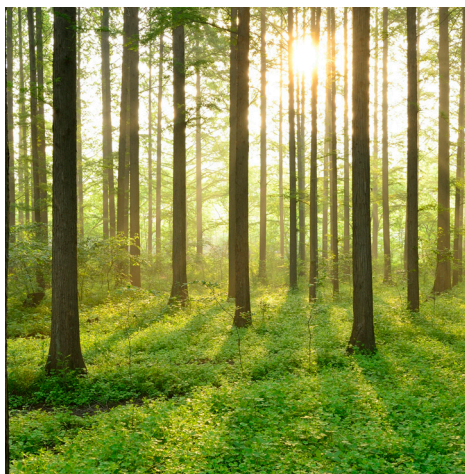


EVIDENSBASERADE ÅTGÄRDER FÖR ATT RESTAURERA EKOLOGISKA FUNKTIONER I REGLERADE VATTENDRAG

RAPPORT 2017:430



Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag

Vad finns i verktygslådan?

ROLAND JANSSON

ERIK DEGERMAN

ÅSA WIDÉN

BIRGITTA MALM RENÖFÄLT

ISBN 978-91-7673-430-8 | © Energiforsk september 2017

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

Förord

Motivet för att genomföra projektet PRIO-KLIV var att ta fram en arbetsgång för hur arbetet med att genomföra miljöåtgärder inom vattenkraften kan bedrivas.

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 har resulterat i tre olika Energiforskrapporter. Denna rapport undersöker vilket vetenskapligt stöd det finns för att åtgärder som har föreslagits för att höja den ekologiska statusen på vattendag påverkade av vattenkraft kan förväntas vara effektiva. Detta är viktigt för att förhindra att dåligt underbyggda åtgärder används. Förutom denna rapport finns två andra Energiforskrapporter:

- Rapporten "Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft" (Malm Renöfält m.fl. 2017) ger en översikt över hur man kan gå tillväga för att identifiera behovet och potentialen för miljöåtgärder i utbyggda vattendrag. I rapporten föreslås en modell för att identifiera naturvärden, åtgärdsbehov och att kvantifiera miljönyttor och kostnader med miljöåtgärder.
- Rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017) beskriver mer i detalj en metodik för att identifiera flödespåverkande åtgärder och beräkna miljönyttan och vattenkraftsproduktionsrelaterade kostnader med dessa.

Projektet har utförts av forskare på Umeå universitet (UmU) vid institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap samt Sveriges Lantbruksuniversitet, institutionen för akvatiska resurser (SLU). Roland Jansson (UmU) var projektledare och huvudsakliga utförare i projektet var Åsa Widén (UmU), Birgitta Malm-Renöfält (UmU), Erik Degerman (SLU) och Dag Wisaeus (ÅF Industries).

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 (adj.) 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.

Sammanfattning

I en undersökning av åtgärder för att förbättra miljön i vattendrag påverkade av vattenkraft fann vi att det finns vetenskapligt stöd för att alla åtgärder vi beaktade kan höja vattendragens ekologiska status, men att det samtidigt finns ett behov av ökad kunskap om alla åtgärdernas effekter. För ökad kunskap krävs bättre uppföljning av vilket resultat genomförda åtgärder fått.

Det finns en mängd olika åtgärder som syftar till förbättra eller restaurera ekologiska processer som är viktiga för vattendragsekosystem påverkade av vattenkraft, men vilket vetenskapligt stöd det finns för att de verkligen ger avsedd effekt har varit oklart. För restaureringsåtgärder som har föreslagits eller blivit genomförda för att minska påverkan av vattenkraftsproduktion på vattendragsekosystem i Sverige fann vi att det för nästan alla åtgärder finns vetenskapligt stöd för att de har förmåga att skapa habitat och/eller öka konnektivitet, och för de allra flesta finns åtminstone någon studie med resultat från uppföljning av genomförda åtgärder. Även om det finns publicerade studier med positiva resultat som stödjer att de flesta åtgärder haft en mätbar effekt som fört ekosystemen närmare målbilden, så återstår det för nästan alla åtgärder en rad frågetecken: Man vet sällan om alla aspekter av de förbättringar man kan förvänta sig har infriats eller inte, vilken tidsskala som är rimlig för återhämtning är ofta oklart, och vilka eventuella risker som är associerade med åtgärderna är otillräckligt känt.

Vi bedömde också i vilken mån det för ett antal ekologiska processer som påverkats av vattenkraft finns restaureringsåtgärder som kan återskapa eller efterlikna processens betydelse för förekomst av vattendragsarter. Vi fann att flödesrelaterade åtgärder har större potential än åtgärder som bara skapar fysiskt habitat utan att återupprätta processen, och åtgärder som går ut på att plantera ut arter. En relaterad fråga är i vilken mån kan man efterlikna ekologiska processer med fysiska åtgärder som inte påverkar flöden och leder till produktionsbortfall? Vi fann att det för en rad ekosystemprocesser saknas alternativ till att modifiera flödena om man ska förbättra eller restaurera ekologiska processer typiska för naturliga vattendrag.

Summary

We investigated the scientific evidence for the effectiveness of a number of restoration measures intended to improve ecological conditions in rivers affected by hydropower. We found that for all measures analysed, there was scientific support for the ability of the measure to enhance ecological conditions in riverine ecosystems, but that there is a need for additional knowledge on the effects of all restoration measures. To improve such knowledge, better follow-up studies of implemented restoration measures are needed.

There is a multitude of measures intended to improve or restore ecological processes important for riverine ecosystems affected by hydropower, but whether or not they are effective in improving ecological conditions is not clear. For restoration measures that have been implemented or suggested to mitigate effects of hydropower on rivers in Sweden, we found scientific evidence that all measures can create habitat or enhance connectivity for riverine organisms, and for most measures we found at least one study evaluating ecological responses of restoration. Although there are published studies supporting that most restoration measures have brought riverine ecosystems closer to the desired state, questions remain for all measures: It is seldom known whether all expected aspects of the mitigative measures have been realised or not, how much time is needed for recovery, and which risks that may be associated with the measures.

We also judged whether there are measures to restore or mimic the ability of a number of ecological processes important in riverine ecosystems to provide habitat and enhance connectivity for organisms. We found that ecological flow measures had greater potential to restore ecological processes compared to physical measures that do not affect flows, and measures to stock or release species. A related question is to what degree it is possible to mimic the effect of ecological processes in providing habitat for riverine organisms using methods only manipulating physical habitat conditions. We found that for a range of ecosystem processes there are no alternatives to modifying flows if ecological conditions are to be improved.

