utgörs till exempel av förbättring av lekområden för laxfiskar, vegetationsrensning, och tillbakaläggning av stenar i flottledsrensade vattendrag, till större projekt som täcker både själva vattendraget men även inbegriper strandzonen. Antalet projekt samt de ekonomiska insatserna i biotopvård har ökat betydligt sedan mitten av 90-talet. Men vilka åtgärdstyper är de mest relevanta för ekosystemens funktion och biologisk mångfald och när och var ska de tillämpas? Den befintliga utvärderingen av biotopåtgärder i Sverige baseras på ett fåtal utvalda arter, främst öring och lax men också några rödlistade arter, till exempel ål och flodpärlmussla, och andra arter kopplade till art- och habitatdirektivet tas i olika grad med i bedömningen av hur väl en åtgärd lyckats. Eftersom arternas respons på den fysiska påverkan i vattendrag och dessa arters betydelse för ekosystemens funktion varierar mycket, är det viktigt att även andra arter och biologiska indikatorer följs upp. Särskilt gäller detta indikatorer som integrerar arters funktion och deras respons på miljöstörningar i vattendrag.

Som en del av EKOLIV-projektet, har vi identifierat de mest relevanta biotopåtgärderna för att återskapa vattendragens funktion och struktur. Detta har gjorts med hjälp av data för fisk och bottenfauna, kopplade till olika åtgärdstyper i vattenlandskapet. Tidserier, med data insamlade både före och efter åtgärderna gjorts, användes i analyser för att få en förbättrad förståelse på hur lång tid det tar

att återställa vattendragets struktur och funktion efter restaurering. Enligt databasen Åtgärder i Vatten (<http://www.atgarderivatten.se>), har mindre än 40 procent av alla biotopåtgärder som utförts i Sverige i de senaste decennierna tidserier som omfattar flera år av löpande miljöövervakning. Vid övriga åtgärder har det provtagits, på sin höjd en enda gång efter projektets slutår, vilket möjligtvis kan ge en grov uppskattning av åtgärden effekt på ekosystemets funktion och biologiska mångfald. Det är således viktigt att en löpande uppföljning planeras in tidigt i samband med åtgärden samt att även provtagning sker innan genomförande.

För de flesta arter och indikatorer som har undersökts hittills visar trenderna på en komplex respons som varierar för olika typer av åtgärder. Med andra ord, det finns sällan ett rakt samband mellan vattendragens status före restaurering och deras förbättring i direkt koppling till olika åtgärdstyper. Detta kan bero på arters ekologiska egenskaper och komplexa artinteraktioner, men också på andra typer av påverkan i avrinningsområdet som minskar möjligheten för återhämtning. Till exempel kan förändrad markanvändning i avrinningsområdet eller andra nya dämmen som förhindrar fiskens vandring till och från den åtgärdade sträckan motverka effekterna av de genomförda restaureringsåtgärderna.

Introduktion

The number of river restoration projects implemented across the world has increased during the last decades. Yet, scientific evidence on the long-term effects of such projects and the factors affecting their success or failure is sparse (Bennett et al. 2016, Miller et al. 2010, Louhi et al. 2011, Hering et al. 2015). At short spatial and temporal scales some studies have shown positive effects of habitat restoration on fish and benthic fauna. These studies are usually based on experimental designs conducted at restored and unrestored river reaches using few repeated samples. However, to provide fisheries and river managers a baseline understanding of how to develop and implement habitat restoration in rivers, long-term ecological studies, including data both before and after restoration, are needed. This is because rivers are highly dynamic environments, and thus species responses to restoration may vary across space and over time.

Species may respond to restoration in a direct way, i.e. depending on the recovery time or size of the restored site, or indirectly, by altering other environmental variables upon which species depend. For example, many in-stream restoration projects aimed at enhancing habitat heterogeneity within the channel will also affect variables such as channel width or depth (Muhar et al. 2016), which are important in explaining the distribution and occurrence of fish species (Trigal & Degerman 2015). Hence, restoration studies should look at both the characteristics of the restoration project as well as habitat quality factors that are important for the species under study (Hering et al. 2015).

The ultimate goal of restoration projects should be to enhance ecosystem resilience. This requires information on both the taxonomic and the functional composition of biotic assemblages, as both influence ecosystem resilience. To date, however, the role that species traits play in the recovery of restored reaches is not well known. In addition to improve understanding of the dynamics of restoration and the

response of different species to restoration, the analysis of species traits will allow comparison across geographical areas or catchments (Höckendorff et al. 2016).

The purpose of this study is to evaluate the effects of habitat restoration measures on fish fauna in Swedish streams, using long term monitoring data on stream fish and the information on habitat restoration stored at www.atgarderivatten.se. This study is part of a larger project EKOLIV (Ecological and economic strategies for optimization of restoration measures in streams and rivers). We expect to discern the benefits of restoration by comparing reaches before and after restoration, and also to separate reference streams. Specifically this study aims at: 1) investigating the effects of different habitat restoration measures on fish assemblages; 2) analyzing the long term trends of fish fauna (both taxonomic and functional composition) in response to restoration; and 3) evaluating the importance of project size, recovery time and habitat quality for the recovery of fish fauna in restored segments.

Material & metoder

Selection of restored segments

Information on restored sites was drawn from www.atgarderivatten.se, a database containing more than 7000 restoration projects across Sweden carried out from 1985 onwards. More than 1800 of the projects in this database are related to restoration of the physical habitat within and adjacent to the stream channel (i.e. “biotopvård”). For example, rehabilitating riparian ecosystems, restoring spawning areas or improving other in-stream habitats that provide refuge or cover to fish. The majority of the measures in the database can be classified in three larger categories: 1) restoration of floatways, 2) measures to increase in-stream habitat heterogeneity (hereafter, in-stream enhancement projects) and 3) restoration of spawning areas (Table 22). These three groups were used for the purpose of our study. Out of the “biotopvård” measures, 63 restoration projects had fish data available before and after restoration and were selected for our study (Table 23). The restored segments were generated in ArcGIS 10.3 as upstream line segments based upon points snapped to the river network using the RivEX tool kit (Hornby 2016). The restored sites were distributed across 28 catchments representing geographic variation across Sweden (Fig 35). The length of the restored sites varied between a few meters and 18 km (e.g. restoration of floatways). The year of project end ranged between 1997 and 2015. Time series data were seldom complete, but some projects had data collected in 20 or more years.

Table 22. Percentage of total projects within each category with available fish data

Category	Description	
In-stream measures	Measures to increased habitat diversity in streams, usually using cobbles, clocks and stones to create refuges, etc., but also clearing of submerged vegetation.	10 %
Restoration of floatways	Restoration of streams that were used in the past for the transport of timber.	50 %
Restoration of spawning areas	Creating or improving habitat for spawning.	31 %
Other measures	These include projects of channel modification, rehabilitation of riparian ecosystems and bank zones as well as other projects for which a description of the measures carried out was missing.	less than 10 %

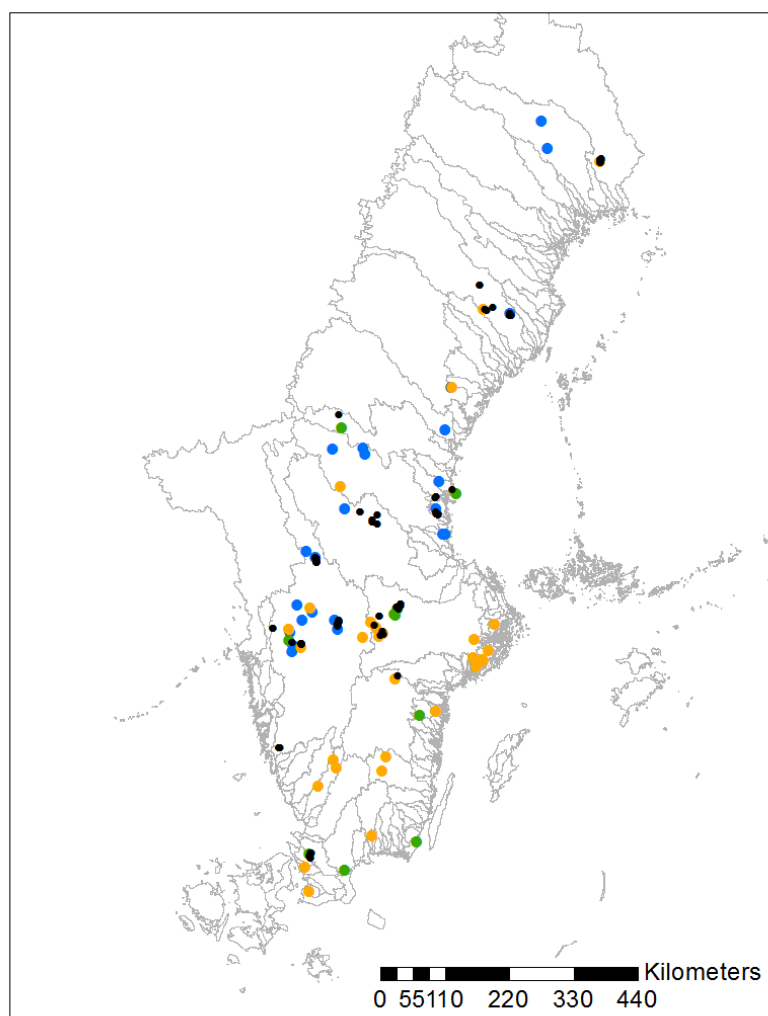


Figure 35. Location of the restored reaches and reference sites. Orange, sites with restored spawning areas; blue, restored floatways; green; sites with in-stream habitat restoration; and black, reference sites.

Table 23. Summary of the number of projects, their characteristics, and number of sampling sites used in this study. End year refers to the year that the restoration project was finished. Within each project fish data was selected before and after this year.

Type	N. project	N. sites	N. years with data	years with data (mean)	years with data (sd)	Mean (Length)	Length (sd)	End Year (min)	End Year (max)
In-stream	10	11	20	10.5	6.15	1491	1043	1999	2010
Floatways	24	30	22	7.6	4.57	3990	5367	1997	2011
Spawning	29	32	24	9.9	6.29	964	1011	2001	2015

Selection of reference sites

96 reference sites, i.e. minimally impacted sites, were selected as the baseline to which restoration projects were compared. Reference sites were identified based on the information in the VISS (Water Information System Sweden) database. Only waterbodies with high or good ecological and hydromorphological status were considered as reference sites. Reference sites were located as close as possible to the restored segments, usually within 5 km (Figure 31).

Fish sampling

Fish data were drawn from the Swedish Electrofishing RegiSter (SERS), a database containing more than 56 500 records from 17 500 sites sampled across Sweden from 1951 onwards. We selected sampling sites where the wetted width of watercourse was less than or equal to 12 m, due to the reduced effectiveness of electrofishing by wading in wide streams (Kennedy & Strange 1981). Sampling was performed once during the summer months (July, August and September) between 1990 and 2015, according to national standards. At each site a 20-50 m long transect (total area 200-300 m²) was sampled by electric fishing, using a bank-based generator operated by a two-crew team wading and using a single handheld anode. The electrofishing apparatus used were in 80 % of the cases equipment from the national brand LUGAB using non-pulsed DC of 200-1000 V. In the remaining occasions other brands or pulsed-DC were used. The number of successive removals at each site, varied between one and three. Fish were identified to species, counted and their total length was measured in situ. Species densities (number of individuals m⁻²) were estimated accounting for the probability of catch at each site.

Fish traits

Community-level weighted means of trait values were calculated in R 3.3.2 (R Core Team 2016) using the FD package (Laliberte & Legendre, 2010, Laliberte et al. 2014), based on trait information for each individual species and a matrix of sites and species densities. Species trait information was drawn from the www.freshwaterecology.info (Schmidt-Kloiber & Hering 2015, The Encyclopedia of the Swedish Flora and Fauna, www.fishbase.org and expertise). We selected 21 traits that were relevant for restoration: 1) habitat-related traits (rheophily, feeding habitat, reproductive habitat), 2) morphology and dispersal-related traits (migratory behavior, maximum body size), 3) feeding traits (predators as adult, omnivorous), 4) reproduction traits (lifespan, age of female maturity, fecundity, parental care) (see classification in Table 24).

Changes in the composition of fish assemblages between reference and restored sites

We analyzed differences in species composition between reference sites and restored sites before and after restoration. Community changes were analyzed using a dissimilarity based Multivariate Analysis (PERMANOVA) on the Bray Curtis dissimilarities of species abundances. The analyses were carried out using the vegan package (Oksanen et al. 2016). The PERMANOVA analysis was nested within catchment due to differences in species composition among the latter.

Temporal trends for community metrics, individual species and fish functional traits

Temporal changes at restored sites were analyzed for community metrics, including the number of fish species, the Shannon diversity index, total abundance the number of functional groups and an index of functional dissimilarity, the VIX index (a measure of the ecological status of streams), species occurrence and functional traits using generalized additive mixed models (GAMMs). GAMMs were also used to identify key periods in which the direction of the trajectory was seen to change significantly. A random-effects (mixed) model structure is important here because restored segments are repeatedly surveyed and because the location and year of project end can potentially impact the recovery of sites after restoration. For community metrics the VIX index and individual traits GAMMs were conducted using a Gaussian distribution with identity link. For the occurrence of individual species a binomial distribution with a logit link was used. GAMM analysis were conducted in R 3.3.2 (R Core Team 2014) using the package mgcv (Wood 2006).

Environmental factors affecting the recovery of restored reaches

Akaike Information Criterion was used to test whether habitat quality variables, the length of the restored segment or the interaction effects of time before and after restoration and length effectively explained changes in community metrics, species occurrence and fish traits at restored sites over time. Width and maximum depth were used as habitat quality covariates in the models as they are important for fish and are affected by restoration. The selection of the best model was based on a minimisation of the Akaike Information Criterion (Burnham & Anderson 2002).

*Resultat**Changes in the composition of fish assemblages between reference and restored sites*

The results of the PERMANOVA analysis showed significant changes in the composition of fish assemblages between reference and restored sites (before and after restoration) for all species and the salmonids at the sites with in stream restoration and for salmonids at restored floatways (Table 24). Fish assemblages did not change significantly among sites in restored spawning areas. The analysis for limnophilic and rheophilic species, which are expected to decrease and increase, respectively, at restored sites, did not showed significant differences between reference, degraded sites and sites after restoration.

Table 24. Results of the PERMANOVA analysis based on Bray Curtis dissimilarities of fish species abundances.

	In-stream		Floatways		Spawning	
	Sq R	P value	Sq R	P value	Sq R	P value
All fish	0.0869	0.001	0.0191	0.369	0.0464	0.399
Limnophyles	0.0988	0.093	0.0374	0.054	0.0495	0.87
Salmonids	0.1224	0.001	0.0355	0.003	0.0554	0.106
Rheophyles (except salmonids)	0.0730	0.078	0.0160	0.986	0.0938	0.33

Temporal trends for community metrics, individual species and fish functional traits

The results of the GAMM analyses showed that many of the metrics with significant time trends, increased or decreased linearly over time at restored sites (Figures 36-39). Nonlinear trends, especially those showing abrupt changes in the direction of the trend at the year of or straight after restoration, were less common. Overall, the responses across different fish metrics and restoration categories were highly variable (Figures 36-39). Community metrics, including both functional and taxonomic diversity, experienced a linear increase over time at the in-stream restored sites (Figure 36). In contrast, the temporal trends of the VIX index and the total abundance at in-stream restored sites were nonlinear. They increased after restoration, and started declining 5 years later. Most diversity measures decreased linearly at restored sites with spawning habitat and showed marginal changes in restored floatways.

The occurrence of individual species and the mean weighted abundance of red listed species and species in the habitats directive did not change considerably at restored sites. Among the species with more substantial changes were, for example, grayling and pike (Figure 37). The former increased at sites with in stream habitat restoration and decreased in restored spawning areas, whereas pike generally declined at restored sites. Red listed species declined slightly at in-stream restored sites and increased with restoration of spawning habitats. Most functional traits changed minimally over time at sites with spawning habitat restoration. For the remaining restoration categories, floatways and in-stream habitat restoration, temporal changes differed across functional traits. Rheophyles, predators, earliest maturity and fertility were among the traits showing nonlinear trends, with considerable changes in their directionality occurring within 1 to 5 years after restoration. Fish traits related to habitat, such as rheophyles and lithophyles, increased at sites with in stream restoration. Benthic species decreased over time at sites with in stream restoration and increased at restored floatways. Predators, long distance dispersal, the need for connectivity and the maximum body length were other traits increasing over time at restored floatways and decreasing or showing no significant trends at sites with in stream restoration. These and other examples of fish traits with considerable changes over time are depicted in Figures 38 and 39.

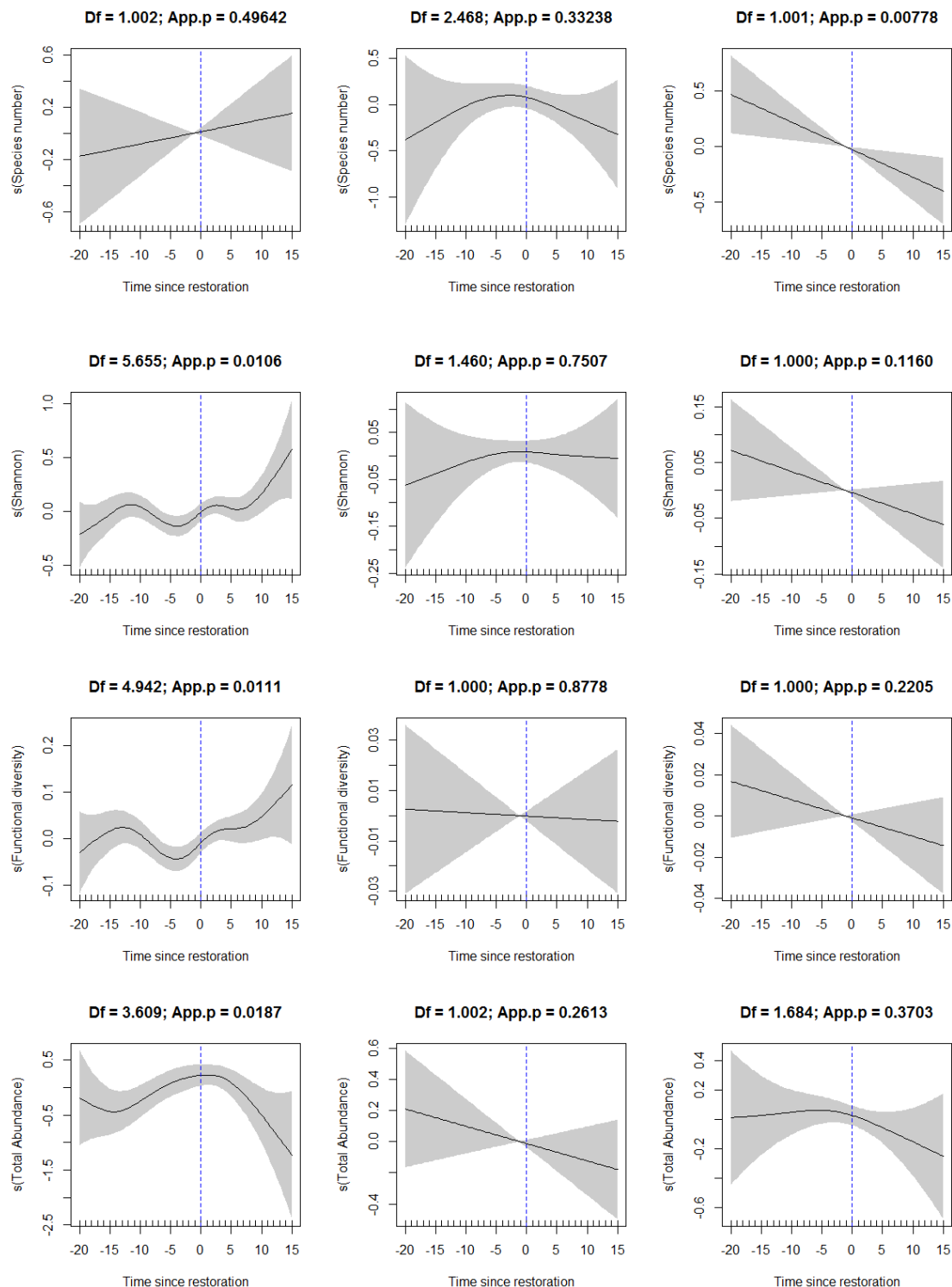


Figure 36. Time trends at sites with in-stream restoration (left), floatways (middle) and spawning areas (right) for taxonomic and functional diversity measures. In the x axis is the number of years before (-) and after restoration. Blue dashed lines denote the year of project end. Df are the degrees of freedom of each model. App.p. shows the approximate significance of the trend. Shaded areas are confidence intervals.

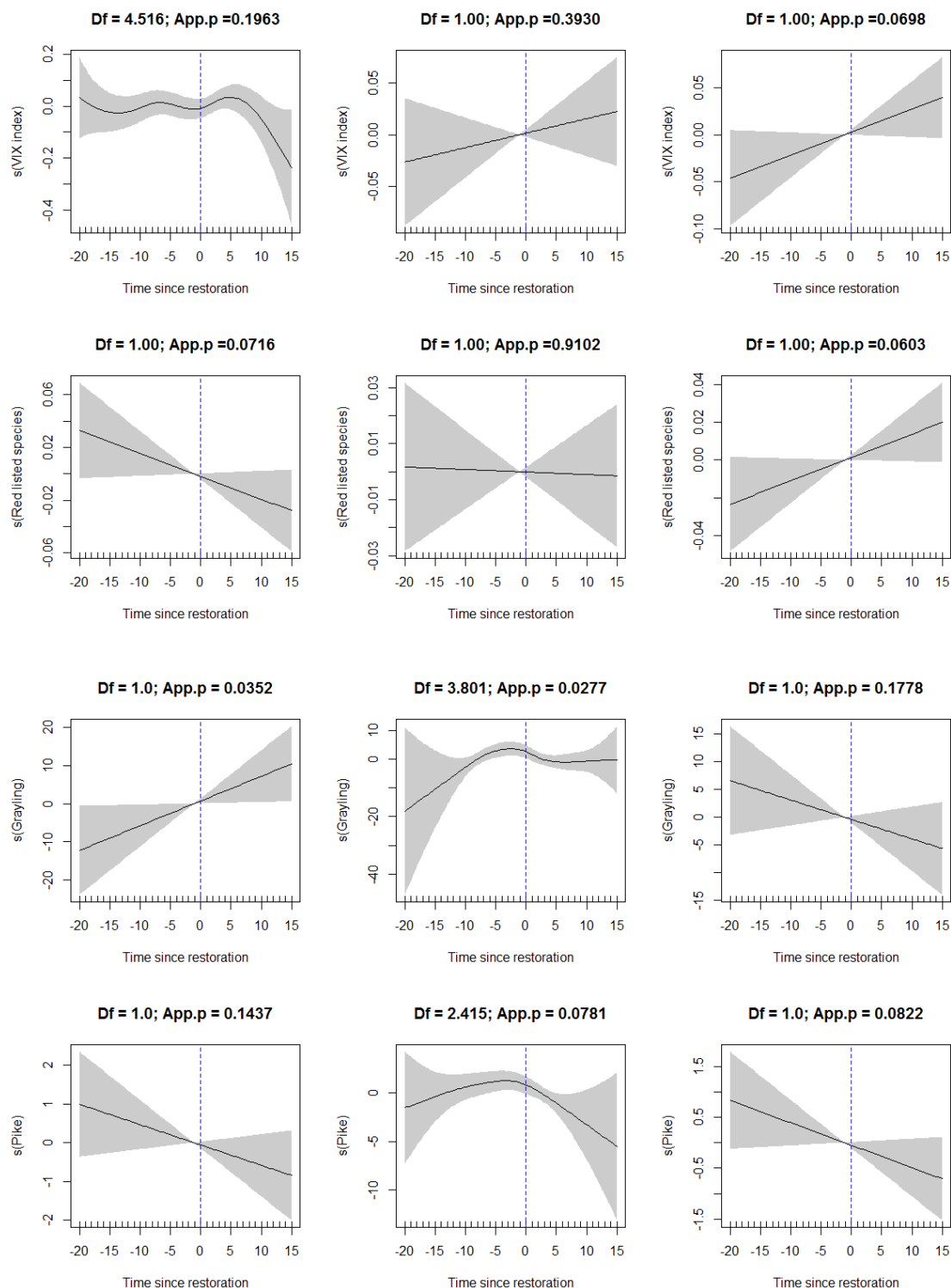


Figure 37. Time trends at sites with in-stream restoration (left), floatways (middle) and spawning areas (right) for the VIX index, total abundance and the occurrence of two species. In the x axis is the number of years before (-) and after restoration. Blue dashed lines denote the year of project end. Df are the degrees of freedom of each model. App.p. shows the approximate significance of the trend. Shaded areas are confidence intervals.

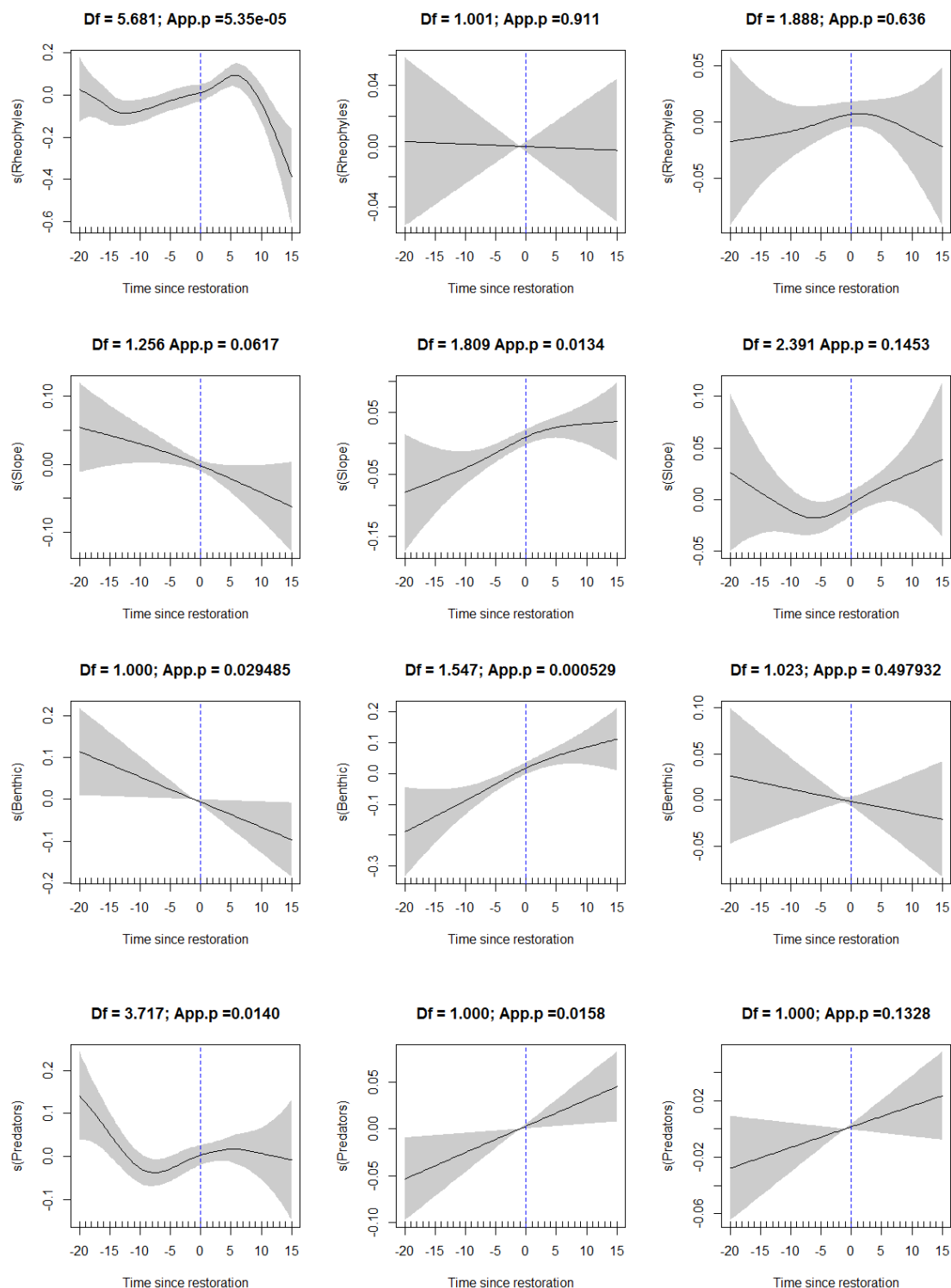


Figure 38. Example of time trends at sites with in-stream restoration (left), floatways (middle) and spawning areas (right) for fish traits related to habitat and predators. In the x axis is the number of years before (-) and after restoration. Blue dashed lines denote the year of project end. Df are the degrees of freedom of each model. App.p. shows the approximate significance of the trend. Shaded areas are confidence intervals.

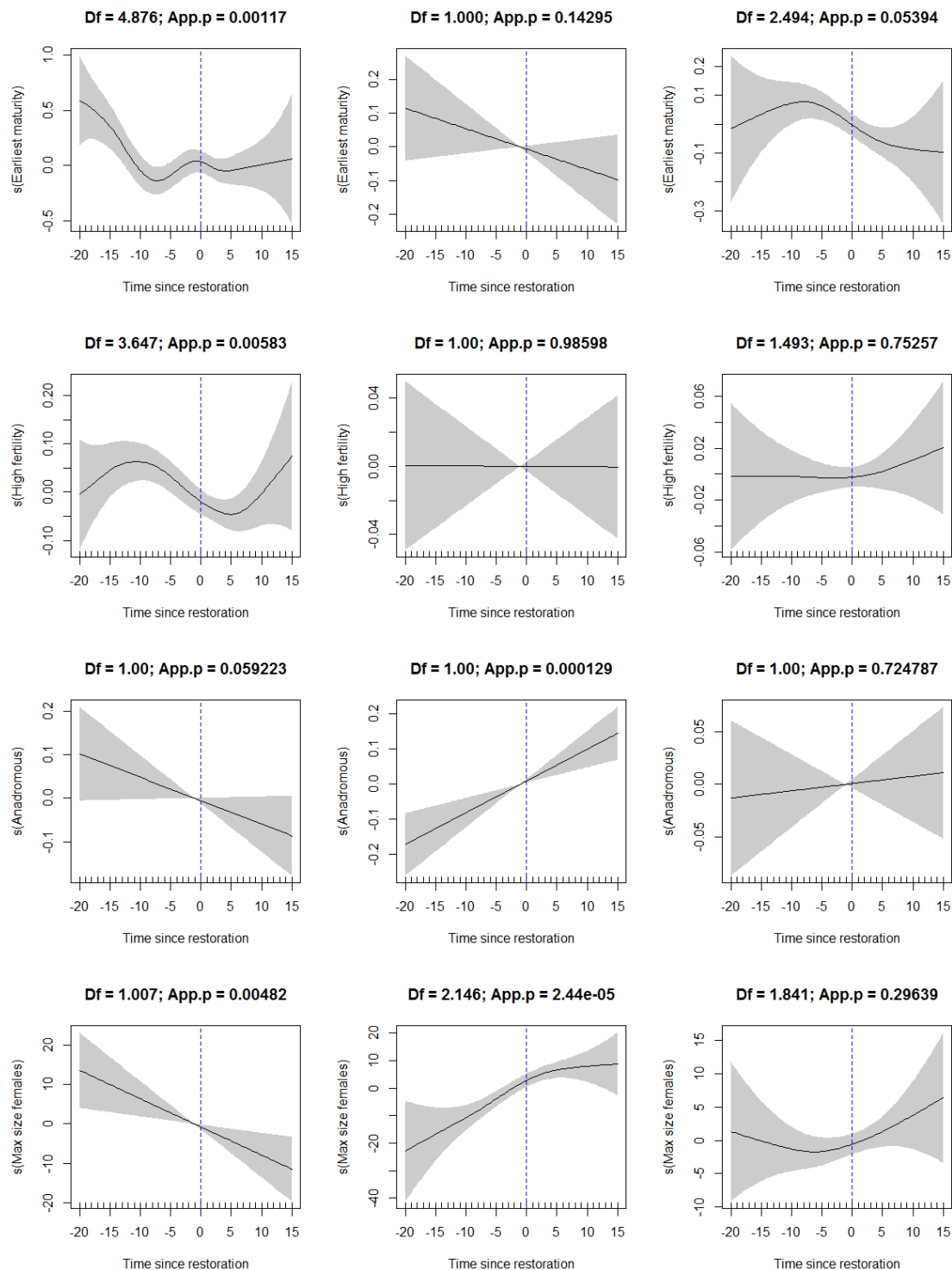


Figure 39. Example of time trends at sites with in-stream restoration (left), floatways (middle) and spawning areas (right) for fish traits related for reproduction and dispersal and for body size. In the x axis is the number of years before (-) and after restoration. Blue dashed lines denote the year of project end. Df are the degrees of freedom of each model. App.p shows the approximate significance of the trend. Shaded areas are confidence intervals.

Environmental factors affecting the recovery of restored reaches

The percentage variance explained by the models that included the additive effects or interactions between time, length of restored segments and habitat quality, was on average larger than 50 %. Adding length and time as covariates resulted in lower AIC values for the GAMM models of most fish traits, for example traits related to reproduction or dispersal, and several diversity measures, including Shannon and functional diversity (Table 25). The AIC of the models that include the additive effects of habitat and time was lower for individual species and fish traits related to habitat. Including the interactions between length and time resulted in lower AIC values of species richness only.

Table 25. Summary of results of GAMM models including the additive effects (models with +) of time and length of restored segments, habitat and time and the interactions (models with *) between length and time. LowestAIC is the lowest Akaike value used in model selection. Sq R (adj) is the adjusted R², Deviance is the variance explained by the model and N total is the number of samples used in the analysis. In the models (+) is the additive effects of the covariates and (*) the interaction between them.

	LowestAIC	Model	Sq R (adj)	Deviance	DF	N total
Community metrics						
Species richness	1722.7	Time * length	0.59	63.5 %	69.30	620
Total abundance	1534.8	0.60		64.7 %	68.51	613
Shannon diversity	59.1	Time + length	0.65	68.9 %	76.19	620
Functional diversity	-1429.6	Time + length	0.53	57.9 %	68.66	620
Number of functional groups	1352.2	Time	0.53	58.2 %	59.41	620
VIX index	-666.1	Time	0.53	57.7 %	67.39	620
Species						
Eel	127.5	Time + length	0.75	79.3 %	34.10	620
Common bullhead	140.1	Time	0.95	94.8 %	52.06	620
Lampetra	39.0	Time	0.21	59.9 %	14.10	620
Burbot	443.7	Time + Habitat	0.36	42 %	51.18	620
Brown trout	265.7	Time + length	0.43	53.5 %	49.80	620
Salmon	37.7	Time + Habitat	0.99	99.2 %	17.92	613
Grayling	115.2	Time + Habitat	0.83	85.9 %	37.98	613
Pike	509.4	Time + Habitat	0.20	26 %	40.08	613
Perch	342.01	Time + Habitat	0.42	48.9 %	45.84	613
Habitats Directive	-1544.9	Time	0.83	84.7 %	53.03	613
Red listed species	-897.5	Time	0.40	45.6 %	65.29	613
Functional traits - Feeding habits						
Omnivorous	-462.7	Time + length	0.73	76.8 %	74.41	613
Predators	-1077.1	Time + length	0.59	63.6 %	71.31	613
Functional traits – Habitat						
Limnophyles	-922.2	Time + length	0.41	47.3 %	68.53	613
Rheophyles	-814.9	Time + Habitat	0.68	71.8 %	73.79	606
Eurytopic	-1508.9	Time + Habitat	0.65	70 %	77.68	606
Slope	-995.8	Time + length	0.73	76.9 %	78.48	613
Litophyles (rep.hab)	-874.1	Time + Habitat	0.60	64.7 %	73.49	606

	LowestAIC	Model	Sq R (adj)	Deviance	DF	N total
Functional traits – Reproduction						
Brood hiders	-250.3	Time + length	0.74	77 %	73.12	606
Clutcher	-4691.7	Time	0.01	4.23 %	26.13	613
Scatter	-690.9	Time	0.81	83.3 %	70.64	613
Nesters	-695.9	Time + length	0.81	83.9 %	78.04	613
Large Fertility	-935.9	Time + length	0.42	48 %	68.55	613
Small fertility	-244.2	Time + length	0.74	76.9 %	71.81	613
Earliest maturity	464.6	Time + length	0.75	78.5 %	76.13	613
Life span	3028.4	Time + Habitat	0.72	75.6 %	77.55	606
Functional traits – Dispersal and other						
Anadromous	-239.2	Time + length	0.73	76.8 %	73.11	613
Potadromous	-329.6	Time + length	0.69	73.2 %	73.18	613
Short distance	-704.2	Time + length	0.82	84.1 %	78.14	613
Fragmentation	-246.2	Time + length	0.73	76.8 %	73.79	613
Size	5224.5	Time + length	0.76	78.8 %	70.80	606

Diskussion

Our results indicate that the effects of habitat restoration, registered in the database *Åtgärdsdatabasen*, on fish fauna are small, in particular for restored floatways and spawning areas. Most of the trends at restored sites were weak and linear. Only in a few cases time trends showed abrupt changes in their directionality, with thresholds close to the year of restoration (usually within 5 years from the end of restoration project, e.g. diversity and traits in sites with in-stream restoration). A likely explanation for the lack of significant patterns is that other environmental factors, such as fragmentation of river ecosystems by dams or culverts, overfishing or historical degradation may hinder the recovery of fish fauna at restored sites. These factors need to be considered in the planning phase of restoration projects. The lack of effects of restoration on fish fauna may also be explained by the uncertainty associated with the data used for analysis. For example, long term responses of fish to restoration may vary from year to year and require complete time series data. Also the number of samples collected in large restored segments, where the associated variability will be larger, may have been insufficient. In addition, the electrofishing monitoring of the sites could be done with other purposes than for monitor the restoration method, and therefore aim for species using coarse substrates. This could explain the discrepancy between the small effects found in this study (ch. 3.4.2) as compared to the expert judgement performed by County Administration Board (see ch. 3.1) which showed that a majority of 410 studied measures were successful with respect to the target species.