Innehåll

1	Inledning	7
1.1	Rapportens roll i projektet och forskningsprogrammet	7
1.2	Bakgrund och syfte med rapporten	7
2	Metoder	10
2.1	Vetenskapligt stöd för åtgärder och restaureringspotential	10
2.2	Potential att återskapa ekologiska processer	11
3	Resultat	13
3.1	Vetenskapligt stöd för åtgärder	13
3.2	Potential att gynna strandmiljöer, habitat för strömmande vatten och konnektivitet	16
3.3	Ekologiska processer	18
4	Diskussion	34
4.1	Vetenskapligt stöd för åtgärder och behovet av uppföljning	34
4.2	Typer av åtgärder och Restaureringspotential	35
4.3	Restaurering av ekologiska processer	36
4.4	Utmaningar för framtiden	37
5	Referenser	39

1 Inledning

1.1 RAPPORTENS ROLL I PROJEKTET OCH FORSKNINGSPROGRAMMET

Denna rapport ingår som en del i projektet "Miljöförbättringar i utbyggda älvar: en arbetsgång för att prioritera mellan åtgärder", även kallat "PRIO-KLIV", med syfte att ta fram en metodik för att prioritera mellan olika möjliga miljöåtgärder för att höja den ekologiska statusen på vattendrag påverkade av vattenkraft. Ett viktigt steg i prioriteringsprocessen är att identifiera vilka åtgärder som kan komma ifråga, och sortera bort åtgärder som är oseriösa, har oklart syfte eller är dåligt underbyggda. Projektet började därför med att identifiera en lista på åtgärder som genomförts eller föreslagits för att förbättra miljön i svenska vattendrag påverkade av vattenkraft. I denna rapport undersöker vi vilket vetenskapligt stöd det finns för att de föreslagna åtgärderna kan vara effektiva i att förbättra miljöförhållandena i ekosystem i och längs utbyggda vattendrag. I en annan rapport från projektet, "Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft" (Malm Renöfält m.fl. 2017), utgår vi från samma lista på åtgärder, även om vi vissa skillnader finns p.g.a. tillgång på information m.m, och beskriver hur man kan kvantifiera miljönytta och kostnader med åtgärderna samt prioritera mellan dem.

1.2 BAKGRUND OCH SYFTE MED RAPPORTEN

Vattendrag bistår människan med många livsviktiga tjänster, såsom dricksvatten, konstbevattning, transporter och el från vattenkraft. Samtidigt är vattendragen även livsmiljö för en mängd arter och erbjuder viktiga ekosystemfunktioner för ännu fler arter, vilket gör dem till viktiga komponenter i bevarandet av biologisk mångfald. Trots det hör vattendragsekosystem till de miljöer som är mest påverkade av mänsklig exploatering, vilket hotar biologisk mångfald såväl som produktionen av ekosystemtjänster knutna till vattendrag (Malmqvist & Rundle, 2002; Dudgeon m.fl. 2006). Det är därför inte förvånande att intresset för att restaurera vattendrag och ekosystem knutna till dem har ökat, mätt både i antalet pågående restaureringsprojekt, storleken på investeringar (Bernhardt m.fl. 2005), samt volymen vetenskapliga publikationer om vattendragsrestaurering.

Det stora antalet restaureringsprojekt vilar på antagandet att de åtgärder som används för att förbättra de ekologiska förhållandena i vattendrag är effektiva, d.v.s. att de leder till mätbara förändringar som för ekosystemen närmare ett önskat tillstånd. Det riktiga i det antagandet har dock ifrågasatts. För det första blir de flesta restaureringsprojekten inte vetenskapligt utvärderade, vilket gör det svårt att veta hur det har gått, att lära sig av misstagen och dra nytta av framgångarna (Palmer m.fl. 2005). För de restaureringsprojekt som verkligen utvärderas saknar man ofta bevis för att ekosystemen faktiskt har förts närmare det önskade tillståndet (Palmer m.fl. 2010). Det kan emellertid finnas många anledningar till att man inte har lyckats dokumentera lyckade resultat av restaureringsprojekt utan att det för den skull betyder att själva restaureringsarbetet var misslyckat eller olämpligt. Många utvärderingar görs tidigt efter avslutad restaurering, medan många ekologiska processer kräver lång tid innan effekterna blir mätbara

(Hasselqvist m.fl. 2015). I andra fall gör designen av utvärderingarna det svårt att dra säkra slutsatser: Studierna kan sakna statistisk styrka, eller använda sig av otillräckliga eller olämpliga metoder (Nilsson m.fl. 2015).

Avsaknaden av väl designade utvärderingsprojekt och det faktum att lång tid ofta krävs för att de önskade resultaten realiserats utgör en stor utmaning för arbetet med ekologisk restaurering. Om man avvaktar med restaureringsåtgärder tills alla åtgärder har blivit utvärderade i väl designade och välreplikerade uppföljningsstudier, där tillräckligt med tid har förflutit för att resultaten ska vara mätbara, kommer restaureringsarbetet bara kunna fortskrida långsamt. Det står i skarp kontrast till att många av de utmaningar som restaurering av ekosystem är tänkta att lösa eller lindra, som klimatförändringar och behovet av att erbjuda ekosystemtjänster, kräver omedelbara insatser. Detta gör att det finns ett behov av alternativa metoder för att utvärdera åtgärder för ekologisk restaurering.

Inget kan ersätta väl utförda uppföljningar av redan utförda restaureringsåtgärder. Förutom det behövs även analyser av vilka åtgärder som kan förväntas vara effektiva. I de fall där inga uppföljningsstudier har gjorts, får man istället basera en analys av åtgärden på ett bredare bevismaterial. Man kan göra en jämförelse med evidensbaserad medicin: Många medicinska behandlingar har aldrig blivit utvärderade i kliniska försök, men används ändå eftersom de fungerar enligt vad som brukar kallas "beprovad erfarenhet". Grundresonemanget är att om behandlingens nytta för patienten överstiger dess eventuella risker, så vore det oetiskt att inte använda den. Man kan se på åtgärder för ekologisk restaurering på samma sätt (Diefenderfer m.fl. 2016): Om det samlade bevisvärdet pekar på att nyttan med att genomföra en åtgärd är större än de identifierade riskerna, så bör åtgärden genomföras. En sådan analys är dock inte enkel. Å ena sidan har en mängd manipulationer av och ingrepp i ekosystem gjorts med syftet att förbättra eller öka någon aspekt av ekosystemens funktion, men som senare visat sig ha negativa eller i värsta fall förödande konsekvenser. När det gäller vattendrag har t.ex. många kanaliserade vattendrag "restaurerats" till att få en meandrande fåra även i fall där fåran hade en annan morfologi före kanalisering, med följd att hela den restaurerade fåran kan spolats bort under episoder med höga flöden (Kondolf m.fl. 2001). Å andra sidan har en mängd förslag på restaureringsåtgärder förts fram som bygger på kunskap om naturliga ekosystems sammansättning och funktion, men som antingen inte har testats i praktiken, eller som har genomförts utan att någon vetenskaplig uppföljning har gjorts.

I grunden är frågan om vilka restaureringsåtgärder som är effektiva och gör större nytta än skada epistemologisk – vilken typ av resonemang och bevis kan användas om vetenskapliga uppföljningar saknas, och hur ska olika typer av bevis vägas mot varandra (Diefenderfer m.fl. 2016)? I denna studie utvärderar vi vilken evidens det finns för att en rad restaureringsåtgärder som har använts eller föreslagits för att förbättra ekologiska funktioner hos svenska vattendrag påverkade av vattenkraft. Vi bedömde evidensen för att en rad restaureringsåtgärder har förmåga att föra ekosystem knutna till vattendrag närmare ett referenstillstånd enligt en fallande skala av säkerhet:

1. En systematisk utvärdering eller flera enskilda studier som ger en generaliserbar bild har utvärderat åtgärdens effektivitet.

2. Minst en fallstudie som utvärderar åtgärden har genomförts.
3. Det finns evidens att åtgärden är kapabel att manipulera ekosystemen på det önskvärda sättet, men uppföljningsstudier av den ekologiska responsen saknas.
4. Det finns evidens att den process eller de strukturer som åtgärden syftar till att gynna har ett orsaksmässigt samband med de önskade ekologiska förhållandena.
5. Evidens eller vetenskapligt underbyggt resonemang om åtgärdens möjlighet att gynna önskade ekologiska förhållanden saknas.

Vi har däremot inte försökt bedöma vilka eventuella risker som olika åtgärder för med sig.

För de restaureringsåtgärder som faller inom kategori 1 – 4 fortsätter vi med att bedöma vilken potential de har för att skapa mer habitat för vattendragsorganismer, öka konnektiviteten i vattendraget, eller gynna viktiga ekologiska processer. Först bedömde vi vilken potential varje åtgärd har att skapa nytt habitat eller höja kvaliteten på befintligt habitat av vattendragsstränder och strömmande vatten. Vi valde ut stränder och strömmande vatten eftersom detta är habitat som har minskat drastiskt i yta i älvar utbyggda för vattenkraft i Sverige, tillsammans med att dammar och förändrade vattenflöden har påverkat vattendragens konnektivitet negativt (Renöfält m.fl. 2017). Därefter identifierade vi ett antal ekologiska processer som har stor betydelse för att skapa habitat för vattendragsorganismer och som har påverkats av vattenkraft, och bedömde olika restaureringsåtgärders förmåga att antingen återskapa processen, skapa liknande habitat eller introducera arter som gynnas av processen.

Metodiken beskriven ovan lät oss besvara följande frågor: (1) Finns det evidensbaserade restaureringsåtgärder som kan förbättra eller restaurera ekologiska processer som är viktiga för vattendragsekosystem? (2) Finns det skillnader i restaureringsåtgärders effektivitet beroende på om de syftar till att återställa ekologiska processer, strukturer eller endast består i att återintroducera arter? (3) I vilken utsträckning är det möjligt att höja den ekologiska statusen på ekosystem i reglerade vattendrag och göra dem mer lika opåverkade referensförhållanden utan att förändra den reglerade flödesregimen och införa så kallade "ekologiska flöden" (Widén m.fl. 2017) vilka kan leda till minskad vattenkraftsproduktion?

2 Metoder

I vår utvärdering av restaureringsmetoder fokuserade vi på åtgärder som har föreslagits eller blivit implementerade för att minska påverkan av vattenkraftsproduktion på vattendragsekosystem i Sverige. Vi har utnyttjat studier från alla delar av världen då vi bedömt att de är relevanta för svenska förhållanden, men företrädesvis studier av vattendrag i boreala och tempererade områden, där påverkan utgörs av dammar och förändrade flödesregimer.

2.1 VETENSKAPLIGT STÖD FÖR ÅTGÄRDER OCH RESTAURERINGSPOTENTIAL

Vi klassificerade evidensen för att en rad restaureringsåtgärder har förmåga att föra ekosystem knutna till vattendrag närmare ett referenstillstånd enligt den femgradiga skalan som presenterades i inledningen.

I nästa steg bedömde vi vilken potential restaureringsåtgärderna har att öka tillgången på habitat för arter knutna till strandzoner längs vattendrag och arter anpassade till strömmande vatten. Vi fokuserade på dessa typer av habitat eftersom de har blivit drastiskt reducerade till ytan i vattendrag utbyggda för vattenkraft jämfört med fritt strömmande vattendrag. I de utbyggda älvarna i norra Sverige har t.ex. nästan all fallhöjd utnyttjats för kraftproduktion, och forsar och vattenfall är idag torrlagda eller överdämda i magasin (Renöfält m.fl. 2017). På samma sätt har vattendragens strandzoner, definierat som det område som temporärt läggs under vatten vid höga vattenstånd i vattendragen, förändrats genom att både frekvensen och varaktigheten av höga vattenstånd modifierats med resultatet att den totala ytan av älvstrandsvegetation minskat till en bråkdel av den som finns längs fritt strömmande vattendrag (Jansson m.fl. 2000a). För varje restaureringsåtgärd bedömde vi dess förmåga att skapa habitat dels för strandanknutna arter, dels för arter anpassade till strömmande vatten till antingen 0 eller 1.