This fact highlights the importance of designing and implementing more rigorous monitoring programs focusing mainly upon monitoring the effect of the measures including both with temporal and spatial replicates (Miller et al. 2009). Monitoring programs would also help clarify some of the thresholds in time trends mentioned early. To date, however, follow up monitoring do not exist in most cases. The low

quality and quantity of information on each project in the in the *Åtgärdsdatabasen* e.g. the vague description of the goals and restoration measures used in many projects, may also decrease the robustness of our results. Among all strategies the in-stream enhancement showed more significant effects on fish fauna. Many of the fish traits and diversity metrics that changed in a nonlinear fashion at sites with in-stream restoration, increasing straight after restoration and decreasing ca 5 years later. Such trends may be explained by changes in the amount and quality of restored habitats overtime, i.e. habitat dynamics, which could not be properly quantified in this study. Taxonomic diversity increased over time at sites with in-stream restoration, although it was difficult to ascertain which species contributed to it. Indeed, species occurrence showed no or marginal changes at restored sites. Environmental factors explaining species distribution and occurrence, such as temperature, distance to lake or sea or water discharge (Trigal & Degerman 2015), which were overlooked in this study, may interact with restoration and contribute to the weak responses for individual species observed in this study. The weighted abundance of species in the Red List or the habitats directive also showed marginal changes to restoration, despite them being target species in several restoration projects. Finally, our results corroborate that the characteristics of the project and the habitat quality should also be considered in restoration projects as they may play a key role in the recovery of fish fauna at restored sites (Hering et al. 2015).

3.4.3 Omlöp som nytt strömhabitat

Introduktion

Svenska vattendrag har tusentals dammbyggnader som följd av att människan genom tiderna velat utnyttja vattnets lägesenergi eller för att använda vattnet för bevattningsändamål. Inte sällan leder dessa strukturer till att vattendragen fragmenteras i mindre sektioner och den fria passagen försvinner för akvatiska arter. De flesta svenska fiskarter rör på sig någon gång under livshistorien för att sprida sig, nå lek-, tillväxt- eller övervintringsområden (Näslund m.fl. 2013b). Fragmentering kan också innebära att det uppstår inavelsdepression eller genutarmning hos populationer mellan vandringshindren för att genflödet över barriärerna begränsats (ex. Gouskov & Vorburger 2016).

I de fall dammbyggnader tjänat ut sin funktion har de i ett fåtal fall rivits för att öppna vandrings- och spridningsvägar i vattensystemen. Fiskvägar har varit ett alternativt sätt att tillförsäkra fiskarters uppströmsvandring. Tekniska fiskvägar började byggas kring år 1900 men effektiviteten var ofta dålig. Efterhand lärde man sig hur fiskvägar skulle vara utformade för arter som var starka simmare som lax och havsöring. Tekniska fiskvägar är generellt inte utformade för fiskars nedströmsvandring och även om naturlika fiskvägar teoretiskt kan fungera bättre för nedströmsvandring är de sällan anpassade för detta. Etablering av naturlika fiskvägar i form av omlöp har ökat från början av 1990-talet. De senaste åren (2010-2014) var över två tredjedelar av alla nyetablerade fiskvägar av naturliknande art (Nöbelin 2014). Omlöp är konstgjorda fåror formade likt små vattendrag som leder en del av huvudfårans vatten runt vandringshindret. Eftersom de utformas med låg lutning kan de flesta arter och storlekar av fisk passera uppströms (Calles m.fl. 2013, Tummers m.fl. 2016). Noonan m.fl. (2011) anger efter en utvärdering i form

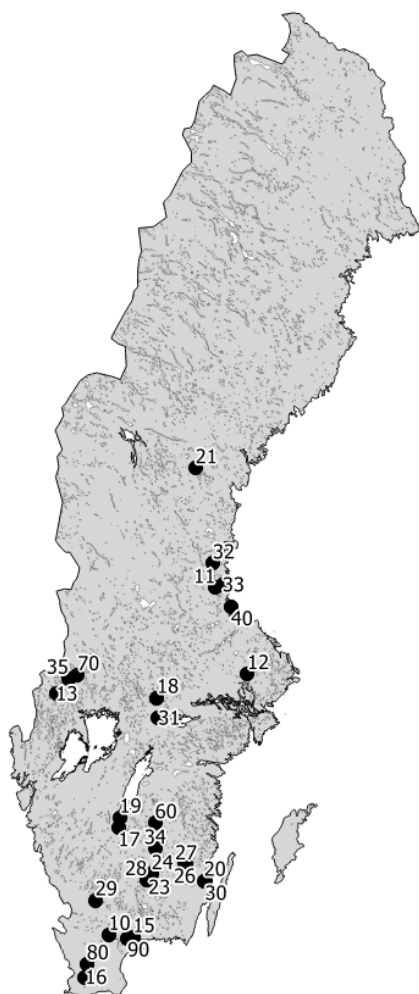
av en meta-analys att naturlika fiskvägar är en av de bäst fungerande lösningarna för uppströms passage av fisk.

Oftast ligger fiskvägens funktion som vandringsväg i fokus där målet är att underlätta passage i så hög grad som möjligt (Roscoe & Hinch 2010, Noonan m.fl. 2011). Fördelen med naturlika fiskvägar jämfört med tekniska fiskvägar är att de utöver passage också kan tjäna som levnadsmiljö och lekområden för strömlevande arter (Gustafsson m.fl. 2013, Pander m.fl. 2013). De nya strömhabitat som skapas i omlöpen kan på så sätt utgöra en ekologisk kompensation för de strömhabitat som gått förlorade i utbyggda vatten genom att de dämts över. Strömhabitat som bildas är dock generellt små, typiskt en tiondels hektar eller mindre, och bör ha ringa effekt på den totala produktionen av fisk, speciellt i större vattendrag. Detta till trots kan de ha en stor betydelse för bevarande av biodiversitet då de återskapar levnadsmiljöer där de gamla byggts bort.

Vi har bara hittat en studie som utvärderat naturlika fiskvägars funktion som strömhabitat (Pander m.fl. 2013). I studien jämfördes fiskfaunan i omlöpen med den på de lugnflytande åsträckorna direkt ovanför och nedanför omlöpen. Resultaten från studien är värdefulla eftersom de indikerar att omlöpen kan fungera som refugier för strömbundna arter i utbyggda vatten. Frågan om hur omlöpen förhåller sig till naturliga strömhabitat kvarstår. Föreliggande studie har till syfte att undersöka den naturliknande fiskvägens relevans som kompenserande strömhabitat. Detta har testats genom att jämföra en rad omlöp med "referenshabitat" i samma vattendrag. Fokus låg på skillnader i (1) fysiska karaktärer/egenskaper, (2) artförekomst och artsammansättning samt (3) tätheter av fisk. Studien baseras på data hämtat ur Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU samt länsstyrelsernas nationella databas för åtgärder i vatten (Åtgärder i vatten).

Material & metoder

Initialt identifierades alla omlöp i länsstyrelsernas databas för åtgärder i vatten. Därefter kontrollerades i SERS vilka omlöp som hade elfisken i själva omlöpet samt i närliggande strömhabitat (maximalt 5 km avstånd fågelvägen) i samma vattendrag under samma tidsperiod (plus minus 3 år). I studien påträffades totalt 28 omlöp vilka en och en jämfördes med en referenssträcka inom samma vattendrag (Tabell 26). Avståndet fågelvägen mellan omlöp och referenssträcka var i genomsnitt 1307 meter (min = 31 m, max = 4595 m, SD = 1760 m). Skillnaden i altitud från omlöp till referenssträcka skilde i genomsnitt 5 meter (min = -12 m, max = 63 m, SD = 15 m). Den geografiska utbredningen av valda omlöp framgår av kartan i Figur 40.



Figur 40. Karta som visar utvalda omlöp ingående i studien. Numreringen hänvisar till Tabell 26.

Elfiskedata

Elfiskena har utförts oberoende av olika utförare och har inte varit en del i denna studie. De ingående elfiskena är kvalitetssäkrade genom rutinerna i SERS.

Eftersom det skiljer i antalet elfiskeundersökningar mellan omlöp och referenser har vi använt medelvärdet per lokal, dvs. medelvärdet av både omgivningsdata och artförekomst och täthet, för att representera lokalen.

Tabell 26. Lista över lokaler som är med i analysen. Koordinaternas format är RT90 och kan användas för att identifiera lokalerna i databasen SERS.

ID	Vattendrag	Lokalnamn	Omlöp X	Omlöp Y	Referens X	Referens Y
10	Almaån	Omlöpet Brittedal	623370	138220	623430	138158
11	Draggån	Omlöp Tönnfors	677418	155496	677421	155495
12	Fyrisån	Fiskväg Rosénparken	663912	160250	663900	160275
13	Greånaälven	Omlöp vid Gränssjön	661237	130393	661178	130370
15	Holjeån	Gonarp krv omlöp	622985	141917	623027	141946
16	Höje å	Omlöp Alberta	616857	134346	616847	134409
17	Kallebäcken	Omlöpet Åsafors	640132	139892	640100	139849
18	Lillsjöbäcken	Yxedammen omlöpet	660082	146300	660345	146125
19	Lillån	Omlöpet Attarpsdamm	641647	139984	641725	140065
20	Alsterån	Blomsterström	631734	153116	631697	153140
21	Ljungån	Omlöp Ljungå krv	696070	152587	696144	152585
23	Mörrumsån	Omlöp Åby	632266	143768	632580	144480
24	Mörrumsån	Omlöp Möllekulladamm	632874	145012	632820	144960
26	Nötån	Fågelfors omlöp	634256	150166	634264	150173
27	Nötån	Ljusholm omlöp	634297	150441	634284	150377
28	Rottneån	Omlöp Stockekvarn	631895	144268	631900	144255
29	Skärvöbäcken	Omlöpet	628876	136111	628852	136154
30	Alsterån	Omlöpet Skälleryd	631578	153261	631570	153285
31	Svartån	Omlöpet Slussen	657263	146762	657192	146321
32	Trönöån	Omlöp vid Tygsta	681150	155279	681235	155116
33	Tvärån	Omlöp Sunnäsbruk	677749	157029	677885	156590
34	Vetlandabäcken	Ned damm (omlöp)	636598	145786	636784	145600
35	Årtjärnsbäcken	Omlöpet	663519	132135	663519	132389
40	Björkeån	Omlöpet ovan bron	674391	157867	674399	157867
60	Bordsjöbäcken	Norra färan omlöp	640780	145602	640785	145614
70	Bratta älv	Omlöpet Brattsjön	664056	133764	664051	133800
80	Bråån	Skarhult omlöp	618878	134712	618879	134711
90	Byaån	Omlöpet Vånga	622933	141052	622877	141114

Omgivningskaraktistika

De omgivningskaraktistika som analyserats har alla hämtats ur SERS. Inledningsvis jämfördes lokalens och omgivningens egenskaper mellan omlöp och referenslokal. Dessa utgjorde fårans bredd, maxdjup, medeldjup, lutning, mängden död ved, lokalens beskuggningsgrad samt kortaste avstånd till sjö (Tabell 2). Även dominerande omgivning och dominerande undervattensvegetation jämfördes mellan lokaler. Den förra faktorn reducerades till faktornivåerna "skog" (olika typer av skog) eller "öppet" (äng eller artificiell) och den andra faktorn reducerades till faktornivåerna "påväxtalger" eller "annan" (mossa, blommor eller ingen). Dessutom jämfördes lokalernas ekologiska status för kvalitetsfaktorn fisk, så kallad VIX (Beier m.fl. 2007). Detta index visar graden av påverkan i vattendraget genom att ett hypotetiskt elfiskeresultat för ett ostört vatten jämförs med det faktiska elfiskeresultatet. Ju mer det senare avviker, desto mer påverkat är vattnet. Vid uträkningen av VIX tas hänsyn till lokalens beskaffenhet som vattendragets bredd och lutning.

Analys av fiskfauna

Fiskfaunan jämfördes parvis mellan omlöp och referenssträcka (Tabell 27). Totalt artantal, förekomst av enskilda arter, täthet av enskilda arter, andel rheofila

(strömläskande) individer, och storlek på öringar jämfördes mellan omlöp och referenslokal.

I analyserna av artförekomst och arttäthet medtogs endast taxa som förekom i tio eller fler på minst en av de 28 parade sträckorna. Dessa var abborre, elritsa, gädda, nejönögon (*Lampetra* sp.), signalkräfta, lake, mört, simpör (*Cottus* sp.), ål och öring. Arter som förekom färre än tio gånger på någon av de parade sträckorna och därmed exkluderades ur analyser var björkna, benlöja, elritsa, flodkräfta, gers, grönling, gös, harr, id, nissöga, sarv, småspigg, stäm och sutare. För analys av totalt artantal togs endast fiskarter med (dvs. eventuell förekomst av olika kräftarter exkluderades). Klassningen av rheofila och limnofila fiskarter gjordes enligt Spjut & Degerman (2015) och framgår av Tabell 28.

För analys av storlek av största öring användes den genomsnittliga maxlängden (från alla elfisketillfällen) för ensomriga öringar, medan den längsta funna fisken användes för samtliga öringar, i princip för tvåsomriga eller äldre. Det förra för att det bör ge en representativ bild över den genomsnittliga tillväxten av unga öringar i habitatet, det senare för att se hur stora fiskar habitatet har potential att hysa.

Tabell 27. Summering av ingående variabler extraerade ur SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter vid SLU).

Omgivningsvariabler	Typ (omfång)
Vattenbredd	Kontinuerlig (1,20 – 40 m)
Maxdjup	Kontinuerlig (0,33 – 1,27 m)
Medeldjup	Kontinuerlig (0,10 – 0,70 m)
Lutning	Kontinuerlig (0,4 – 5 %)
Död ved	Kontinuerlig (0 – 24 bitar 100m ²)
Beskuggning	Kontinuerlig (0 – 100 %)
Minsta avstånd till sjö	Kontinuerlig (0,10 – 10; >10 km)
VIX	Kontinuerlig (0 – 0,73)
Dominerande omgivning	Dikotom (öppet; skog)
Dominerande undervattensvegetation	Dikotom (påväxtalger; annat)
Totalt antal fiskarter	Kontinuerlig (1 – 9 stycken)
Artförekomst	Dikotom (frånvarande; närvarande)
Arttätheter	Kontinuerlig (0 – 396,90 individer 100m ²)
Andel rheofiler	Kontinuerlig (0 – 100 %)
Öringstorlek 0+	Kontinuerlig (68 – 106 mm)
Öringstorlek >0+	Kontinuerlig (68 – 600 mm)

Tabell 28. Indelningen av olika klasser av fisktaxa beroende av om de är sjöläskande (limnofila), strömläskande (rheofila), eller både och (eurytopa) (enligt Spjut & Degerman 2015).

Limnofila		Rheofila	Eurytopa
Abborre	Nissöga	Elritsa	Benlöja
Björkna	Sarv	Grönling	Lake
Gers	Småspigg	Harr	Ål
Gädda	Sutare	Id	
Gös		Simpör	
Mört		Stäm	
Nejönögon		Öring	

Statistiska metoder

Samtliga test gjordes parvis, det vill säga mellan omlöp och referenssträcka inom respektive vattendrag. Detta gör att man bryter ut det eventuella brus som varierande geografiskt läge, näringshalt, vattendragsstorlek, och annan extern påverkan kan ha på de ingående faktorerna. Kontinuerliga variabler jämfördes mellan omlöp och referens med parade t-test. Dessa inkluderar lokalegenskaperna samt fisktätheter och öringlängder (Tabell 27). Dikotoma variabler (sådana med två utfall) testades parvis med McNemar's test (icke-parametriskt). Det testar huruvida frekvensen av ett utfall i det ena habitatet skiljer sig från frekvensen i det andra. Dessa faktorer inkluderade (1) om det var vanligare att sträckan dominerades av öppna landskap eller skogslandskap beroende på habitattyp, (2) om det var vanligare att undervattensvegetationen dominerades av påväxtalger eller andra vegetationstyper beroende på habitattyp och till sist (3) huruvida förekomsten av enskilda arter skiljde sig beroende på habitattyp. Samtliga ingående variabler kontrollerades för normalitet och transformerades efter behov att uppnå de statistiska antagandena (se Tabell 29). I resultaten och tabellerna redovisas tillbakatransformerade värden för medel och standardavvikelse. En ordination (Canonical Correspondence Analysis) gjordes för att illustrera hur förekomsten av fiskarter var korrelerad till olika omgivningsvariabler. Analysen genomfördes med programvaran PAST (Hammer m.fl. 2001).