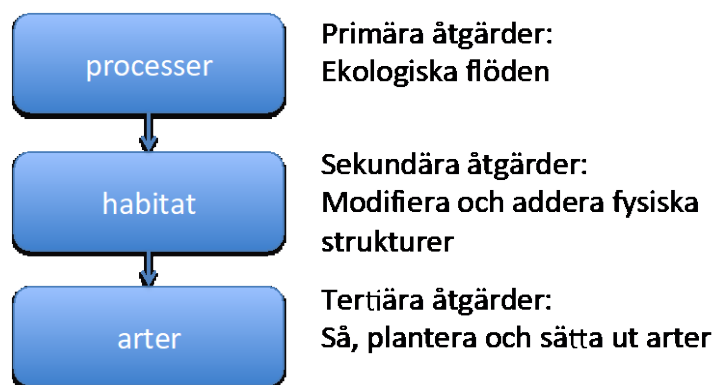
Vattenkraftsutbyggnaden har också förändrat konnektiviteten mellan olika ekosystemkomponenter i utbyggda vattendrag, d.v.s. möjligheterna för flöden och utbyten av arter, sediment och organiskt material. Vi bedömde därför varje åtgärds potential att förbättra longitudinell, lateral och vertikal konnektivitet (Ward 1989) till antingen 0 eller 1. Vi definierade longitudinell konnektivitet som flöden av organismer, energi och material uppströms och nedströms längs med vattendragets huvudfåra, d.v.s. passiv transport med vattenflödet nedströms, samt aktiv transport uppströms av vandrande fiskar. Lateral konnektivitet avser utbytet av organismer, sediment och organiskt material mellan vattendraget och omgivande landområden, som vanligen sker via vattendragens stränder. Vertikal konnektivitet definierades som utbyte mellan grundvatten och vattendragets fåra av antingen organismer, energi eller näringsämnen. Det gäller flöden av vatten och näringsämnen m.m. som transporteras med vattnet, men även organismer, framförallt små kräftdjur, som lever i grundvattenmiljöer i det "interstitiella utrymmet" mellan markens partiklar. Vi bedömde också om den rumsliga skalan av varje åtgärds effekt var antingen (1) lokal, knuten till en specifik

vattendragssträcka, eller (2) om den kan förväntas omfatta hela avrinningsområdet eller motsvarande. I det senare fallet multiplicerade vi åtgärdens effekt med 2.

Som ett mått på varje åtgärds potential att öka mängden habitat och förbättra konnektiviteten summerade därefter vi poängen för varje åtgärd. Det möjliggjorde jämförelser av olika åtgärders potential att förbättra tillgången på strand- och strömmande vattenhabitat, samt olika aspekter av konnektivitet.

2.2 POTENTIAL ATT ÅTERSKAPA EKOLOGISKA PROCESSER

Vattendragsekosystem är dynamiska miljöer, där ett antal nyckelprocesser har stor betydelse för att skapa habitat eller styra förhållanden av betydelse för arters förekomst (Ward 1989, Poff m.fl. 1997). Som en alternativ metod att bedöma olika restaureringsåtgärders potential att återställa eller förbättra ekologiska förhållanden i vattendrag påverkade av vattenkraft bedömde vi i vilken mån det för ett antal ekologiska processer finns restaureringsåtgärder som kan återskapa eller efterlikna processens betydelse för förekomst av vattendragsorganismer. För det första beaktade vi ett antal flödesrelaterade processer som har stor betydelse för att skapa habitat för olika grupper av vattendragsarter (Bunn & Arthington 2002, Arthington m.fl. 2006): Strömhastighet, flödesmagnitud, höglödespulser, låglödesperioder och vattenståndsvariation. Vidare inkluderade vi processer som helt eller delvis styrs av vattenflödet: sedimentdynamik, vattentemperatur och isdynamik. Slutligen fokuserade vi på processer som relaterar till konnektivitet, d.v.s. upp- och nedströmsvandring av fisk, drift av akvatiska insekter, näringstransport, växtspridning, utbyte mellan vattendragets fåra, omgivande landområden och svämplan, samt den hyporheiska zonen, samt konnektivitet mellan huvudfåra och biflöden.



Figur 1. Åtgärder för att restaurera och förbättra miljön i utbyggda vattendrag kan delas in i tre grupper beroende på om målet med dem är att återupprätta processer som är typiska för vattendrag (t.ex. sedimentdynamik), återskapa habitat (t.ex. placera ut lekgrus) eller återinföra arter (t.ex. sätta ut fisk).

För varje ekologisk process angav vi hur den påverkats av reglering, och vilka restaureringsåtgärder som har blivit föreslagna för att återskapa de värden som upprätthålls av processen. Vi delade in åtgärderna i tre grupper (Figur 1): (1) primära åtgärder, som riktar in sig på att restaurera de ekologiska processer som blivit negativt påverkade av reglering, (2) sekundära åtgärder, med fokus på att

återskapa habitat för vattendragsorganismer, utan att påverka flödena, och (3) tertiära åtgärder, där man introducerar arter istället för att skapa habitat för dem. Slutligen bedömde vi hur väl de primära, sekundära respektive tertiära åtgärderna kan återskapa de värden som gynnas av varje process i tre nivåer: (1) Åtgärderna återskapar de habitat som gynnas av processen fullständigt eller nära fullständigt. (2) Åtgärderna leder till en påtaglig förbättring, och (3) åtgärderna leder till en liten, men detekterbar förbättring.

3 Resultat

För de åtgärder för att förbättra miljön i vattendrag påverkade av vattenkraft som föreslagits eller genomförts i Sverige redovisar vi här (1) vilket stöd det finns i den vetenskapliga litteraturen för åtgärdernas effektivitet, (2) ger en översikt över deras förmodade förmåga att skapa habitat för arter på vattendragens stränder och arter anpassade till strömmande vatten, samt deras betydelse för konnektivitet. (3) Därefter går vi igenom möjligheterna att förbättra eller återställa olika ekologiska processer som har påverkats av vattenkraft.

3.1 VETENSKAPLIGT STÖD FÖR ÅTGÄRDER

För alla åtgärder som vi beaktat finns vetenskapligt stöd för att de har förmåga att skapa habitat och/eller öka konnektivitet, och för de allra flesta finns åtminstone någon studie med resultat från uppföljning av genomförda åtgärder (Tabell 1-3).