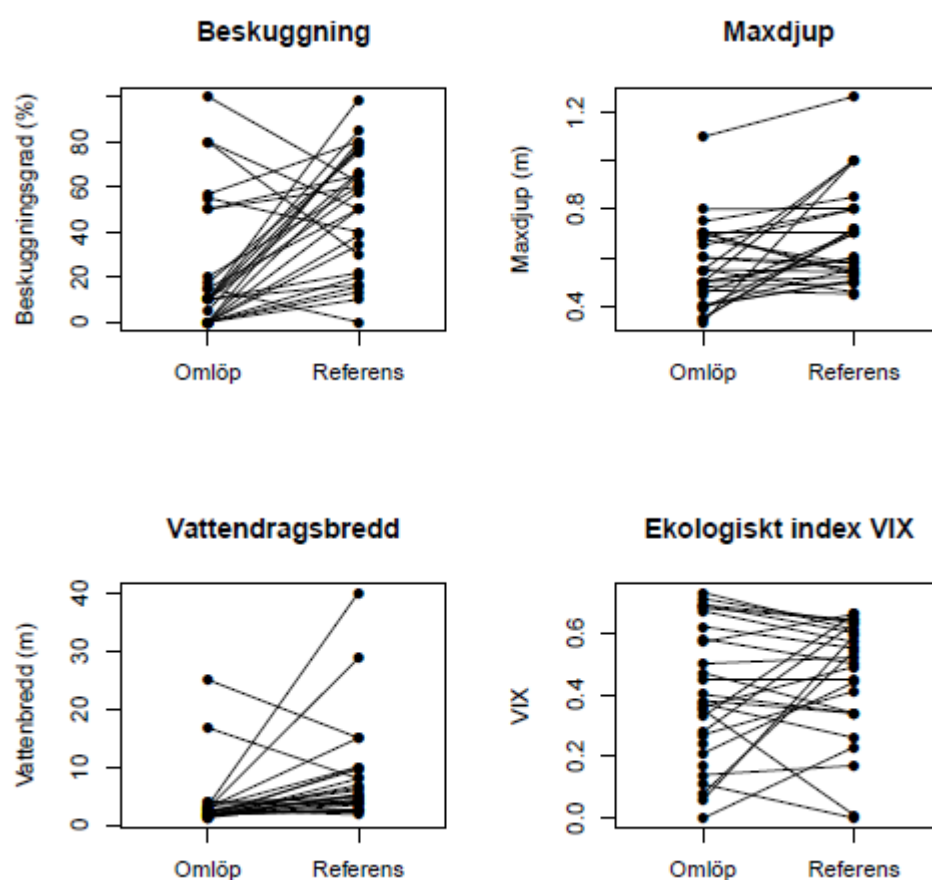
Resultat

Jämförelse av omgivningskaraktäristiska

Omlöpens fysiska karaktär skilde sig signifikant från referenserna genom att de var smalare (2,5 meter kontra 5,7 meter), hade mindre maxdjup (0,56 meter kontra 0,68 meter) och i mindre utsträckning var beskuggade (15 % kontra 51 %) (Tabell 29 & Figur 41). Medeldjup, substrat, lutning, mängden död ved eller minsta avstånd till sjö skiljde sig inte signifikant mellan habitaterna (Tabell 29). Mängden död ved var genomgående låg på de studerade lokalerna med ett genomsnitt runt 1 vedbit per 100m² (Tabell 29). Omlöpen bedömdes i större utsträckning vara omgivna av öppna landskap (McNemar's test, $N=28$, $p=0,022$), vilket är i samstämmighet med att även beskuggningen var lägre (Tabell 29). Omlöpen var oftare bedömda att ha påväxtalger som dominerande undervattensvegetation (McNemar's test, $N=28$, $p=0,012$) än referenshabitaterna. Värdet av VIX skilde inte mellan habitattyperna, men noterbart var att ett antal ($n=13$) omlöp klassats ha låg ekologisk status, dvs. måttlig eller sämre (Figur 41), medan motsvarande värde för referenserna var sju stycken.

Tabell 29. Resultatet av de parvisa t-test som gjordes för habitatens fysiska karakteristika. Sorterat efter fallande statistisk signifikans.

Faktor	Transformation	medel fiskväg (SD)	medel referens (SD)	t	df	p
Vattenbredd	log(x)	2,51 (1,98)	5,74 (2,11)	-5,21	27	<0,001
Beskuggning	2*arcsin(sqrt(x/100))	15,15 (9,77)	50,5 (9,81)	-4,86	26	<0,001
Maxdjup	-	0,56 (0,17)	0,68 (0,2)	-3,17	27	0,004
Medeldjup	-	0,26 (0,12)	0,28 (0,11)	-1,41	27	0,171
Död ved	log(x+1)	0,71 (1,33)	1,22 (1,06)	-1,22	23	0,237
VIX	-	0,41 (0,22)	0,45 (0,19)	-1,09	25	0,286
Substrat	-	4,2 (0,91)	4,03 (0,86)	0,69	27	0,495
Minsta avstånd till sjö	-	2,39 (3,21)	2,17 (3)	0,68	27	0,502
Lutning	2*arcsin(sqrt(x/100))	0,62 (0,3)	0,7 (0,38)	-0,39	27	0,697



Figur 41. Beskuggning, maxdjup och vattendragsbredd var de platsspecifika egenskaper som visade signifikant skillnad mellan omlöp och referens enligt Tabell 4. VIX visade ingen signifikant skillnad mellan omlöp och referens.

Artförekomst och -sammansättning

20 fiskarter fångades i de elfisken som ingick i studien. Av dessa fångades 16 både i omlöp och i referens, medan fyra arter enbart fångades i referenser; gös, harr, nissöga och stäm. De fångades alla i endast en referenslokal.

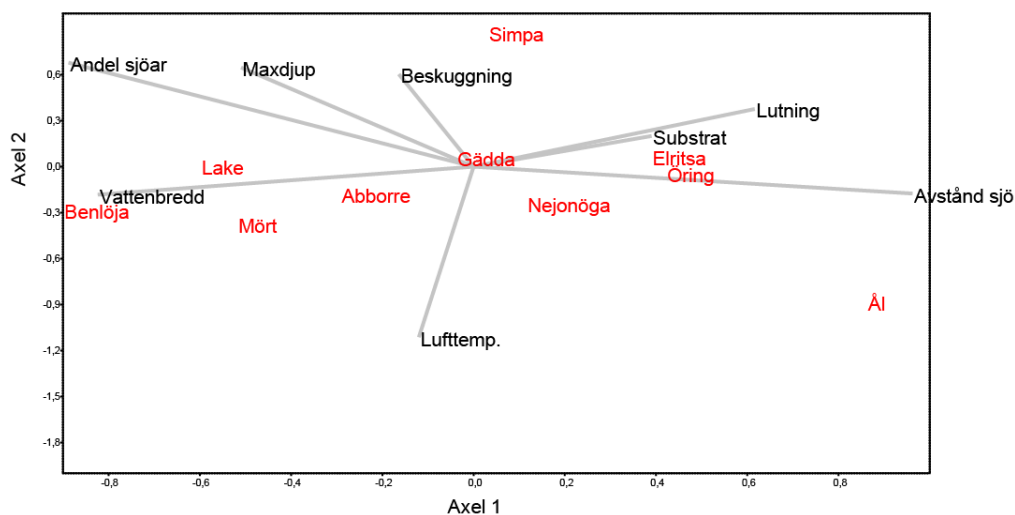
Antalet fiskarter per elfisketillfälle skiljde sig inte mellan omlöp och referenssträcka (Tabell 30). Inte heller andelen individer av rheofila arter skilde mellan habitatet (Tabell 30). Gädda var den enda arten vars förekomstfrekvens

skilde sig signifikant mellan habitatet (McNemar's test, $N=28$, $p=0,008$). Förutom de gemensamma lokalerna återfanns gädda på åtta referenssträckor där motsvarande omlöp saknade arten. Simpor (*Cottus* sp.) förekom utöver de gemensamma lokalerna på fem referenssträckor där den saknades från motsvarande omlöp (McNemar's test, $N=28$, $p=0,125$).

Tabell 30. Resultat av de parvisa t-test som jämförde om antalet fiskarter eller artsamhället (andelen rheofiler) skiljde sig mellan habitatet.

Test	Transformering	medel fiskväg (SD)	medel referens (SD)	t	df	p
Antal arter	-	3,1 (1,73)	2,71 (1,1)	1,164	25	0,255
Andel rheofiler	-	0,77 (0,36)	0,8 (0,33)	-0,619	24	0,542

Ordination (CCA) är ett sätt att visualisera arternas förekomstfrekvens i förhållande till varandra och i förhållande till en rad angivna miljövariabler. Resultatet av analysen kan avläsas i Figur 42. Till höger i Figur 42 kan man se att elritsa och öring ofta förekom tillsammans och i habitat med högre lutning, med grövre substrat och med längre avstånd till närmaste sjö. Å andra sidan, i breda vattendrag, till vänster i figuren, blev det istället vanligare med arter som benlöja, lake, mört och abborre, varav de senare två också var frekventare vid högre medellufttemperatur jämfört med de förra. De senare var istället mer kopplade till en högre andel sjöar. Gädda verkade vara en generalist i relation till de medtagna omgivningsvariablerna och grupperades centralt i ordinationen. Notera att frekvensen av simpor var högre i beskuggade vatten.



Figur 42. Ordination, CCA, av arters förekomstfrekvens. De grå linjerna tillsammans med de svarta etiketterna avser miljövariablerna, där styrkan/graden av miljövariabeln ökar med ökande avstånd från origo. Placeringen av arterna i förhållande till varandra berättar hur ofta de förekommer tillsammans och placeringen i förhållande till miljövariablerna visar hur de arterna korrelerade till dem.

Täthet av arter och taxa

Jämförelser av arttätheter, som bara genomfördes för vattensystem som hade arten i fråga, visade att endast ål och simpor skilde sig signifikant i täthet mellan omlöp och referenssträcka (Tabell 31, Figur 43). Ålen var talrikare i omlöp medan simpor var talrikare på referenssträckorna (Figur 43).

Tabell 31. Resultatet från de parvisa t-testen i täthet för respektive art. Sorterat efter fallande statistisk signifikans. Notera att jämförelse av tätheter endast skett i vattensystem som hyste respektive art.

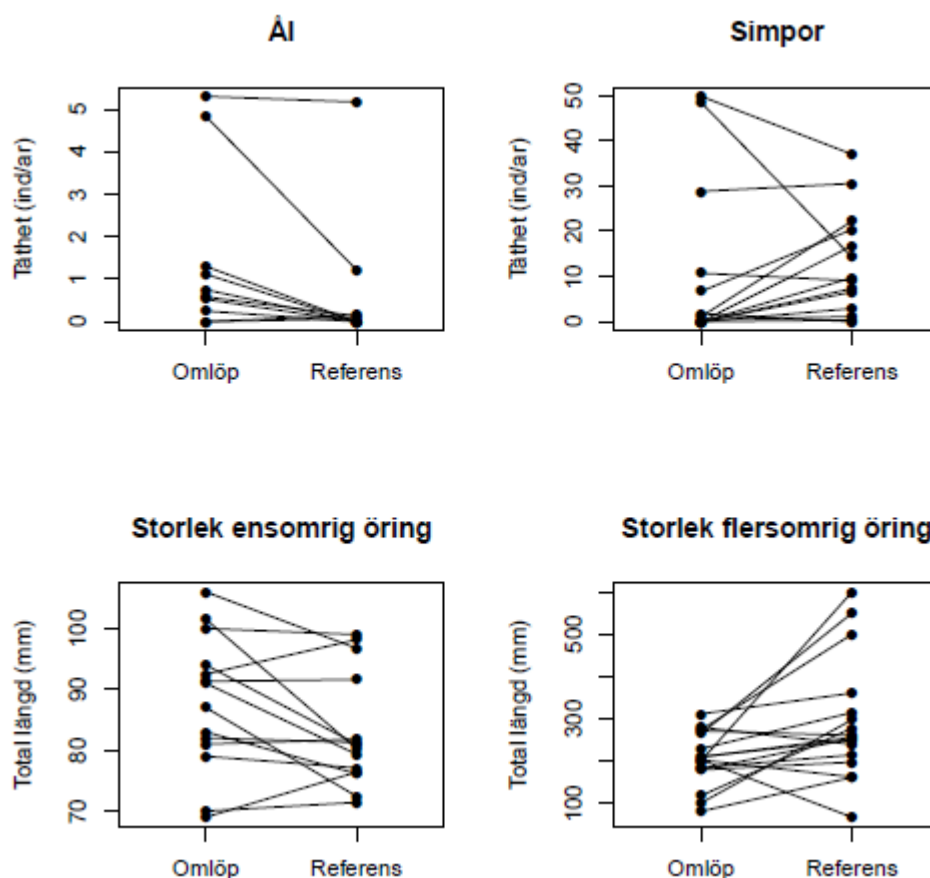
Art	Transformerings	medel fiskväg (SD)	medel referens (SD)	t	df	p
Ål	log(x+1)	0,98 (0,92)	0,34 (0,8)	3,179	9	0,011
Simpor (Cottus sp.)	log(x+1)	2,58 (3,72)	7,59 (2,17)	-2,458	13	0,029
Nejonögon	log(x+1)	0,32 (0,95)	1,39 (3,11)	-1,906	9	0,089
Abborre	log(x+1)	2,01 (1,87)	0,78 (0,9)	1,65	17	0,117
Öring >0+	log(x+1)	11,64 (3,69)	7,16 (3,95)	1,584	23	0,127
Öring totalt	log(x+1)	5,51 (2,59)	3,47 (3,06)	1,562	23	0,132
Mört	log(x+1)	2,65 (2,49)	1,03 (1,27)	1,395	14	0,185
Gädda	log(x+1)	0,55 (0,82)	0,87 (0,65)	-1,149	14	0,270
Signalkräfta	log(x+1)	1,24 (1)	0,8 (0,94)	0,945	14	0,361
Öring 0+	log(x+1)	7,47 (3,95)	5,75 (2,85)	0,574	20	0,572
Elritsa	log(x+1)	7,08 (11,95)	5,12 (6,21)	0,547	11	0,595
Lake	log(x+1)	1,71 (1,4)	1,39 (1,55)	0,499	17	0,624

Öring

Öring skilde sig varken i förekomst eller täthet mellan omlöp och referenssträcka, inte heller uppdelat i olika åldersklasser, 0+ (ensomrig) eller >0+ (tvåsomrig eller äldre) (Tabell 31). Den genomsnittliga maxstorleken var nära ($p < 0,058$) att vara högre på ensamriga öringar i omlöpen än på referenssträckorna (Tabell 32, Figur 43). De största individerna var fångade på referenssträckorna.

Tabell 32. Storleksskillnad hos öring mellan omlöp och referenssträcka.

Test	Transformerings	medel fiskväg (SD)	medel referens (SD)	t	df	p
Storlek ensamriga (0+)	-	87,7 (11,1)	83 (9,4)	2,081	13	0,058
Storlek flersomriga (>0+)	-	207 (64)	292 (140)	-2,708	13	0,018



Figur 43. De övre diagrammen visar parvisa jämförelser av tätheter av ål (till vänster) och simpör (till höger) mellan omlöp och referenslokal. De nedre diagrammen visar den genomsnittliga maxlängderna av ensomrig öring (till vänster) och de största öringarna som var funna på lokalerna (till höger).

Diskussion

Vi har jämfört skillnaderna i omgivning och fiskfauna mellan gamla "etablerade" habitat (referenser) och relativt sett nya konstgjorda habitat (omlöp). Habitatkaraktäristika skiljde sig på ett sådant sätt man kan förvänta för konstgjorda vattendrag, fåorna var smalare och grundare (eller hade åtminstone mindre maxdjup). Troligtvis är det så att medeldjupet inte skiljer från referenslokalerna eftersom resultatet styrs av insamlingsmetoden. Elfiske utförs i grunda, vadbara habitat och ger därmed en skev bild av vattendraget, men kanske en mer rättvisande bild av omlöpet. Att maxdjupet många gånger är mindre i omlöpen kan vara en indikation på att skapandet av morfologisk heterogenitet i fåran inte prioriteras. Det är enklare att designa och beräkna flöden och vattenhastigheter i ett mer kanalliknande omlöp än i ett komplext. Bristen på beskuggning av omlöpen kan bero på att många dammar ligger i närheten av exploaterad och således trädlös mark, typiska dammlägen. Bidragande orsak kan också vara att det tar några år för växtligheten att komma upp och att undersökningarna har utförts kort efter att omlöpet blivit klart.

Trots dessa abiotiska skillnader förelåg få signifikanta skillnader i fiskfaunan. Artantalet (dvs. antalet arter fångade per elfisketillfälle) skilde inte mellan habitat. Grunda strömhabitat i svenska vattendrag är generellt artfattiga och de

noterade värdena i omlöp låg i paritet med vad som anses normalt i andra studier (Degerman & Sers 1992).

Av de arter som förekom i minst tio av paren omlöp-referens var endast gädda signifikant mindre frekvent i omlöpen. Denna observation kan förklaras av att det var mindre maxdjup i omlöpen, något som kan tyda på avsaknad av hålor och lugna partier med vegetation, habitat som gädda föredrar (Inskip 1982). Detta är en följd av omlöpens ingenjörsmässiga design med relativt ensartade fåror och i regel obrutna strömhäbitat.

Eftersom omlöpen främst är avsedda att fungera som migrationsleder är det önskvärt att kraftfulla predatorer som gädda inte får habitat som de föredrar i dem. Detta betyder att å ena sidan kan den grunda, homogena strömmen hålla undan gädda, vilket troligtvis är den önskade effekten, å andra sidan har ökad heterogenitet som pooler och svämplan i omlöp visats ha positiva effekter på insektsfaunan (Gustafsson m.fl. 2013), något som i sin tur även gynnar de flesta fiskar. Studier i en stor teknisk fiskväg, en slitsränna, i Brasilien visade att just predatoriska arter ansamlades i fiskvägens in- och utlopp (Agostinho m.fl. 2012). Denna fiskväg var 874 m lång och 5 m bred. Författarna ansåg att fiskvägen genom att koncentrera många arter i ett begränsat utrymme blivit en "hotspot" för predatorer. Det kan således finnas anledning att försöka begränsa förekomst av predatorer som gädda i fiskvägar.

Resultaten indikerar också att designen av omgivningen kan förbättras. Den låga beskuggningen gynnar etablering av påväxtalger relativt mossor. Plantering av träd som minskar solinstrålningen kan reducera produktionen av påväxtalger i rinnande vatten upp med 50 % (Bowes m.fl. 2012). En ökad beskuggning skulle även gynna de fiskarter som föredrar att känna sig skyddade. Substrattyp och vegetationsskydd har visat sig vara viktigare faktorer i mikrohabitatvalet för simpior än beskuggning i sig (Davey m.fl. 2005). Dock indikerar ordinationen i föreliggande studie att även beskuggning kan ha en betydande effekt för simpior då deras förekomst förknippades starkast med hur beskuggat habitatet var.

Vi förväntade oss att simpior skulle finnas i färre omlöp än referenssträckor då simpior är små, dåliga simmare och i regel mycket stationära (Knaepkens m.fl. 2004). Våra resultat antydde att var så var fallet, men det var inte signifikant ($p=0,125$). Simpior var signifikant färre till individantalet i de omlöp där de påträffades. Detta kanske inte är så förvånande då simpior anses vara skygga fiskar (Davey m.fl. 2005) och omlöp är förhållandevis exponerade platser.

Öring var varken mindre frekvent eller fåtaligare i omlöpen än på referenssträckorna. Detta kan bero på att omlöpen ofta är "skraddarsydd" efter målarterna lax och öring som är flitiga simmare och vandrare (Näslund m.fl. 2013b). Att öringungarna var nära att vara signifikant större ($p=0,058$) i omlöpen indikerar att resurstillgången och således tillväxten är bra i omlöp. Detta skulle kunna bero av olika ekologiska faktorer vars kausala samband är svåra att påvisa. En hypotes är att öringungarna kan spendera mer tid att äta än att gömma sig eftersom det finns färre gäddor. Samtidigt är många omlöp belägna nedströms dammar. Det är visat att tillväxten hos öringungar är bättre nedströms sjöar och

dammar, en utloppseffekt (Degerman m.fl. 1996). Omlöp kan på detta sätt vara en optimal miljö för ung öring, med få predatorer och god födotillgång.

De största öringarna fanns i regel på referenssträckorna, något som åter igen indikerar att det är brist på ståndplatser med större djup i omlöpen. Skillnaden i storlek på största påträffade öring var relativt stor (Tabell 32). Liksom med gädda kan man ställa sig frågan om det är önskvärt med stor öring i omlöp eftersom de potentiellt kan vara predatorer på ung öring och andra småvuxna arter. Dock måste ju stor öring ges lekmöjlighet i omlöpet om det skall kunna härbergera en öringpopulation i de fall omlöpet är isolerat av lugnvatten upp- och nedströms.

I Nordamerika har man för stillahavslax i några områden skapat så kallade "spawning channels". Det är kanaler som liknar omlöp, men vars syfte är att skapa lekhabitat i områden där sådana saknas. Speciellt anläggs de i kanaliserade floder där svämplan och grunda habitat rensats bort. Större omlöp designade för att vara både vandringsvägar och lekhabitat för laxfisk kan vara ett sätt att gynna både konnektivitet, bottenfauna och laxfisks rekrytering. Här finns säkert möjligheter att återskapa bristhabitat även för andra arter.

Ål var mer talrik i omlöpen. Man vet inte mycket om mikrophabitatval hos ål, men man har sett att små ålar föredrar grunda och vegetationsrika habitat medan större ålar föredrar djupare och vegetationslösa habitat (Laffaille m.fl. 2003). Trigal och Degerman (2015) fann att just bottensubstratet var den viktigaste omgivningsfaktorn för att förklara förekomst av ål. Ål föredrog steniga bottnar, dvs. miljöer liknande omlöpen. Resultaten i föreliggande studie kan ge ledtrådar till mikrophabitatval för ål, något som kan utnyttjas i arbetet för bevarandet av denna rödlistade art. Här finns således ytterligare en möjlighet att specialdesigna omlöp.

Död ved förekom endast i begränsad utsträckning, både i referenser och i omlöp. Död ved är generellt en bristvara i landskapet på grund av antropogen påverkan. Det är visat att t ex tätheten (Degerman m.fl. 2004) och tillväxten (Sundbaum & Näslund 1998) av öring ökar med mängden död ved. Det är dock mycket tveksamt om man skall tillföra död ved i omlöp på grund av risken för brötbildning och översvämningar.

Vår slutsats är att omlöp fungerar bra som ett extra strömhabitat. I vattendrag med antropogent orsakad brist på strömhabitat bör man överdriva storleken på omlöp för att bevara och återställa den biologiska mångfalden. Vi rekommenderar att man vid fortsatt design av omlöp försöker öka beskuggningen av vattenytan för att gynna arter som har sådana krav, t ex simpor. Det är inte säkert att omlöpets funktion som vandringskorridor eller lek- och uppväxtområde för ung laxfisk gynnas av en ökad habitatheterogenitet i form av ökat vattendjup eller partier med lägre vattenhastighet. Däremot bör mer uttalade svämplan, grunda och låglutande stränder, ytterligare kunna gynna biodiversiteten.

En potential för vidare utveckling kan vara att gå in och kontrollera individuella omlöp, t ex de som har avsevärt sämre VIX än referenshabitatet, för att se vad som kan orsaka de försämrade förhållandena, och därmed identifiera potentiella åtgärder.

4 ANALYS OCH DISKUSSION

- Elva viktiga punkter för strategisk restaurering ges, med nyckeltermerna som holistiskt arbetssätt, bristanalys och kritiska habitat.
- Vi rekommenderar att först åtgärda flöden och kontinuitet, det senare om kritiska habitat för arter finns kvar och kan nås först efter att hindrande strukturer tas bort i vattendraget.
- Habitatåterställning prioriteras om de båda tidigare faktorerna är uppfyllda.
- Dammutrivning och minimitappning i torrfåror gav stark positiv respons på faunan, habitatåterställning svagare.
- Viktigt att ta hänsyn till att de positiva effekterna av restaurering kan ta tid, vilket visas både i våra resultat och i publicerad litteratur.
- Vår genomgång har visat på brister i uppföljningen av åtgärder. Här föreslår vi förändringar för enskilda projekt så att man planerar för och avsätter medel för uppföljning som en del av åtgärden. Samtidigt behövs en strukturell förändring av utvärdering av åtgärder på en mer övergripande regional eller nationell nivå.

4.1 BAKGRUND

Projektet EKOLIV fokuserade på att utvärdera olika typer av restaureringsåtgärder som är vanliga i vattenkraftpåverkade ekosystem. Utgående från denna genomgång av ekologiska effekter och ekonomiska kostnader är avsikten att ge underlag till en strategi för optimering av vattenkraftrelaterade miljöåtgärder. Vilka åtgärder ger signifikanta effekter och är samtidigt kostnadseffektiva? Vilka åtgärder bör prioriteras i det fortsatta miljöarbetet? EKOLIV har därmed stora beröringsytor med de andra projekten inom KLIV-programmet.

Eftersom det inte fanns utrymme inom projekttiden för insamling av data i fält eller fältförsök baseras utvärderingen på 1) litteraturstudier, 2) metaanalys av tillgängliga data från olika databaser och från enkäter till berörda kraftföretag och länsstyrelser, 3) modellering, samt 4) en sammanfattande analys. I denna har även övergripande resultat från projektet PRIOKLIV använts.

Värdet av att använda enkäter för att utvärdera ekologiska effekter och samhällsnytta kan förstås diskuteras, men för att få en övergripande bild av restaureringsverksamheten var enda möjligheten att be ansvariga på landets länsstyrelser att ge sin bedömning av effekten av olika restaureringsåtgärder som genomförts i respektive län. Detta material gav en generellt positiv bild av effekten av restaureringsåtgärder, en bild som bekräftades med samma material i de fall där vi hade faktiska mätdata för de genomförda åtgärderna. Den ekologiska statusen bedömd med elfiske (VIX) var för samtliga åtgärdsgrupper högre efter jämfört med före genomförd åtgärd (avsnitt 3.1.2).

De åtgärder som blev föremål för närmare studier var a) kontinuitetsförbättringar b) lokalt miljöanpassade flöden samt c) habitatåterställning (biotopvård). För samtliga dessa har litteraturstudier, metaanalyser och modellering kombinerats i olika delrapporter (kapitel 3). Vi avser nedan att primärt diskutera var och en av huvudtyperna av åtgärder, för att avsluta med en sammanfattande analys och

förslag till punkter att beakta vid val av åtgärder med avseende på största miljönytta i relation till utebliven energiproduktion. Litteraturstudierna presenteras i samband med de olika delavsnitten i kapitel 3 och berörs inte närmare nedan.

4.2 KONTINUITETSSFÖRBÄTTRINGAR

Många av de restaureringsåtgärder som genomförts i Sverige har syftat till att bygga bort problemet med den barriär för spridning och vandring som en dammbyggnad eller ett kraftverk innebär. Genomgående har fokus legat på fiskars uppströmsvandring, men på senare tid även deras nedströmsvandring (Calles m.fl. 2013). Viktigt att komma ihåg är dock att barriären ofta kvarstår som hinder för spridning av sediment, fröer, organiskt material och kemiska ämnen även om man bygger någon form av fiskpassage runt dammen. Dessutom innebär de stora dämnda lugnvatten som skapas bakom dammbyggnaden en onaturlig komponent i många vattensystem. Den naturliga floran och faunan ersätts här med andra, onaturliga samhällen som kan vara ett hinder för spridning och vandring av djur (Degerman m.fl. 2013). Den mest drastiska och för vattenekosystemet bästa åtgärden är naturligtvis att återskapa ursprungsläget och helt enkelt riva ut kraftverk och dammbyggnad (avsnitt 3.3.1). Detta bidrar till att barriär- och regleringseffekter försvinner och att onaturliga vattenmagasin tas bort. Denna åtgärd är rimlig främst i mindre vattensystem med små kraftverk med låg effekt och kanske i något fall som en åtgärd för att effektivisera energiutvinningen med ökad miljönytta i ett antal större system.

Vi har valt att fokusera våra analyser av kontinuitetsskapande åtgärder på naturliga fiskvägar och dammutrivningar. I utvärderingen av effekterna av restaureringsåtgärder som gjordes utifrån en enkät till länsstyrelserna har även förbättrad passage vid vägtrummor medtagits (avsnitt 3.1.2). Den ekonomiska analysen visade att kontinuitetsskapande åtgärder som fiskvägar och dammutrivning var de dyraste typerna av restaureringsåtgärder (avsnitt 3.1.3), medan samtidig förbättring av vandringsmöjligheter vid vägtrummor var förhållandevis mindre kostsamt. Även när den ekologiska effekten inkluderades i bedömningen var det generellt dyrare per miljöeffekt att restaurera konnektiviteten än att genomföra habitatrestaurering, men då har inte nyttan satts i relation till areal utan miljöeffekten är bedömd enbart för själva åtgärdsplatsen. En habitatrestaurering omfattar i regel endast en begränsad yta, medan restaurerad konnektivitet omfattar stora vattenområden. Därmed kan man anta att återskapad kontinuitet har en större miljönytta, om än till en högre kostnad för själva åtgärden.

Analysen av effekten av fiskvägar (avsnitt 3.3.3) visade också tydliga förbättringar av laxbestånd i älvar med fiskvägar, medan effekten på öring var mindre uttalad, men dock signifikant. Resultaten visar att i system med långvandrande laxfisk kan man förvänta sig god respons på laxfisk om lämpliga strömhabitat för lek- och uppväxt finns kvar. Rimligen omfattar detta även den långvandrande ålen, men här var dataunderlaget i analysen alltför litet.

Metaanalysen av effekter av dammrivning på bottenfaunan (avsnitt 3.3.2) visade tydliga effekter med en snabb återhämtning av strömvattengynnade arter i dammläget, nedströms dammen, men även i rinnande vatten uppströms dammen. Effekten av dammutrivning, tillsammans med minimitappning i torrfåror, gav den tydligaste ekologiska responsen av de åtgärder vi testat i de olika analyserna. Det var förväntat eftersom både ökad konnektivitet, minskad effekt av vattenreglering och minskad påverkan från ett konstgjort lugnvatten bidrar (Bednarek 2001). Dammutrivning bör därför vara en rekommenderad åtgärd i mindre vattensystem utan betydande vikt för landets kraftproduktion eller balans- och reglerkraft.

4.3 LOKALT MILJÖANPASSADE FLÖDEN

Ett minskat vattenflöde i torrfåror/naturfåror leder till att diversiteten och arealen av vattenmiljöer med strömhabitat minskar. Detta försvårar för specialiserade strömlevande arter i konkurrensen med generalistiska arter och leder till ett förändrat organismsamhälle, oftast mer artfattigt än tidigare. Strömhabitat har också blivit ovanliga i huvudfåran i de större vattensystem som helt avtrappats, till exempel Luleälven och Ångermanälven. Samtidigt utsätts områden nära kraftverksdammar ibland för korttidsreglering och nolltappning. En närmare beskrivning av problematiken återfinns i avsnitt 1.2 samt i Malm-Renöfält m.fl. (2010).

Miljöanpassade flöden är ett uttryck för en önskan att återfå så mycket av det naturliga flödesmönstret och -volymerna som krävs för att flora och fauna skall nå god ekologisk status eller potential. Detta skall ske utan att menligt inverka på vital vattenkraftproduktion och balans- och reglerkraft. Miljöanpassade flöden är således en anpassning av vad som krävs för god biologisk mångfald och ekosystemtjänster samtidigt taget i beaktande vad som krävs för en fortsatt vattenkraftproduktion.

Analys av fiskfaunan i 68 torrfåror visade att fåror med en fastställd minimitappning hade högre artrikedom, mängd fiskar och bättre ekologisk status än torrfåror utan fastställd minimitappning (avsnitt 3.2.2). Laxfiskar gynnades relativt generalister som abborre, gädda och mört. Vattenfåror med minimitappning hade också ökad motståndskraft mot ytterligare mänsklig påverkan som störningar i kantzonen och regionala avvikelser i flödesregim. Annan negativ påverkan förstärkte således den negativa effekten av avsaknad minimivattenföring. Detta innebär att en fastställd minimivattenföring bör åtföljas av kompletterande restaurering för att ge mesta nytta. Resultaten visar alltså att högre och mer kontinuerliga flöden i torrlagda fåror ger tydliga vinster med avseende på biologisk mångfald och rimligen i sin förlängning möjligheter till fiske. Den ekonomiska analysen visade att kostnaden för en minimivattenföring var lägre i mindre kraftverk/vattendrag, speciellt om torrfåran var lång/stor vilket ger en lägre kostnad per ekologisk vinst (avsnitt 3.2.3).

Tyvärr medgav inte dataunderlaget möjlighet att fastställa vilken andel av årsmedelvattenföringen (MQ) som var optimal som minimitappning ur fisksynvinkel. Detta berodde till del på att dataunderlaget var begränsat till fåror med låg andel av MQ som minimitappning samt att det varierade från plats till

plats vilket gjorde det svårt att beräkna en generell rekommendation för minimitappning utifrån detta datamaterial. Som mest utgjorde minimitappningen 13 % av MQ, men i huvuddelen av materialet var minimitappningen betydligt lägre. Vi gjorde en analys över vid vilka nivåer på minimitappningen (uttryckt som andel av MQ) som indikatorarter ökade. Analyserna gav stora konfidensintervall, vilket indikerar att det inte fanns tydliga trösklar utan att indikatorarterna (öring, lax, och ål) ökade successivt med ökad minimitappning. Det övre konfidensintervallet hamnade på cirka 5 % av MQ för öring och cirka 8 % för lax och ål, men några slutsatser kan inte dras om betydelsen av absoluta nivåer. Den successiva ökningen med ökad andel av MQ kan ha ett tröskelvärde vid högre flöden än de som fanns representerade i materialet. Detta visar också på vikten av att ha tillgång till data med bra kvalitet och längs t.ex. olika typer av miljögradients (vattenflöde, kvalitet på den ripariska zonen, substratfördelning) som ibland kan kräva större fält- eller beräkningsinsatser för att på ett bra sätt kunna ingå i de analyser och modelleringar som krävs för att svara på denna typ av viktiga, tillämpade frågor.

4.4 HABITARESTAURERING (BIOTOPVÅRD)

I analysen av länsstyrelsernas enkätsvar utgående från databasen Åtgärder i vatten visade det sig att områden där man ofta genomför åtgärder för habitatrestaurering redan har relativt hög ekologisk status (avsnitt 3.1.2). Åtgärderna görs i regel för att förbättra levnadsmiljöer i vattendrag med redan relativt god ekologisk status, med resultatet att den positiva effekten inte blir så påtaglig som om man potentiellt genomförde åtgärder i områden med lägre status (givet att de övriga förutsättningar finns som krävs för att de arter eller delar av ekosystemet skall kunna förbättras). Kontinuitetsförbättrande åtgärder som dammrivning och vägtrummor bidrar till mer drastiska förändringar där de positiva effekterna blir mer märkbara oavsett statusen i övrigt på vattenekosystemet.

En analys av elfiskedata från 63 restaureringsprojekt med data före och efter åtgärd visade relativt små effekter av åtgärder, speciellt efter flottledsrestaurering och lekplatsförbättring (avsnitt 3.4.2). Detta kan ha sin förklaring i att man restaurerade områden som redan hade relativt bra status före åtgärd, men även på att man följde upp åtgärder under för kort tid efter att de genomförts. Det bör noteras att detta står i viss kontrast till den analys som genomförts utifrån enkätsvar från länsstyrelserna som visade mer positiva resultat. Men studier av bottenfauna i restaurerade finska vattendrag visade också på endast små förbättringar av status (Louhi 2001). Pander m. fl. (2016) redovisar olika habitatrestaureringar i en tysk flod och konstaterar att effekten på fisk var relativt ringa. Nyttan med habitatrestaurering är således oklar på en övergripande nivå. Detta kan bero på hur man mäter den eventuella positiva effekten, på den enskilda provtagningspunkten kan skillnaden vara liten, men samtidigt kan arealen med lämpligt habitat ha mångdubblats efter genomförd åtgärd (se diskussion kring utvärdering av åtgärder i kapitel 2). Det senare redovisas dock sällan. Som vi återkommer till nedan handlar det dock troligen ofta om att för små områden restaureras och att storskalig stress från vattenreglering och markanvändning inte förändras utan systemet är fortfarande påverkat av storskaliga, negativa effekter. Dessutom kan återkolonisation av arter vara förhindrad av vandringshinder. Våra

resultat och internationella erfarenheter talar således för att habitatåterställning bör prioriteras först efter att storskalig påverkan (flöden, konnektivitet, punktkällor) åtgärdats.

Det påpekas ofta att naturlika fiskvägar kan tjäna som nya strömhabitat i områden där det råder brist på sådana. En analys av elfiskedata från 30 omlöp visade att de fungerade bra som strömhabitat för strömlevande fisk som nådde motsvarande tätheter som i närliggande naturliga strömsträckor (avsnitt 3.4.3). Resultatet visar, förutom de naturliknande fiskvägarnas potential som strömhabitat, också på den potential för ökad produktion av fauna i strömhabitat som finns om flöden återställs.

4.5 GENERALISERBARHETEN AV RESULTAT

Generellt kan sägas att vattenkraften har betydande inverkan på vattenekosystemet utifrån en mängd perspektiv, men den exakta påverkan skiljer mellan anläggningar och vattendrag. Effekterna beror av miljön och utformningen av kraftverk och damm samt vattenregleringen och berör både närområdet och vattensystemet som helhet. I den uppföljning som sker ges sällan tillräcklig information om de platsspecifika förhållandena, till exempel vattendragets reglering, annan påverkan i området eller referensförhållanden - hur såg det ut förr? Detta ger en svårighet att ta fram generella rekommendationer och målbilder. I och med den stora mängd data vi haft tillgång till och den samstämmighet som resultaten visat anser vi dock att övergripande generaliseringar kan göras.

Återställd konnektivitet gav tydligt positiva resultat både i metaanalysen (dammrivning 3.3.2, fiskvägar 3.3.3) och i svaren från Länsstyrelsernas utgående från resultaten i Åtgärder i vatten (avsnitt 3.1.2). Habitatåterställning gav mer tveksamma resultat (avsnitt 3.1, 3.4), men dock positiva sådana.