När det gäller flödesrelaterade åtgärder finns det en god förståelse av vilken betydelse olika komponenter av naturliga flödesregimer (Tabell 1:1, varje åtgärd är numrerad) har för att skapa habitat, upprätthålla habitatens kvalitet samt bidra till olika aspekter av konnektivitet. Även om det har gjorts relativt få systematiska studier som rapporterar om de ekologiska resultaten av genomförda ekologiska flödesåtgärder, finns det ändå studier som beskriver resultat från genomförda åtgärder. De täcker dock inte in alla aspekter av kvantitet och kvalitet av habitat eller olika typer av konnektivitet (Tabell 1:1). När det gäller att återställa en naturlig flödesregim kommer erfarenheterna i första hand från dammrivningar, även om vattendragen där dessa genomförts i regel fortfarande i någon mån är påverkade av regleringar uppströms. Att ta bort dammar innebär risker och själva dammrivningen bör betraktas som en störning (Stanley & Doyle 2003), men flera studier har visat på positiva initiala responser (Dong m.fl. 2016, Lejon 2012).

Ett flertal studier har undersökt effekten av att införa mer naturlig säsongvariation i flöden (Tabell 1:2), vilket i de flesta fall har inskränkt sig till införande av höglödespulser. Dessa har haft positiva effekter på organismer i både akvatiska miljöer (Robinson m.fl. 2003, Mannes m.fl. 2008, Cross m.fl. 2011, Patten m.fl. 2001) och på stränder (Rivaes m.fl. 2015). En relaterad åtgärd är att göra vattenståndsvariationen (Tabell 1:3) i magasin mer lik vattenståndsvariationen i referensvattendrag: I magasin är ofta vattenflödet frikopplat från vattenstånd, i och med att magasinets roll är att fylla en vattenlagrande funktion. Vattenståndsvariationen antas främst ha betydelse för strandvegetationens utbredning och sammansättning, som utgörs av växter med olika tolerans för översvämning (Catford & Jansson 2015). Höga vattenstånd under en period kan minska dominansen och göra det lättare för sällsynta arter att etablera sig och överleva, och översvämning hindrar terrestra arter från att etablera sig i strandzonen. Perioder med låga vattenstånd senare under vegetationsperioden låter arter som är känsliga för långa perioder av översvämning växa till. Naturlig säsongvariation trots låga flöden gynnade rekrytering av träd av släktet *Populus* i strandzonen i Nordamerika (Hall m.fl. 2011). Höga vattenstånd under låglödesperioder kan däremot vara skadligt för

öringyngel, och att undvika sådana höga vattenstånd kan då vara positivt (Bergerot & Cattaneo 2017).

Inga utvärderingar har gjorts av åtgärden att sätta gränser för perioder utan vattenflöde (Tabell 1:4), s.k. nolltappning. Nolltappning innebär att kraftverk står stilla p.g.a. låg efterfrågan eller låga priser på elkraft med resultat att vatten i magasin blir helt stillastående. Detta förekommer dock främst i vattendrag där magasinerna ligger i kaskad, eftersom man i vattendrag med strömsträckor nedanför kraftverk och dammar in regel har stipulerat regler om minimitappning eller minsta flöde. Att undvika eller förkorta perioder med nolltappning antas öka näringstransporten, vilket gynnar filtrerande vattenorganismer, och bidra till syresättning av vattnet samt öka dynamiken i omsättning av sediment och organiskt material.

Att öka vattenflödet på sträckor där vattenföringen är reducerad i förhållande till det oreglerade tillståndet i t.ex. torrfårar och omlöp (Tabell 1:5) har visat sig gynna populationer av fisk, makrovertebrater, vatten- och strandväxter (Renöfält m.fl. 2015). Till skillnad från tekniska fiskvägar (Tabell 1:6), där vattenflödet endast gynnar fiskvandring, kan omlöp utgöra ett habitat för olika typer av organismer typiska för strömmande vatten, samtidigt som det är mer sannolikt att ett större antal arter av både fiskar och andra organismgrupper kan utnyttja omlöpet för spridning (Calles m.fl. 2013).

För konnektivitetsrelaterade åtgärder (Tabell 2) finns det relativt gott om studier som utvärderar olika åtgärder, men ett antal mer specialiserade åtgärder för att gynna longitudinell konnektivitet är helt eller relativt oprövade. Dammrivningar (Tabell 2:1) behandlades ovan: Även om det finns en rad studier som utvärderar i första hand kortsiktiga effekter av dammrivning, handlar flertalet av dem inte om effekterna på konnektivitet (men se t.ex. Cubley & Brown 2016). Borttagning av låga överfallsdammar eller trösklar (Tabell 2:2) skiljer sig inte principiellt från dammrivning generellt, och det finns studier (Mbaka & Mwaniki 2015, Strömberg m.fl. 2015) även av dessa. Ett alternativ lösning för att öka konnektiviteten vid lägre trösklar istället för att ta bort dem kan vara att höja delen nedanför upp till tröskelns kant för att möjliggöra fiskvandring (Tabell 2:3; Stoller m.fl. 2016).

Fiskvägar förbi dammar och kraftverk kan antingen likna ett naturligt vattendrag, s.k. omlöp (Tabell 2:4), eller vara utformade som tekniska fiskvägar (Tabell 2:5) över eller genom hindret, och det finns ett flertal studier som utvärderar dem. Fiskhiss och -sluss är sämre alternativ. För uppströmsvandring av ung ål kan man ha ledare som kräver mycket lite vatten (Tabell 2:6), och även de har utvärderats i flera studier (Calles m.fl. 2013). Fångst och transport (Tabell 2:8) är kanske den minst naturliga och mest arbetsintensiva metoden, men har tillämpats för t.ex. lax i Klarälven sedan 1932, men kan utvidgas till smolt av laxfisk, sik, ål, etc. Att få tillräckligt stora flöden för att locka fisk att välja fiskvägen är ofta ett problem, där klunkning (Tabell 2:9) och lockvatten är lösningar.

För nedströmspassage kan fiskgaller installeras (Tabell 2:10-11). Snedställt galler med flyktöppning/fiskavledare, helst utfört som snedgaller som också kan ha styrning till utlopp/fiskavledare är att föredra. Äldre fiskgaller med mer eller mindre rak vinkel kan fungera i nödfall vid låg vattenhastighet eller små kraftverk.

Mindre dammar kan ha betongfundament/tröskel nedströms som fisk landar på om de följer med vattnet över dammen, vilket kan behöva åtgärdas. Miljöanpassade turbiner (Tabell 2:13) kan bli en möjlighet i framtiden, men är idag inte utprovade.