En försvårande omständighet är att uppföljningen ofta är undermålig med avseende på utformning, långsiktighet och avrapportering (Friberg m. fl. 2016; kapitel 2). Idag saknas helt enkelt ofta en adekvat uppföljning av akvatiska restaureringsåtgärder. Men för flera åtgärder kompenseras brister i data med mängden data både i tid och i rum. Ett viktigt resultat var att ju längre tid som gått sedan åtgärden genomförts, desto större var sannolikheten att åtgärden gett positiv effekt (avsnitt 3.1.2, 3.4.2), något som stöds av andra europeiska studier (ex. Schmutz m. fl. 2016). Nilsson m. fl. (2015) diskuterar om inte en återhämtning av svenska och finska vattendrag efter restaurering kan ta minst två årtionden.

De analyser av kostnad relativt miljönyttan av restaureringsåtgärder som genomförts visade att det var stora skillnader mellan län och mellan olika typer av huvudmän, där privata (ofta ideella föreningar) hade klart lägst kostnad för åtgärder (avsnitt 3.1.3). De projekt som privata aktörer genomför är ofta relativt små. De skillnader i kostnader som fanns mellan länen kunde inte förklaras med dataunderlaget, men det är rimligt att tro att de kan vara relaterade till storleken på åtgärderna och vattendragen. Speciellt för fiskvägar kan kostnaderna skilja flera tiopotenser mellan små och stora vattendrag.

Hela 83 % av de inrapporterade åtgärderna i databasen Åtgärder i vatten angavs ha haft öring som målart, medan lax stod för 8 % av åtgärderna (avsnitt 3.1.1). Totalt fokuserade 91 % av åtgärderna således på vandrande laxfisk. Här kan vi alltså ge mer konkreta råd utgående från våra resultat. Ett viktigt resultat av studien av fiskvägar utgående från elfiskeresultat (avsnitt 3.3.3) var dock just detta, att vi inte har en tillräckligt bra uppföljning för att kunna visa effekten av fiskvägar på andra arter än lax och kanske öring, och egentligen endast på rekryteringen av dessa arter. Detta beror naturligtvis på att både åtgärder och uppföljning med elfiske fokuserar på uppväxthabitat för ungar av lax och öring. Generellt rekommenderar vi också att man fokuserar åtgärderna och dess förväntade resultat på vattenekosystemet som helhet (processer, ekologisk funktion, artsamhällesstruktur) snarare än eventuella effekter på enskilda arter.

Analysen av dammutrivningar visade på ett ytterligare problem med uppföljningen, nämligen val av övergripande uppföljningsdesign. I litteraturen rekommenderas oftast en uppföljning av BACI-design, dvs. prover tas Before, After, i Control och Impact. Vår analys visade att även det som var den förväntade referensen (Control), nämligen områden längre uppströms dammläget, också påverkades då dammen försvann genom ökad vattenhastighet. Samtidigt visar vi på att de positiva effekterna av genomförda åtgärder kan ta mycket lång tid (>5 år) och att man därmed bör följa upp genomförda åtgärder under en betydligt längre tid än vad som är vanligt idag.

En slutsats är att en förbättrad design och långsiktighet i uppföljning är av vikt för att ta fram relevanta restaureringsåtgärder, både avseende ekologisk och ekonomisk nytta. Rimligen gäller detta inte bara restaureringsåtgärder kopplat till vattenkraft utan även mer generellt. När det gäller åtgärder som är evidensbaserade, det vill säga väl utprovade och testade, behövs bara en enklare kontroll av att målen nås (kapitel 2). Då handlar det mest om att välja vilken respons man skall mäta, en art eller en process som får vara en indikator på projektets måluppfyllelse. Tyvärr är det väldigt få restaureringsåtgärder som kan kallas fullt evidensbaserade idag, i alla fall i så motto att vi vet exakt hur de skall genomföras för att få avsett resultat i det vattensystem man vill restaurera. Det är också av yttersta vikt att uppföljning sker med vedertagna och standardiserade metoder och att resultaten rapporteras till ansvariga datavärddar, om sådana finns.

4.6 STRATEGI FÖR VAL AV ÅTGÄRDER

1) Holistiskt arbetssätt. Våra analyser av dammutrivningar (avsnitt 3.3.2) visar således att en damm bromsar vattenflödet långt uppströms, ett välkänt faktum. Internationell litteratur (Fencl m.fl. 2015) styrker antagandet att dammar i vattendrag har omfattande och ofta oväntade effekter på hela vattensystemet. En aspekt som är negligerad är hur dammar hindrar naturlig spridning av växter (Cubley & Brown 2016). I dammläget etableras dessutom en sjölevande fiskfauna som negativt påverkar vandringer och förekomst av strömlevande arter (Degerman m.fl. 2013). På samma sätt kan ett enda vandringshinder för fisk påverka hela vattensystemet uppströms och flödesreglering uppströms kan få konsekvenser långt nedströms. Detta gör att miljöåtgärder bör planeras i ett avrinningsområdesperspektiv. Tydligast har nödvändigheten av att arbeta

holistiskt kommit fram i Umeälvsprojektet (Widén m.fl. 2016) och i det nya projektet PRIOKLIV. Det holistiska synsättet inbegriper inte bara avrinningsområdet i sin helhet utan även nyttjare och berörda av alla aspekter (Heldt m.fl. 2016), liksom strukturer, processer samt både fauna och flora.

Från litteraturstudien kan konstateras att många europeiska projekt med vattendragsrestaurering ofta visat ganska liten respons hos fisk, bottendjur och vattenväxter (Leps m.fl. 2016, Schmutz m.fl. 2016, Nilsson m.fl. 2015). Kail m.fl. (2016) menar att detta kan bero av att för korta sträckor åtgärdas, oftast bara en liten del av vattensystemet. Muhar m.fl. (2016) rekommenderar därför att satsa på större projekt som täcker större områden – det vill säga ett mer holistiskt arbetssätt.

2) Bristanalys. Som en del i ett holistiskt arbetssätt bör en bristanalys upprättas. Vilka habitat, processer och arter har funnits förr i området och är starkt missgynnade idag? Bristanalysen bör primärt ske på avrinningsområdesnivå. I bristanalysen bör beaktas inte bara situationen för avrinningsområdet, utan även situationen för rödlistade arter – en klassning som sker på nationell nivå. Fokus bör ligga på rödlistade arter med krav på kontinuitet samt strand- och strömmiljöer.

3) Kritiska habitat. Kritiska habitat kan kartläggas på bristanalysnivån, dvs. för avrinningsområdet, men ofta bör de beaktas i en mindre skala. Ofta kan det finnas kritiska habitat som är de viktigaste att åtgärda, istället för att rutinmässigt förbättra hela miljön (Muhar m.fl. 2016). Vilka dessa habitat är beror av vad som kommit fram i bristanalysen – vilka arter är i fokus för restaureringen och vad kräver de?

4) Processer måste beaktas. Biologisk mångfald utgörs av arter, strukturer och processer. Arterna och strukturerna (habitat) beaktas ofta, men inte den viktiga tredje komponenten (Friberg m.fl. 2016). Mycket av dagens restaurering har fokuserat på vandringshinder och habitat, väldigt lite på de processer som ytterst formar vattensystemet. Det naturliga vattenflödet producerar ett otal ekosystemtjänster som inte kan återskapas av en fiskväg eller utläggning av lekgrus. Den naturliga variationen skapar naturliga störningar av strandzonen, transport av oorganiskt och organiskt material, initierar faunavandringar och sprider växtdelar och frön med mera. Om inte flödena återskapas till en nivå som möjliggör naturliga processer av tillräcklig magnitud, varaktighet och vid rätt säsongkan mycket annan restaurering på en mindre skala vara otillräcklig. Detta berörs utförligt i PRIOKLIV.

5) Kartlägg naturvärden och satsa initialt på värdekärnor. I många restaureringsprojekt har man genomfört åtgärder på en väldigt lokal skala, kanske bara etablerat en fiskväg. Som en del i en holistisk analys (punkt 1 ovan) så bör man samla in all tillgänglig information om naturvärden före vattenkraftutbyggnaden och inventera situationen idag. Det kan vara svårt att få till stånd en restaurering av hela avrinningsområdet, dels på grund av stora kostnader och att det blir svårarbetade projekt med många inblandade. På den övergripande nivån är det då viktigt att identifiera områden som har kvar naturvärden (och då framför allt de naturvärden och arter som identifierats i bristanalysen) som tillsammans med kringliggande områden kan ge större enheter.

Stora enheter är viktigt eftersom stora restaureringsprojekt har större utsikt att lyckas och eftersom många arter kan behöva stora områden för att kunna hålla livskraftiga populationer.

6) De flesta undersökta restaureringsåtgärder är relevanta. Resultaten från den övergripande ekonomiska analysen visade stora skillnader mellan kostnader för olika typer av restaureringsåtgärder, men också att det inte verkade finnas tecken på ineffektiva åtgärder (avsnitt 3.1.3). Enligt den bedömning som länsstyrelserna stod för så förelåg en effekt av såväl små som stora, såväl billiga som dyra åtgärder – över 90 % av åtgärderna gav en positiv effekt på målarten (avsnitt 3.1.2). Det handlar alltså inte om att prioritera bort åtgärder, utan om att prioritera mellan dem. Till slut kanske alla åtgärder behövs, men vissa bör genomföras före andra.

7) Prioritering av åtgärder beror av förutsättningar. Åtgärder kopplade till kontinuitet bedömdes generellt ha större positiv effekt än habitatförbättrande åtgärder, vilket delvis kan förklaras av att habitatrestaureringarna ofta utfördes i områden med relativt god ekologisk status, det vill säga där effekten blir mindre påtaglig (avsnitt 3.1.2) och dessutom föreligger risken att övergripande problem inte beaktas om endast ett begränsat område åtgärdas. Samtidigt gav miljöanpassade flöden i form av minimitappning tydligt positiva resultat (avsnitt 3.2.2). Det finns alltså fog från våra resultat att prioritera kontinuitetsskapande åtgärder och miljöanpassade flöden (se även Renöfält m.fl. 2009). Dock beror prioriteringen på det enskilda avrinningsområdets förutsättningar och behov (punkt 2 bristanalys), och ibland till och med på det enskilda åtgärdsområdet. Att skapa hög kontinuitet förbi kraftverk/dammar som ligger i forsar/vattenfall där fauna tidigare inte kunnat vandra är tveksamt (se dock punkt 8 nedan). Likaså visar våra resultat att kontinuitetsskapande åtgärder ger bäst utfall i vatten med typiskt långvandrande fiskarter där intakta uppväxthabitat finns kvar. Det innebär inte att fiskvägar inte skall etableras när sådana arter inte förekommer, eller har förekommit, men att de då får lägre prioritet.

8) Ersättningshabitat. Något som ligger utanför vår rapport är möjligheten och lämpligheten att skapa ersättningshabitat. I de fall en hotad art kan gynnas, till exempel ål, kan skapande av ersättningshabitat vara en åtgärd som kan övervägas. Analysen av Åtgärder i vatten (avsnitt 3.1.2) visade att det var vanligt med positiva resultat i mindre vattendrag där man arbetat med förbättring av vandring via vägtrummor. Återigen var det således återställd konnektivitet som gav genomslag, dock i den mindre skalan. Biflöden till de större vattendragen kan således bli ett ersättningshabitat i den lilla skalan, inte för arter som kräver de stora älvarnas miljöer som lax, men för flera strömlevande arter. En finsk studie har t ex visat hur biflöden till Tana älv (Teno) kunde fungera som uppväxthabitat för lax efter korrigering av vägtrummor, men laxen kunde bara utnyttja de nedersta 10-100 m i de sju undersökta biflödena (Erkineaaro m.fl. 2017). Åtgärder i biflödena kan således inte ersätta strömhabitat och kontinuitet i de stora älvarna, men skall beaktas i miljöarbetet.

9) Arter som visat god respons på åtgärder. Åtgärder kopplade till lax fungerade oavsett lämplig restaureringsåtgärd (avsnitt 3.1.2) och specifikt väl vid anläggandet av fiskvägar (avsnitt 3.3.3). Förklaringen ligger rimligtvis i att arten är långvandrande och stark simmare vilket medför att det är få fiskvägar där fisken

inte tar sig förbi, under förutsättning att det är inom dess naturliga utbredning. Dessutom kräver lax bara ett specifikt habitat i vattendraget, nämligen lämpliga lek- och uppväxtområden (det kritiska habitatet, se punkt 3 ovan). Områden som kan designas och återställas med dagens kunskap (exempelvis Armstrong m.fl. 2002). Där det finns förutsättningar för lax bör alltså åtgärder för lax prioriteras, även i flera av de stora älvarna som Ångermanälven, Luleälven, Ljusnan, Lagan med flera, om det kan ske utan att påtagligt påverka kraftproduktionen. En bedömning av detta har redan gjorts i den nationella strategin för vattenkraft (Energimyndigheten & Havs- och vattenmyndigheten 2015), men då utan tillgång till uppgifter om till exempel potential för återskapande av laxmiljöer eller våra tydliga resultat om laxens potential vid restaurering. Även andra långvandrande arter med god vandringskapacitet bör utgöra prioriterade arter på grund av att vi kan förvänta oss en god effekt av åtgärder, typiskt även havsöring, insjööring, id, stäm, vimma, havsnejonöga, flodnejonöga och ål.

10) Habitat som visat god respons på åtgärder. Vi har inte undersökt annat än strömhabitat och har svårt att uttala oss om andra habitat utifrån EKOLIV-projektet. Flera analyser i andra sammanhang har visat att det är just strömhabitat som tillsammans med den fria rörligheten upp- och nedströms som blivit bristvaror i det svenska vattenlandskapet. Även strandmiljöer påverkas, framför allt av förändrad erosion och förändrade vattenstånd. Här finns dock inte lika mycket erfarenhet av effekten och nyttan av miljöåtgärder. Däremot är det tydligt att det är en brist på naturliga strandmiljöer i reglerade älvar (Jansson m.fl. 2000). Vi vill åter betona detta med kritiska habitat (punkt 3 ovan). Strandvegetation och vattenväxter har viktiga funktioner för ekosystemet, genom att till exempel reglera flöden mellan land och vatten och mellan sediment och vatten. Dessutom utgör de substrat och föda för många djur. Stränderna är således ett av de kritiska habitaterna och vi har visat i denna studie (avsnitt 3.2.2) att störningar i kantzonen förstärker den negativa effekten av t.ex. avsaknaden av minimitappning i torr/naturfårar.

11) Uppföljning. Vi har ovan kritiserat den uppföljning som normalt sker i olika restaureringsprojekt. Ofta är fokus för snävt fokuserat på en målart och framför allt sker uppföljningen oftast under en alltför kortvarig tid (se Nilsson m.fl. 2015). Ofta är studier koncentrerade till ett enstaka habitat och en organismgrupp. Detta leder till sämre förståelse av artinteraktioner och biologiska processer som kan påverka utfallet (Muhar m.fl. 2016). Samlade forskningsprojekt där såväl hydrologi som biologi och kostnadseffektivitet inbegrips är viktiga för framtida optimerad och evidensbaserad restaurering.

4.7 KUNSKAPSLUCKOR OCH FORSKNINGSBEHOV

Trots en omfattande genomgång av olika miljöåtgärder kopplade till vattenkraft framkommer stora kunskapsluckor. Det finns många återstående frågor när det gäller att restaurera biodiversitet (Brudvig 2011, Bullock m.fl. 2011), kostnadseffektivitet av åtgärder och prioriteringsmodeller (se dock rapport från PRIOKLIV). Vidare behöver vi kunna svara på frågan om hur mycket som är nog – hur långt måste restaurering ske och hur stora arealer behövs för livskraftiga ekosystem? Detta är en viktig bit i avvägningen mellan naturvärden och kraftproduktion. I de mindre vattendragen kan restaurering möjligen ske till ett

nära ursprungligt tillstånd, eller i alla fall ett tillstånd som inte avviker alltför mycket från referensförhållandena, men i vatten som klassats som kraftigt modifierade, sk. KMV-vatten, är det idag svårt att säga hur långt man kan nå när det gäller att förbättra naturvärden och återställa viktiga strukturer och processer utan att i större utsträckning påverka kraftproduktionen. Det är tydligt att den uppföljning som sker inte är anpassad för att svara på många av de frågor som kan uppkomma vid planering av miljöåtgärder, därav rekommendationen på större samlade forskningsprojekt (punkt 11 ovan). Men den stora mängden regelmässig uppföljning som sker måste kunna användas på ett bättre sätt för att prioritera samhällets resurser för restaurering och för avvägning mot andra intressen. Med tanke på de stora kostnader som kan komma att krävas för att åtgärda vattenkraftpåverkade vatten till Vattendirektivets krav på god ekologisk status/potential är det väl investerade medel att satsa en del på en striktare och mer samordnad uppföljning. Möjligen med en enda huvudman för att standardisera metodik och säkra datakvalitet.

Vi vet relativt väl vad som krävs för lax och öring i form av kontinuitet och strömhabitat. Däremot har vi sämre kunskap om den totala effekten på ekosystemet av en genomförd åtgärd. Hur gynnas/påverkas andra arter (svagsimmande, rödlistade, invasiva arter bland annat) och processer/funktioner i vattensystemet? Måste vi kanske utveckla kompletterande restaureringsåtgärder som beaktar annan stress än bara vattenkraftproduktion? Studien i torrfårorna med minimivattenföring visade tydligt att ytterligare stress (i form av dålig kvalitet på kantzoner) resulterade i svag fiskfauna trots en införd minivattenföring. I vattenkraftpåverkade vatten är sällan vattenkraftproduktion den enda negativa påverkan på vattensystemet. Beprövade restaureringsåtgärder kan därmed ge sämre respons om inte sådan annan stress beaktas samtidigt.

Vi anser slutligen att ett fortsatt forskningsarbete med optimering av minimitappning i torrfåror krävs för att ge bra rekommendationer om miljönyttan och hur den kan ökas med kompletterande åtgärder. Det finns också helt oforskade områden som miljöåtgärder i kraftverkskanaler, som i kombination med en anpassad flödesregim kan ge goda miljövärden i de stora älvarna. Problemet med dammar som sedimentfälla och hinder för migration och spridning måste också belysas. Får vi verkligen effekt av fiskvägar som mynnar ut i ett stort anlagt lugnvatten och hur ska vi få sediment och organiskt material att kunna spridas nedströms?