Lateral konnektivitet handlar om flöden av organismer, organiskt material och sediment mellan vattendragens fåror och omgivande terrestra områden, eller svämplan om sådana finns. Det kan handla om att ta bort levéer och invallningar (Tabell 2:7) som separerar vattendrag från svämplan och sidovatten (Gergel m.fl. 2002, Helfield m.fl. 20017). Det har bland annat gjorts sådana restaureringsarbeten längs delar av de för vattenkraft reglerade floderna Rhône i Frankrike och Donau i Österrike (Riquier m.fl. 2015; Hein m.fl. 2016). När det gäller ett antal mer specialiserade åtgärder för att gynna fiskvandring längs med vattendrag har åtgärder som fångst och transport av fisk (Tabell 2:8), klunkning (Tabell 2:9) för att erbjuda höga flöden under en kort period för att locka vandrande fiskar till fiskvägen, och olika typer av galler (Tabell 2:10-11) för att hindra fisk från att passera kraftverk och styra dem alternativa vägar, blivit utvärderade. Andra åtgärder som att stänga kraftverk vid nedströmsvandring (Tabell 2:12), installera fiskvänliga turbiner (Tabell 2:13) eller modifiera intagen till kraftverken (Tabell 2:14) befinner sig i ett mer initialt skede där åtgärderna föreslagits och i vissa fall testas, men där de ekologiska konsekvenserna fortfarande är relativt okända (Calles m.fl. 2013). Då dessa alternativa åtgärders potential för svenska förhållanden relativt nyligen blivit utvärderade av Calles m.fl. (2103) behandlas de endast kortfattat här.

Ytterligare en aspekt på konnektivitet är kontakten mellan huvudfåran och biflöden som mynnar i huvudfåran. I vissa fall kan huvudfåran ha blivit sänkt genom muddring, vilket skapat ett vandringshinder till biflödet, alternativt att mynningar i magasin kan blockeras av isskjuvade vallar och bankar till följd av de onaturliga vattenståndsväxlingarna i magasinerna. Dessa mynningar kan modifieras för att tillåta fiskpassage under större delen av året (Tabell 2:15; Widén m.fl. 2016), men detta har inte blivit testat eller utvärderat.

Åtgärder för förbättra fysiskt habitat i vattendrag utan att direkt påverka vattenflöden (Tabell 3) är inte unika för reglerade vattendrag, och erfarenheter kan hämtas från ett bredare underlag. Att återföra stenblock och död ved till vattendragsfåror (Tabell 3:1), strukturer som ofta rensats bort för att öka strömhastigheten eller gynna t.ex. timmerflottning, kan öka ytan av habitat för organismer på både stränder och i vattnet (Gardeström m.fl. 2015, Kuglerová m.fl. 2016), och utläggning av grus eller småsten i t.ex. forsnackar (Tabell 3:2) kan skapa lekbottnar för laxfiskar (Palm m.fl. 2007). Att placera ut stenblock i strandnära lägen för att minska erosion och gynna etableringen av strandväxter (Tabell 3:3) testas i fullskaleexperiment i Umeälven (Widén m.fl. 2016), men ingen vetenskaplig studie har ännu publicerats. Spegeldammar på sträckor med reducerad vattenföring (Tabell 3:4) har i regel byggts med syftet att öka den vattentäckta ytan, men leder till mer eller mindre stagnat vatten, ofta på forssträckor, och på senare år har det setts som en restaureringsåtgärd att ta bort dem. De finns ändå med som en åtgärd här för de fall då detta är enda sättet att behålla en vattenspegel på en sträcka, och det följaktligen inte tränger undan

habitat med strömmande vatten. I sådana fall ligger en ökning av minimitappningen dock närmare till hands om man vill höja den ekologiska statusen på sträckan.

Eroderade bottenar, t.ex. nedanför kraftverk kan få en stenpål av grövre sediment när finmaterial har spolats bort. Ett sätt att öka sedimentdynamiken på sådana sträckor kan vara att bryta upp stenpåsen och mobilisera underliggande material (Tabell 3:5), men oss veterligt har detta inte utvärderats vetenskapligt. På sträckor i reglerade vattendrag där vattentemperaturen höjts eller sjunkit till följd av regleringen, där intag av vatten från uppströms liggande magasin med låg strömhastighet kan leda till högre temperatur, medan bottentappning av magasin kan sänka vattentemperaturen nedströms, kan man åtgärda situationen genom att förändra vid vilket djup vatten tappas från magasinet (Tabell 3:16; Olden & Naiman 2010).

3.2 POTENTIAL ATT GYNNA STRANDMILJÖER, HABITAT FÖR STRÖMMADE VATTEN OCH KONNEKTIVITET

Vilka åtgärder har störst potential att öka mängden habitat och öka konnektiviteten? Bland de flödesrelaterade åtgärderna (Tabell 1) har återställande av en naturlig flödesregim (Tabell 1:1) bedömts öka mängden habitat såväl som kvaliteten av habitat för arter på stränder och i strömmande vatten, samt öka den longitudinella, laterala och vertikala konnektiviteten. Med en naturlig flödesregim skulle strändernas utbredning kontrolleras av variationen i vattenstånd under året, ofta med årets högsta vattenstånd i samband med vårfloden, och låga vattenstånd under höst och vinter, samtidigt som man skulle ha höga strömhastigheter på sträckor med fallhöjd. Vidare skulle en naturlig flödesregim möjliggöra flöden av sediment, organiskt material och arter längs med vattendragen, och med flödesvariation skulle utbytet mellan fåran och strandzonerna (lateral konnektivitet) och hyporheiska flöden (mellan fåran och grundvatten) underlättas.

Om man bara genomför en eller några aspekter av naturliga flöden förlorar man en eller flera av de ekologiska nyttorna i form av habitat eller konnektivitet. Om man inför säsongsvariation i flöden som liknar de naturliga (Tabell 1:2) skulle man behålla de flesta värden jämfört med en naturlig flödesregim, men då denna åtgärd inte förutsätter att dammar och kraftverk tas bort, kan man inte utgå från att mängden habitat med strömmande vatten skulle öka. På samma sätt skulle en så enkel åtgärd som att stipulera gränser för den maximala tid nolltappning från dammar och kraftverk är tillåtna (Tabell 1:4) göra att strömhastigheten ökar i vattendraget, även i magasin utan fallhöjd. Det bedöms återskapa habitat med strömmande vatten, öka syresättningen av bottenar och skulle bidra till longitudinell konnektivitet genom att öka näringstransport (och habitat för filtrerande organismer). Genom ökad turbulens skulle samtidigt risken att grusbäddar med utströmmande grundvatten siltar igen minska, vilket gynnar den vertikala konnektiviteten. Att öka eller införa vattenflöde i torrfåror, omlöp (Tabell 1:5) och fiskvägar (Tabell 1:6) gynnar samma processer som att gå mot en naturlig flödesregim, men får bara lokal effekt, varför slutpoängen för de åtgärderna blir lägre i Tabell 1.