5 REFERENSER

- Agostinho, A.A., Agostinho, C.S., Pelicice, F.M. & E.E. Marques, 2012. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical ichthyology* 10(4):687-696.
- Aigner, D., Lovell, C. A. K. & P. Schmidt, 1977. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. *Journal of Econometrics*, 6, 21-37.
- Alfredsen, K., Stickler, M. & T. Linnansaari, 2006. Verknader av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevassføring. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2006.
- Armstrong, J., Kempa, P., Kennedy, G., Ladle, M., & J. Milner., 2002. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62: 143–170.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrom, E.A. & T. Bongard, 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993–1995. Del II. Forholdene etter regulering. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10. 46 s.
- Aroviita, J. & H. Härmäläinen, 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 45–56.
- ArtDatabanken, 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. Available at <http://www.artdatabanken.se/media/2013/hela-boken.pdf>. (February 2017, date of access).
- Baker M.E. & King R.S., 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1:25-37.
- Baran, P., Delacoste, M., Lascaux, J.M., Belaud, A. & S. Lek, 1995. Effects of reduced flow on brown trout (*Salmo trutta* L.) populations downstream dams in French Pyrenees. *Regulated rivers: Research and Management* 10: 347–361.
- Barlaup, B.T. & S.J. Saltveit, 2006. Fisk. Gyting, rognutvikling og tidspunkt for første naeringsoptak. s. 80–87, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Battese, G. E. & Coelli, T. J., 1995. A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data. *Empirical Economics*, 20: 325-332.
- Bednarek, A.T., 2001. Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 27:803-814.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.

- Beltao, S., 2008. Progress in the study and management of river ice jams. *Cold Regions Science and Technology* 51: 2–19.
- Bennett, S., Pess, G., Bouwes, N., Roni, P., Bilby, R. E., Gallagher, S., Ruzycki, J., Buehrens, T., Krueger, K., Ehinger, W., Anderson, J., Jordan, C., Bowersox, B. & Greene, C., 2016. Progress and Challenges of Testing the Effectiveness of Stream Restoration in the Pacific Northwest Using Intensively Monitored Watersheds. *Fisheries*, 41:92-103.
- Berga, L., Buil, J.M., Bofill, E., De Cea, J.C., Garcia Perez, J.A., Mañueco, G., Poliman, J., Soriano, A. & J. Yagüe, 2006. Dams and reservoirs, societies and environment in the 21st century. *Proceedings of the International Symposium on Dams in Societies of the 21st Century*; 18 Jun 2006; Barcelona, Spain. London, UK: Taylor and Francis Group.
- Bergwall, L. & A. Berglund, 2010. Fiskundersökningar i Ånnsjön. Effekter av introducerad kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) samt resultat av Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10 decimeringsfiske och fiskinventeringar. Länsstyrelsen i Jämtlands län. Rapport 59 s.
- Boulton, A. J., 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632–650.
- Bowes, M.J. Ings, N.L., McCall, S.J., Warwick, A., Barrett, C., Wickham, H.D., Harman, S.A., Armstrong L.K., Scarlett, P.M., Roberts, C., Lehmann, K. & A.C. Singer, 2012. Nutrient and light limitation of periphyton in the River Thames: implications for catchment management. *Science of the Total Environment* 434: 201-212.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer, 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user 's guide: software for canonical community ordination (ver. 4.5). – Microcomputer Power
- Brennes, T., Saltveit, S.J. & J.E. Brittain, 2010. Bunndyr og småkraft. s. 48–73, I: Frilund, G.E. (red.): Etterundersøkelser ved små kraftverk. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 2 - 2010.
- Brown, R.S., Hubert, W.A. & S.F. Daly, 2011. A primer on winter, ice, and fish: What fisheries biologists should know about winter ice processes and stream-dwelling fish. *Fisheries* 36: 8–26.
- Brudvig, L.A. 2011. The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? *American Journal of Botany* 98:549-558.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & J.M Rey-Benayas, 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26:542-549.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.

- Bunt, C., 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology* 8: 95-105.
- Bunt, C., Castro-Santos, T. & A. Haro, 2011. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, 28(4):457 - 478.
- Bunt, C., Cooke, S. & S. McKinley, 1998. Creation and maintenance of habitat downstream from a weir for the greenside darter, *Etheostoma blennioides* – a rare fish in Canada. *Environmental Biology of Fishes*, 51:297-308.
- Bunt, C., Katopodis, C. & S. McKinley, 1999. Attraction and passage efficiency of white suckers and Smallmouth bass by two denil fishways. *North American Journal of Fisheries Society*, 19:793-803.
- Burnham K.P. & D.R. Anderson, 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, Springer New York.
- Cada, G.F., 1997. Shaken, not stirred: The recipe for a fish-friendly turbine. *Resource Relation, Conference: Waterpower '97*, Atlanta, Georgia. 10 p.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. & I. Näslund, 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14, 114 s.
- Calles, O., Nyberg, L. & L. Greenberg, 2007. Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications* 23: 829–842.
- Cameron, A. C. & P. K. Trivedi, 2009. *Microeconometrics Using Stata*, Stata press College Station, TX.
- Carlsson, J., Aarestrup, K., Nordwall, F., Näslund, I., Eriksson, T. & J.E.L. Carlsson, 2004. Migration of land-locked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 1–7.
- Chapman, M.G., 1998. Improving sampling design for measuring restoration in aquatic habitats. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6:235-251.
- Chapman, B.B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C., Hansson, L.A. & C. Brönmark, 2012. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology* 81: 456–478.
- Chiu, M.C., Yeh, C.H., Sun, Y.H. & M.H. Kuo, 2013. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquatic Ecology*, 47:245-252.
- Chutter, F.M., 1972. An empirical biotic index of the quality of water in south African streams and rivers. *Water Research*, 6:19-30.
- CIS-report, 2006. Hydromorphology drafting group: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and

- works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. 65 s.
- Claeson, S.M. & B. Coffin, 2016. Physical and biological responses to an alternative removal strategy of a moderate-sized dam in Washington, USA. *River Research and Applications*, 32:1143-1152.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18:117-143.
- Coelli, T., 1995. Estimators and hypothesis tests for a stochastic frontier function: A Monte Carlo analysis. *Journal of Productivity Analysis*, 6:247-268.
- Colas, F., Barndoin, J.-M., Danger, M., Usseglio-Polatera, P., Wagner, P. & S. Devin, 2013. Synergistic impacts of sediment contamination and dam presence on river functioning. *Freshwater Biology*, 58:320-336.
- County Board in Jönköpings län, 2016. National database for measures in waters. Åtgärder i Vatten.
- Coutant, C.C. & R.R. Whitney, 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:351–380.
- Csiki, S. & B.L. Rhoads, 2010. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, 34:755-780.
- Csiki, S.J. & B.L. Rhoads, 2014. Influence of four run-of-river dams on channel morphology and sediment characteristics in Illinois, USA. *Geomorphology* 206:215-229.
- Cubley, E. S. & R. L. Brown, 2016. Restoration of Hydrochory Following Dam Removal on the Elwha River, Washington. *River Research and Applications* 32(7):1566-1575.
- Cumming G.S., 2004. The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecological Applications*, 14:1495-1506.
- Cummins, K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631–641.
- Cushman, R.M., 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.
- Davey, A. J. H., Hawkins, S. J., Turner, G. F. & C. P. Doncaster, 2005. Size-dependent microhabitat use and intraspecific competition in *Cottus gobio*. *Journal of Fish Biology* 67: 428-443s.
- Davidson R. & R. MacKinnon, 1993. Estimation and inference in econometrics. New York, Oxford University Press.

- Degerman E., Calles O., Näslund I. & H. Wickström, 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2013:15, 16 s.
- Degerman, E. & B. Sers, 1992. Fish assemblages in Swedish streams. Nord. J. Freshw. Res., Drottningholm, 67:61-71.
- Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. Ecology of Freshwater fish 3: 116–122.
- Degerman, E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Rapport. Naturvårdsverket och Fiskeriverket. 294 s.
- Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & P. Sjöstrand, 1996. The effect of lakes on growth in yearling brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecol. of Freshw. Fish 5:116-122.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & P. Angelstam, 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. Ecological Bulletins 51: 233-239.
- Degerman, E., Bergquist, B. & E. Petersson, 2015. Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten. Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2015:23, 75 s.
- Diewert, W.E. 1982. Duality Approaches to Microeconomic Theory, pp. 535-599 in Handbook of Mathematical Economics, Volume 2, K.J. Arrow and M.D. Intriligator (eds.), Amsterdam: North-Holland.
- Downes, B. J., L. A. Barmuta, P. G. Fairweather, D. P. Faith, M. J. Keough, P. S. Lake, B. D. Mapstone & G. P. Quinn, 2002. Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing water. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Doyle, M.W., Harbor, J. & E.H. Stanley, 2003. Toward policies and decision-making for dam removal. Environmental Management, 31:453-65.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Strayer, D.L., Jacobson, R.B. & J.C. Schmidt, 2005. Effective discharge analysis of ecological processes in streams. Water Resources Research, 41, W11411, doi:10.1029/2005WR004222.
- Eberle M.E., Ernsting G.W., Tomelleri J.R. & S.L. Wells, 1993. Assessment of restored streamflow on fish communities in the Arkansas river of southwestern Kansas. Transactions of the Kansas Academy of Science (1903-), 96:114-130.
- EC (European Commission), 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal of the European Communities, L327/1. European Commission, Brussels.
- Energimyndigheten & Havs- och vattenmyndigheten, 2015. Nationell strategi för hållbar vattenkraft. 5 s.

- Englund G., Malmqvist, B. & Y.X. Zhang, 1997. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers. *Freshwater Biology* 37: 687–697.
- Englund, G. & B. Malmqvist, 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in North Swedish rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 433–445.
- Erkinaro, J., et al., 2017. Road culvert restoration expands the habitat connectivity and production area of juvenile Atlantic salmon in a large subarctic river system. *Fisheries Management and Ecology* 24(1): 73-81.
- Ericsson, U., Nilsson, C., Svensson, J-E., Liungman, M. & A. Boström, 2012. Effekter på bottenfauna av vattenkraftsreglering - En undersökning av 13 sjöar och 16 vattendrag i Värmlands län 2009-2011. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län. Medins biologi AB. 269 s.
- Eriksson, U., 2010. Undersökning av påverkan på bottenfaunan i reglerade sjöar och vattendrag i Värmlands län 2009. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län. Medins biologi AB. 156 s.
- Falke, J. & K. Gido, 2006. Effects of reservoir connectivity on stream fish assemblages in the Great Plains. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 480-493.
- Fencl, J.S., Mather, M.E., Costigan, K.H. & M.D.Daniels, 2015. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS one*, 10, Article Number: e0141210
- Finn, D & N. Poff, 2005. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. *Freshwater Biology* 50:243–261.
- Friberg, N., et al., 2016. Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. *Advances in Ecological Research*, Vol 55: Large-Scale Ecology: Model Systems to Global Perspectives. A. J. Dumbrell, R. L. Kordas and G. Woodward. 55: 535-611.
- Fried, H., Lovell, C.A.K. and Schmidt, S. (2008) *The measurement of productive efficiency and productivity growth*, Oxford University Press, Oxford
- Fullerton A.H., Burnett K.M., Steel E.A., Flitcroft R.L., Pess G.R., Feist B.E., Torgersen C.E., Miller D.J. & B.L. Sanderson, 2010. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55:2215-2237.
- Fürst, M., Hammar, J. & C. Hill, 1986. Inplantering av nya fisknäringdjur i reglerade sjöar. Slutrapport FÅK del II. ISBN 91-7810-547-1. 78 s.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Boström, U. & B. Kinsten, 1984. Effekter av introduktion av *M. relicta* i reglerade sjöar i Sverige. (English summary:

- Effects of the introduction of *M. relicta* into impounded lakes in Sweden.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 s.
- Gibbins, C., Vericat, D. & R.J. Batalla, 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52: 2369–2384.
- Gillette, D.P., Daniel, K. & C. Redd, 2016. Fish and benthic macroinvertebrate assemblage response to removal of a partially breached lowhead dam. *River Research and Applications* 32:1776-1789.
- Gouskov, A. & C. Vorburger, 2016. River fragmentation and fish population structure: a comparison of three Swiss midland rivers. *Freshwater science* 35(2): 689–700.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for the environmental biologist. Wiley Interscience, Chichester, UK.
- Gren I.M., Baxter, P., Mikusinski, G. & H. Possingham, 2014. Cost-effective biodiversity restoration with uncertain growth in forest habitat quality. *Journal of Forest Economics*, 20:77-92.
- Gregory, S., Li, H. & J. Li, 2002. The conceptual basis for ecological responses to dam removal. *Bioscience*, 52:713-723.
- Grenouillet G. & A. Schmidt-Kloiber, 2006. Fish Indicator Database. Euro-limpacs project, Workpackage 7 - Indicators of ecosystem health, Task 4, www.freshwaterecology.info, version 5.0 (accessed on [2014-04-15]).
- Grimås, U., 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 42: 183–237.
- Gustafsson, S., Österling, M., Skurdal, J., Schneider L.D. & O. Calles, 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Ecological Engineering* 61: 345-353.
- Hammar, J., 1988. Planktivorous whitefish and introduced *Mysis relicta*: Ultimate competitors in the pelagic community. *Finnish Fisheries Research* 9: 497–521.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleotological statistics software package for education and data analysis, *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9pp.
- Harby, A & J. Bogen, 2012. Miljökonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2012.
- Haro, A. & B. Kynard, 1997. Video evaluation of passage efficiency of american shad and sea lamprey in a modified ice harbor fishway. *North American Journal of Fisheries Society*, 17:981-987.
- Hart, D. D., & N.L. Poff, 2002. A special section on dam removal and river restoration. *BioScience*, 52(8): 653-655.

- Hart, D.D., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek, A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.A. & D.J. Velinsky, 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *Bioscience*, 52:669-681.
- Hastie, L.C., Boon, P.J. & M.R. Young, 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59–71.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2017. Nationell strategi för vattenkraft och vattenmiljö. Available at <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2014-07-04-strategi-for-atgarder-inom-vattenkraften.html> (February 2017, date of access).
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D. & E.B. Taylor, 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 63:1309–1319.
- Henricsson, A., Ericsson, U., Nilsson, C. & R. Rådén, 2012. Bottenfauna i reglerade vattendrag i Örebro län 2011 – En undersökning av bottenfaunan vid 24 lokaler i hydromorfologiskt påverkade lokaler i rinnande vatten. Rapport. Länsstyrelsen i Örebro län nr. 2012:6.
- Hering, D., Aroviita, J., Baattrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F., Friberg, N., Gielczewski, M., Januschke, K., Köhler, J., Kupilas, B., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., Schmidt, T., Schmutz, S., Vermaat, J., Verdonschot, P. F. M., Verdonschot, R. C. M., Wolter, C. & J. Kail, 2015. Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 52:1518-1527.
- Heldt, S., et al., 2016. Social pitfalls for river restoration: How public participation uncovers problems with public acceptance. *Environmental Earth Sciences* 75(13).
- Hill M.T. & W.S. Platts, 1998. Ecosystem Restoration: A Case Study in the Owens River Gorge, California. *Fisheries* 23:18-27.
- Hladik, M., Kubecka, J., Mrkvicka, T., Cech, M., Drastik, V., Frouzova, J., Hohausova, E., Matena, J., Matenova, V., Kratochvil, M., Peterka, J., Prchalova, M. & M. Vasek, 2008. Effects of the construction of a reservoir on the fish assemblage in an inflow river. *Czech Journal of Animal Science* 53: 537–547.
- Holmgren, K., E. Degerman, E. Petersson & B. Bergquist, 2016. Long term trends of fish after liming of Swedish streams and lakes. *Atmospheric Environment* 146: 245-251
- Hornby, D. D., 2016. RivEX (Version 10.21) [Software] Available from <http://www.rivex.co.uk>.

- Hosmer, D. W., Lemeshow, S. 2000. Introduction to the logistic regression model. Applied Logistic Regression, Second Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA.
- Hunter, M.A., 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Huusko A., Greenberg L., Stickler M., Linnansaari T., Nykanen M., Vehanen T., Koljonen S., Louhi P. & K. Alfredsen, 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23: 469–491.
- Hvidsten, N. A., Diserud, O. H., Jensen, A. J., Jensås, J. G., Johnsen, B. O. & O. Ugedal, 2014. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production: a 27 year study in the River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology* 86: 92–104.
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (in Swedish). pp. 197. Uppdaterad 2017-01-01.
- Höckendorff, S., Tonkin, J.D., Haase, P., Bunzel-Drüke, M., Zimball, O., & M. Scharf, 2016. Response of fish species to river restoration – the role of species traits. *PeerJ Preprints*, 4:e2173v1.
- Inskip, P. D., 1982. Habitat suitability index models: northern pike. U.S. Dept. Int., Fish Wildl. Servo FWS/OBS-82/10.17. 40 pp.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfält, 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, 81(4):899–903.
- Jones N.E., Scrimgeour G.J. & W.M. Tonn, 2008. Assessing the Effectiveness of a Constructed Arctic Stream Using Multiple Biological Attributes. *Environmental Management*, 42:1064-1076.
- Jonsson, M., Deleu, P. & B. Malmqvist, 2012a. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River research and applications*.
- Jonsson, M., Strasevicius, D. & B. Malmqvist, 2012b. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological research* 27:945–54.
- Kail, J., et al., 2016. Preface: Effects of hydromorphological river restoration-a comprehensive field investigation of 20 European projects. *Hydrobiologia* 769(1): 1-2.
- Kennedy, G. J. A. & C.D. Strange, 1981. Efficiency of electric fishing for salmonids in relation to river width. *Fisheries Management* 12:55-60.
- Kibler, K.M. & D.D. Tullos, 2013. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resources Research*, 49:3104-3118.

- Kil, H.K. & Y.J. Bae, 2012. Effects of low-head dam removal on benthic macroinvertebrate communities in a Korean stream. *Animal Cells and Systems* 16: 69-76.
- Knaepkens, G., L. Bruyndoncx & M. Eens, 2004. Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 13(4):317-322.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B. & S. Sandberg, 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Slutrapport, etapp 3, Elforsk rapport 10: 90. 125 s.
- Kruk, A. & T. Penczak, 2003. Impoundment impact on populations of facultative riverine fish. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 39(3): 197-210.
- Kruk, A., 2004. Decline in migratory fish in the Warta River, Poland. *Ecology and Hydrobiology*, 4(2):147-155.
- Kuosmanen, T. & M. Kortelainen, 2005. Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis, *Journal of Industrial Ecology*, 9(4):59-72.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Baisez, A., Robinet, T., Acou, A., Legault, A. & S. Lek, 2003. Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish* 12 (4): 254-264.
- Laliberté E. & P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 229-305.
- Laliberté E. & P. Legendre, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Langhammer, J., Su, Y., & J. Bernsteinova, 2015. Runoff response to climate warming and forest disturbance in a mid-mountain basin. *Water* 7:3320-3342.
- Lansink, A.O. & A. Wall, 2014. Frontier models for evaluating environmental efficiency: A overview. *Economics and Business Letters* 3; 43-50
- Lau, J., Lauer, T. & M. Weinman, 2006. Impacts of Channelization on Stream Habitats and Associated Fish Assemblages in East Central Indiana. *The American Midland Naturalist*, 156: 319-330
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vorosmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Doll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rodel, R., Sindorf, N. & D. Wisser, 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:494-502.
- Leps, M., Sundermann, A., Tonkin, J.D., Lorenz, A.W. & P. Haase, 2016. Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. *Science of the Total Environment*, 557–558, 722–732.