När det gäller konnektivitetsskapande åtgärder (Tabell 2) står dammrivning (Tabell 2:1) och borttagande av trösklar och överfallsdammar (Tabell 2:2) i en klass för sig vad gäller ekologisk nytta, då det inte bara skulle medföra förbättrad longitudinell konnektivitet, men även skapa strömhabitat, med gynnsamma effekter på lateral och vertikal konnektivitet. Åtminstone för dammrivningar skulle de leda till ökad variation i vattenstånd, med positiva effekter på strandzonerna. Övriga konnektivitetsskapande åtgärder tenderar till att i första hand utesluta gynna longitudinell konnektivitet. Ramper för att överbrygga trösklar (Tabell 2:3) (d.v.s. att man bygger upp botten till kanten av en låg damm för att underlätta fiskvandring) och omlöp (Tabell 2:4) erbjuder dock habitat för både strand- och akvatiska organismer, utöver konnektivitetens vinst.

Att ta bort invallningar och hinder mellan vattendragets fåra och svämplan (Tabell 2:7) gynnar den laterala konnektiviteten, d.v.s. flöden mellan fåra och svämplan, förutom att öka ytan av strandhabitat. På samma sätt kan åtgärder för att öka konnektiviteten mellan biflöden och huvudfåror (Tabell 2:15) även leda till högre kvalitet på habitat för både strandvegetation och akvatiska organismer i mynningsområdet.

De fysiska, habitatskapande åtgärder där man istället för att återskapa vattendragens naturliga processer försöker skapa motsvarande strukturer eller egenskaper bedöms också gynna i första hand kvaliteten på strömmande vattenhabitat (Tabell 3): Alla beaktade åtgärder bedöms ha en positiv effekt på kvaliteten av habitat i strömmande vatten. Bland åtgärderna har vi tagit med byggande av spegeldammar eller trösklar (Tabell 3:4), som kan användas för att hålla kvar vatten och öka den vattentäckta ytan i torrfåror med minimitappning. Detta görs i regel på sträckor med turbulent flöde och kan ses som en åtgärd som syftar till att öka tillgången habitat för akvatiska organismer, men eftersom strömhastigheten blir låg bakom trösklarna, kommer de arter som gynnas av åtgärden i första hand vara sådana som är anpassade till förhållandevis stillastående vatten. Övriga åtgärder syftar också till att öka ytan eller kvaliteten av habitat i strömmande vatten genom att återföra strukturer som stenblock och död ved (Tabell 3:1), som ökar heterogeniteten i vattenflödet och bidrar med ståndplatser för fisk och substrat för vatteninsekter. På samma sätt kan utplacering av lekgrus i strömmande vatten (Tabell 3:2) och muddring för att bryta upp armering av sten på eroderade bottenar (Tabell 3:5) öka bottenarnas habitatheterogenitet och addera saknade habitatkomponenter.

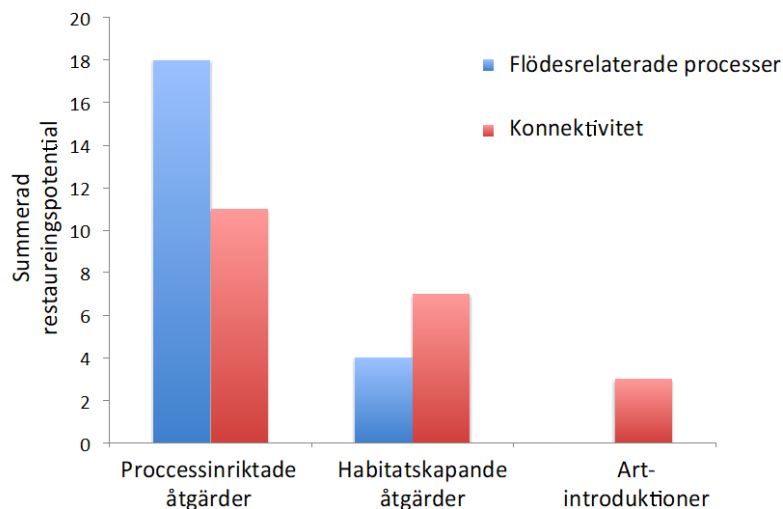
Även stränderna kan gynnas av att lägga ut stenblock och död ved i vattendragens fåror (Tabell 3:1), då dessa bidrar till att sänka vattenhastigheten i strömsträckor och därmed öka vattenretentionen, vilket kan göra att stränder periodvis översvämmas i högre utsträckning. Det gynnar etableringen av strandväxter genom att organiskt material förs bort eller omfördelas, vattenspridda frön deponeras, och utbredning av terrestra, översvämningskänsliga arter förhindras. Att placera ut stenblock i strandnära lägen (Tabell 3:3) som erosionskydd är mer en metod för att minska iserosion i magasin med korttidsreglering, där ständiga vattennivåförändringar gör att istäcket bryts upp och skaver på stranden, vilket gör att både växter och finmaterial förs bort. Syftet med stenblocken är att låsa fast den strandnära isen och minska isrörelserna nära stranden.

Utöver dessa åtgärder kan åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten vara aktuella. Dessa är dock av mer teknisk natur med huvudsakligt fokus att lindra effekter av reglering på fiskpopulationer, och har ofta beaktats redan vid utbyggnad. Kvävgasövermättnad kan uppstå när vattnet kommer med hög fart och orsakar turbulens nedom turbiner, men i vilken omfattning det orsakar problem i Sverige är okänt. Det finns dock strukturer nedanför vissa kraftverk med syfte att minska strömhastigheten. I vissa magasin med stor tillgång på närsalter kan produktion och nedbrytning i magasinet göra att syretillgången blir låg. Om intaget till kraftverken sker nära botten kan även det vatten som släpps ut från kraftverket ha låg syrehalt, vilket kan motverkas genom att syresätta vattnet i turbinerna. Dessa åtgärder har som primärt syfte att förbättra habitatkvaliteten för akvatiska organismer, i första hand fisk.