- Lillehammer, A. & S.J. Saltveit, 1979. Stream regulation in Norway. s. 201–213, In: Ward, J.V. & Stanford, J.A. (eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.
- Lingdell, P.E. & E. Engblom, 2007. Bottenfaunan i Gunnilboån. Naturvårdsverket. Rapport 5622. 84 s.
- Linlökken, A., 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of Grayling and Brown trout in the Glomma River system, Southeastern Norway. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8: 145–153.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & R. Cunjak, 2008. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr during winter in a substrate enhanced river reach. *River Research and Applications* 25: 773–787.
- Liu, W., Wei, X., Fan, H., Guo, X., Liu, Y., Zhang, M., & Q. Li, 2015. Response of flow regimes to deforestation and reforestation in a rain-dominated large watershed of subtropical China. *Hydrological Processes* 29:5003–5015.
- Ljunggren, L., Olsson, J., Nilsson, J., Stenroth, P., Larsson, P., Engstedt, O., Borger, T. & O. Sandström, 2011. Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön, erfarenheter och rekommendationer från ett forskningsprojekt. Fiskeriverket rapport Finfo 2011:1.
- Louhi, P., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A. & T. Muotka, 2011. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications*, 21:1950–1961.
- Lucas M. & E. Baras, 2001. *Migration of Freshwater Fishes*, Blackwell Sciences Ltd, Oxford.
- Malmqvist, B. & G. Englund, 1999. Hydroelectric power and the biological diversity of Swedish rivers. *Fauna och Flora* 94: 97–106.
- Malm-Renöfält, B., Jansson, R. & C. Nilsson, 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67.
- Maloney, K.O., Dodd, H.R., Butler, S.E. & D. H. Wahl, 2008. Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Freshwater Biology* 53:1055–1068.
- Mejdell Larsen, B., 2012. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer – en kunnskapsoppsummering. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 8 - 2012.
- Meli, P., Benayas, J.M.R., Balvanera, P. & M.M. Ramos, 2014. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply: a meta-analysis. *PLoSOne* 9, e93507

- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E. & L. Tranvik, 2011. Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 68: 2167–2173
- Miller, S. W., Budy, P. & J.C. Schmidt, 2010. Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration. *Restoration Ecology* 18:8-19.
- Mims M.C. & J.D. Olden, 2012. Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology* 93:35-45.
- Muhar, S., Januschke, K., Kail, J., Poppe, M., Schmutz, S., Hering, D. & A. Buijse, 2016. Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia*, 769:3-19.
- Nilsson, C., et al., 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecohydrology* 8(5): 753-764.
- Näslund I., Kling J. & J. Bergengren, 2013a. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem - en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10. 77 s.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O & H. Wickström, 2013b. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11, 41 s.
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D. & L.O. Eriksson, 2004. Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to catch-and-release regulations. *Fisheries Research* 72: 323–332.
- Naturvårdsverket, 2009. Bedömda behov av åtgärder och medel för restaurering av sjöar och vattendrag. Rapport 2009-03-06, 36 s.
- Naturvårdsverket, 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12.
- Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690. Augusti 2015.
- Nebhöver, C. et al., 2011. Investing in ecological infrastructure. In ten Brink P (ed.) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: National and International Policy Making. An output of TEEB* pp. 401–448, Earthscan.
- NFS 2008:1. Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. pp. 114.
- Nilsson, N.-A., 1967. Interactive segregation between fish species. p. 95–313, In: *The biological basis of freshwater fish production*. Edited by S.D. Gerking. Blackwell Scientific, Oxford, UK.

- Nilsson, N.-A., 1973. Biological effects of water-power exploitation in Sweden, and means of compensation for damage. p. 923–940, In: Congrès international des grands barrages, Madrid, Spain, 11–15 June 1973. International Commission on Large Dams, Paris, France.
- Noonan, M. J., Grant, J. W. A. & C. D. Jackson, 2011. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and fisheries* 13(4): 450–464.
- Northcote, T.G., 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. p. 326–359, In: S.D. Gerking (ed.) *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell, Oxford.
- Northcote, T.G., 1984. Mechanisms of fish migration in rivers. p. 317–355, In: McCleave, J.D., Dodson, J.J. & W.H. Neill (eds.) *Mechanisms of migration in fishes*. Plenum, New York.
- Northcote T.G., 1998. Migratory behavior of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: *Fish Migration and Fish Bypasses*. (Eds S. Jungwirth & S. Schmutz & S. Weiss), pp. 3-18. Blackwell Science, Oxford.
- Nöbelin, F., 2014. Naturliknande fiskvägar. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:11, 126 s. ISBN: 978-91-87025-56-3.
- O'Connor, J., Duda, J. & G. Grant, 2015. 1000 Dams and Counting. *Science*, 348:496–497.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos P., Stevens M. H. H., Szoecs E. & H., W., 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L. & E. H Stanley, 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications*, 24:804-822.
- Oscoz, J., Leunda, P., Miranda, R., Garcí'a-Fresca, C., Campos, F. & M. Escala, 2004. River channelization effects on fish population structure in the Larraun river (Northern Spain). *Hydrobiologia* 543: 191–198
- Pakkasmaa, S. & E. Peterson, 2005. Fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsättning av fisk. *Finfo* 2005: 9.
- Palmer, M.A., Menninger, H.L. & E. Bernhardt, 2009. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55:1-18.
- Pander, J. & J. Geist, 2016. Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering* 88: 28-38.
- Pander, J., Mueller, M. & J. Geist, 2013. Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29:441-450.

- Parasiewicz, P., Schmutz, S. & O. Moog, 1998. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5:403–417.
- Payne, B.S. & A.C. Miller, 2000. Recruitment of *Fusconaia ebena* (Bivalvia: Unionidae) in relation to discharge of the lower Ohio river. *American Midland Naturalist* 144: 328–341.
- Pearson, A.J. & J. Pizzuto, 2015. Bedload transport over run-of-river dams, Delaware, U.S.A. *Geomorphology* 248:382-395.
- Poff, L. & D. Hart, 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience* 52: 659–668.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K., Finn, D.S., Simmons, M.P. & B.C. Kondratieff, 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25:730-755.
- Poole, G.C. & C.H. Berman, 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* 27: 787–802.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunnndyr. s. 65–79, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannførendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Renöfält B.M., Jansson R. & J. Ahonen, 2015. Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk. pp. 55, Vol. 2015:22. Havs- och Vattenmyndigheten, Litorapid Media AB, Göteborg.
- Renöfält, B.M., Jansson, R. & C. Nilsson, 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55:49-67.
- Renöfält, B., Jansson, R. & C. Nilsson, 2009. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67
- Renofalt, B.M., Lejon, A.G.C., Jonsson, M. & C. Nilsson, 2013. Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-sized Swedish stream. *River Research and Applications* 29:1082-1089.
- Rivinoja, P., 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for

- prioritizing restoration in pacific northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22:1-20.
- Roni, P., Hanson, K. & T. Beechie, 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management* 28:856-890.
- Roscoe, D.W. & S. G. Hinch, 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and fisheries* 11(1):12–33.
- Rosenberg, D.M. & V. R. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Pp. 1-9 in: Rosenberg, D.M. (Ed.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Kluwer, London.
- Rosenberg, C.W., Sarnelle, O. & Cooper, S.D. (1997) Effect size in ecological experiments: The application of biological models in meta-analysis. *American Naturalist*, 150:798-812.
- Rudberg, P., Escobar, M., Gantenbein, J. & N. Niir, 2015. Mitigating the adverse effects of hydropower projects: a comparative review of river restoration and hydropower regulation in Sweden and the United States. *The Georgetown International Environmental Law Review* 27:251-273.
- Rydin, E., Vrede, T., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Tranvik, L. & G. Milbrink, 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*: 70: 323–336.
- Saltveit, S.J., 2006. Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å. & B.T. Barlaup, 2006. Ungfisk. s. 88–99, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Schmidt-Kloiber A. & D. Hering, 2015. www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*, 53: 271-282.
- Schmutz, S., et al., 2016. Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia* 769(1):67-78.
- Scrimgeour G.J., Tonn W.M. & N.E. Jones, 2014. Quantifying effective restoration: reassessing the productive capacity of a constructed stream 14 years after construction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71:589-601.
- SERS (Swedish Electrofishing Registry) 2017. Available at <http://www.slu.se/elfiskeregistret> (November 2016, date of access).

- Swedish Energy Agency, 2016. Electricity production in Sweden 2015. Available at <http://www.energimyndigheten.se/nyhetsarkiv/2016/2015-var-ett-ar-med-stor-elproduktion-och-rekordstor-export-av-el/> (November 2016, data of access).
- Service, R.F., 2011. Will busting dams boost salmon? *Science* 334:888–892.
- SGU, 2014. Grundvattnets ekosystemtjänster och deras ekonomiska värden – en inledande kartläggning SGU-rapport 2014:40.
- Skoulidakis N.T., Vardakas L., Karaouzas I., Economou A.N., Dimitriou E. & S. Zogaris, 2011. Assessing water stress in Mediterranean lotic systems: insights from an artificially intermittent river in Greece. *Aquatic Sciences* 73:581.
- Smokorowski, K.E. & R.G. Randall, 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS* 2, 212–232. doi:10.1139/facets-2016-0058
- Spjut D. & E. Degerman, 2015. Fiskfaunan i torr- och naturfåror: en förstudie., PM. Institutionen för akvatiska resurser, Statens Lantbruksuniversitet, 11 s.
- Spjut, D. & E. Degerman, 2015. Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata. *Aqua reports* 2015:17. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. 43 s.
- Steele, R.J. & K.E. Smorowski, 2000. Review of literature related to the downstream ecological effects of hydropower generation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2334. 55 s.
- Strayer, D. L., 2008. *Freshwater Mussel Ecology*, University of California Press, 204 s.
- Sundbaum, K. & I. Näslund, 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Can. J. Zool.* 76:56–61.
- Sutela, T. & T. Vehanen, 2010. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 13–20.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- Therrien, J. & G. Bourgeois, 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa, 114 p.
- Thiem, J., Binder, T., Dumont, P., Hatin, D., Hatry, C., Katopodis, C., Stamplecoskie, K. & S. Cooke, 2012. Multispecies fish passage behaviour in a vertical slot fishway on the richelieu river, Quebec, Canada. *River Research and Applications*, 29(5): 582–592.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. & D.M. Winter, 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal

- assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24:192-207.
- Thorstad, E.B., Arnekleiv, J.V., Forseth, T., Sandlund, O.T., Jensen, A.J. & T.F. Naesje, 2006. Fiskvandringar og effekter av endringer i vannføring. s. 100–118, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Trigal, C. & E. Degerman, 2015. Multiple factors and thresholds explaining fish species distributions in lowland streams. *Global Ecology and Conservation* 4, 589-601.
- Tullos, D., Collins, M.J., Bellmore, J.R., Bountry, J.A., Connolly, P.J., Shafroth, P.B. & A.C. Wilcox, 2016. Synthesis of common management concerns associated with dam Removal. *Journal of the American Water Resources Association*, 52:1179–1206.
- Tullos, D., Penrose, D., Jennings, G. & G. Cope, 2009. Analysis of functional traits in reconfigured channels: Implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society* 28:80-92.
- Tummers, J. S., et al., 2016. Evaluating the effectiveness of restoring longitudinal connectivity for stream fish communities: towards a more holistic approach. *Science of the Total Environment* 569: 850-860.
- Tyteca, D., 1996. On the measurement of the environmental performance of firms - a literature review and a productive efficiency perspective. *Journal of Environmental Management* 46:281–308.
- Ulfstrand, S., 1968. Benthic communities in Lapland streams. *Oikos Supplement* 10: 1–120.
- Van Looy, K., Tormos, T. & Y. Souchon, 2014. Disentangling dam impacts in river networks. *Ecological Indicators* 37:10–20.
- Vehanen, T. & S. Hamari, 2004. Predation threats affects behavior and habitat use by hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles. *Hydrobiologia* 525: 229–237.
- Vietz, G.J., Walsh, C.J. & T.D. Fletcher, 2016. Urban hydrogeomorphology and the urban stream syndrome: Treating the symptoms and causes of geomorphic change. *Progress in Physical Geography* 40:480-492.
- Vrede, T., Rydin, E. & G. Milbrink, 2005. Habitatförstärkning i näringsutarmade regleringsmagasin. Rapport. Forskningsprojekt Vattenkraft och miljö. 14 s. http://www.vattenkraftmiljo.nu/Dokument/Vrede_mfl.pdf
- Wang, W. S. & Å-Schmidt, 2009. On the distribution of estimated technical efficiency in stochastic frontier models. *Journal of Econometrics* 148:36-45.
- Widén, Å, R. Jansson, M. Johansson, M. Lindström, L. Sandin & D. Wisaeus, 2016. Maximal ekologisk potential i Umeälven. Rapport från Umeälvsprojektet.

- Widmark D., 2002. Småskalig vattenkraft och kulturmiljövård. Riksantikvarieämbetet kunskapsavdelningen PM 2002:6.
- Winemiller K.O. & K.A. Rose, 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:2196-2218.
- Winemiller K.O., 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:872-885.
- Wofford J.E.B., Gresswell R.E. & M.A. Banks, 2005. Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. *Ecological Applications* 15:628-637.
- Wood, P.J. & P.D. Armitage, 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21:203-217.
- Wood, S. N., 2006. Generalized Additive Models: an introduction with R. Chapman and Hall/CRC Press.
- Wooldridge, J.M., 2013. Introductory Econometrics: A Modern Approach (Fifth ed.). South-Western, Mason, USA
- Young, P.S., Cech, J.J. & L.C. Thompson, 2011. Hydropower-related pulsed flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21: 713–731.
- Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. & V. Tretiakov, 1994. The freshwater pearl mussels and the relationships with salmonid fish. VNRIIO Publishing house
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & G.M. Smith, 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. – Springer.

6 ERKÄNNANDE

Projektet EKOLIV – ”Ekologiska och ekonomiska strategier för optimering av vattenkraftsrelaterade miljöåtgärder” är ett samarbete mellan fyra institutioner på Sveriges lantbruksuniversitet samt Länsstyrelsen i Jönköpings län. Projektet har letts av Leonard Sandin, som tillsammans med Erik Degerman, Serena Donadi, Carl Tamario och Mikael Andersson tillhör Institutionen för akvatiska resurser (SLU). Från Institutionen för vatten och miljö (SLU) har Peter Carlson, Emma Göthe, Joel Segersten, Stina Drakare, Maria Kahlert, Richard K. Johnson och Brendan McKie deltagit i projektet. Från Institutionen för ekonomi (SLU) har Ing-Marie Gren och Wondmagegn Tafesse Tirkaso och från ArtDatabanken (SLU) har Cristina Trigal och Eddie von Wachenfeldt deltagit i projektet. Från Länsstyrelsen i Jönköpings län är det Jakob Bergengren och David Spjut som varit projektdeltagare.

Denna rapport har haft ett antal olika huvudförfattare där Jakob Bergengren och Erik Degerman varit huvudförfattare till kapitel 1 (Introduktion), Leonard Sandin kapitel 2 (Uppföljning av åtgärder). Kapitel 3 (Utvärdering av åtgärder) har haft flera huvudförfattare där David Spjut ansvarat för 3.1.2 (Ekologisk effektivitet i vattendragsrestaurering), Ing-Marie Gren ansvarat för 3.1.3 (Kostnadseffektivitet i vattendragsrestaurering), arbetet med kapitel 3.2.2 (Lokalt anpassat flöde i torrfåror) har letts av Emma Göthe. Huvudförfattare för 3.2.3 (Ekonomisk analys av flöden i torrfåror) har varit Ing-Marie Gren. Arbetet med 3.3.2 (Dammutrivning) har letts av Peter Carlson, medan 3.3.3 (Effekten av fiskvägar på rekrytering av fisk) skrivits av Erik Degerman och Carl Tamario. Kapitel 3.4.2 (Biotopvård) har skrivits av Cristina Trigal, medan kapitel 3.4.3 (Omlöp som nytt strömhabitat) har skrivits av Erik Degerman och Carl Tamario. Arbetet med kapitel 4 (Analys och diskussion) har letts av Erik Degerman och Leonard Sandin.

Den forskning som presenteras i denna publikation har bedrivits inom forskningsprogrammet Kraft och liv i vatten (KLIV). Vattenkraftföretagen, Energimyndigheten (Projektnr 40225-1), Havs- och vattenmyndigheten (genom anslag 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö) och Vattenmyndigheterna är uppdragsgivarna bakom KLIV. www.kraftochliv.se.

Tack till KLIVS programgrupp som under arbetets gång kommit med synpunkter och förslag på förbättringar av arbetet och också granskat denna slutrapport. Vi vill även rikta ett tack till ett antal personer på Länsstyrelsernas miljö- eller fiske avdelningar som svarat på de enkäter som ligger bakom en del av resultaten i projektet samt de vattenkraftsägare som hjälpt oss med att svara på enkäter gällande torr/naturfåror och gett oss tillgång till flödesdata.

EKOLOGISKA OCH EKONOMISKA STRATEGIER FÖR OPTIMERING AV VATTENKRAFTSRELATERADE MILJÖ- ÅTGÄRDER, EKOLIV

Här har de restaureringsåtgärder som har genomförts kopplat till vattenkraft, eller åtgärder som skulle kunna ske som kompensationsåtgärder vid vattenkraftverk utvärderats.

En viktig slutsats från EKOLIV-projektet är att oavsett vilken akvatisk restaureringsåtgärd som genomförts saknas idag ofta en adekvat uppföljning. När, var, hur och hur ofta är viktiga frågor att svara på inför utformningen av ett uppföljningsprogram. Vedertagna och standardiserade metoder bör alltid användas för insamling av data om den fysiska miljön och biota och resultaten skall rapporteras till ansvariga datavärddar om sådana finns. Den ofta rekommenderade designen vid uppföljning Before – After – Control – Impact, så kallad BACI bör om möjligt användas, men passar inte att användas överallt.

Den stora mängden regelmässig uppföljning som sker måste kunna användas på ett bättre sätt för att prioritera samhällets resurser för restaurering och för avvägning mot andra intressen. Med tanke på de höga kostnader som kan komma att krävas för att åtgärda påverkade vatten till Vattendirektivets krav på god ekologisk status/potential är det väl investerade medel att satsa en del på en striktare och mer samordnad uppföljning. Möjligen med en enda huvudman för att standardisera metodik och säkra datakvalitet.

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