3.3 EKOLOGISKA PROCESSER

När vi jämförde olika restaureringsåtgärders potential att återskapa eller efterlikna ett antal ekologiska processer av stor betydelse för vattendragens ekosystem (Tabell 4) fann vi att åtgärder som syftar till att återskapa ekologiska processer och öka konnektiviteten har större bedömd potential än habitatskapande åtgärder och artintroduktioner (Figur 2). En av de största förändringarna i vattendrag utbyggda för vattenkraft är att sträckor med turbulent flöde (Tabell 4:1), t.ex. forssträckor och vattenfall, blir sällsyntare. I vilken grad sådana miljöer minskar i utbredning beror på metoden och graden av utbyggnad. I regioner med höga fallhöjder utnyttjar man vanligtvis inte hela fallhöjden i kraftverk, och det finns ofta relativt långa vattendragssträckor där vattenföringen regleras av uppströms liggande magasin och kraftverk, men med kvarvarande forssträckor. Så är fallet t.ex. ofta i norska älvar utbyggda för vattenkraftsproduktion. I Sverige, med en överlag flackare topografi, har behovet att utnyttja en större del av fallhöjden i varje vattendrag varit stort, och i de svenska fjällälvar som blivit utbyggda för vattenkraft har i regel nästan all fallhöjd utnyttjats, och de tidigare forsarna har antingen dämts över i magasin, eller torrlagts helt eller delvis. Samma mönster av högt utnyttjande av fallhöjden kan ses även i mindre vattendrag som byggts ut för vattenkraftsändamål i både norra och södra Sverige.

Ovanpå denna brist på forsmiljöer i utbyggda vattendrag kommer det faktum att många kraftverk kan stå helt stilla i långa perioder – perioder om två veckor är inte helt ovanliga under vissa delar av året (Widén m.fl. 2016). Möjligheten att ändra produktionen på mycket kort varsel genom att variera tappningen är en av de största fördelarna med vattenkraft jämfört med andra energislag, men praxisen med nolltappningsperioder får en rad ekologiska konsekvenser. De sträckor i magasin och nedanför kraftverk som med normal tappning fortfarande har hög strömhastighet och tjänar som refugier för strömlevande arter förvandlas temporärt till sjöhabitat. Filtrerande makrovertebrater är t.ex. beroende av att ta upp näringspartiklar från strömmande vatten. Organiskt material och sediment riskerar att sedimentera på bottenarna, och i magasin med hög biomassaproduktion kan bottenarna bli syrefria i avsaknad av genomströmning. Problemet med nolltappningsperioder skulle kunna avhjälpas med restriktioner för hur länge



Figur 2. Restaureringspotentialen hos primära, processinriktade, sekundära, habitatskapande och tertiära åtgärder (artintroduktioner). Restaurerings-potentialen är summan av den bedömda förmågan att återställa 15 olika ekologiska processer (Tabell 4) som påverkats i utbyggda vattendrag

sådana nolltappningsperioder får vara, och/eller krav på en minsta tappning. Detta har dock inte prövats i praktiken, även om bruket med långa nolltappningsperioder är avhängigt att de utbyggda vattendragen i Sverige har få sträckor med outbyggd fallhöjd där kontinuerlig tappning krävs.

I torrfåror, d.v.s. vattendragssträckor där hela eller delar av det ursprungliga flödet har avletts via tunnlar eller kanaler till vattenkraftverk, till ett annat vattendrag, eller något annat syfte såsom konstbevattning eller processvatten till industrier, är en ökning av flödesmagnituden (Tabell 4:2) den flödesrelaterade åtgärd som kommer i första rummet. Syftet är då att öka mängden och kvaliteten på habitat med strömmande vatten. Hur stor andel av det naturliga flödet som behöver tappas för att uppnå olika ekosystemfunktioner eller kunna hysa de arter som naturligt anses kunna förekomma på platsen är dock oklart. Generellt sett räcker en mindre andel av det ursprungliga flödet för att hålla större delen av en fåra vattentäckt (Englund & Malmqvist 1996). Fåran kan då hysa arter anpassade till vattendrag med en diversitet som närmar sig naturliga vattendragssträckor (Englund & Malmqvist 1996), men kan domineras av arter som är antingen generalister eller arter knutna till mer stillastående vatten, medan arter som kräver högre flödes hastigheter eller habitat som skapas av flödesdynamik kan saknas. För skapa habitat för dessa arter kan en större andel av det naturliga flödet krävas, och/eller att det tillgängliga flödet fördelas annorlunda under året, för att åstadkomma en säsongsvariation, där en period med höga flöden med förmåga att skapa störning, mobilisera sediment och initiera vandring hos fisk kan vara de viktigaste resultaten att eftersträva. Storleken på flödet som krävs varierar sannolikt mellan olika vattendrag och beror på vilka specifika arter och ekosystemfunktioner målsättningen är att gynna.

Att införa höglödespulser (Tabell 4:3) är en åtgärd besläktad med föregående. Många ekosystemfunktioner är knutna till perioder med höga flöden, och dessa

antingen minskar i frekvens eller försvinner i reglerade vattendrag. De ekologiska konsekvenserna av det är bl.a. att flöden med förmåga att omforma fåran med omfördelning av sediment som skapar nya habitat uteblir, att vegetationsbälten på stränder anpassade till kortare perioder av översvämning försvinner, och att vattenvegetation kan bre ut sig och dominera fåran. Att införa pulser av höga flöden, som kan vara allt från några dagar till flera veckor är sannolikt den mest frekventa och bäst kända åtgärden bland alternativen för ekologiska flöden, och det finns experimentella belägg och uppföljningar som visar på åtgärdens förmåga att skapa habitat genom t.ex. deposition av sediment och hålla tillbaka invasiva arter. I och med att flödespulserna i regel inte behöver vara långvariga blir kostnaden inte orimligt hög, men de försök som har gjorts visar på varierande resultat med avseende hur varaktiga effekterna av flödespulserna är. I Coloradofloden i USA deponerade t.ex. högflödespulser framgångsrikt stora mängder sediment på de eroderade stränderna nedströms, men då flödena återgick till de normala, reglerade, eroderade dessa snabbt igen (Patten m.fl. 2001). Samma högflödespuls minskade temporärt abundansen av exotiska fiskar, men hade ingen signifikant påverkan på inhemska fiskarter (Valdez m.fl. 2001). Här behövs mer forskning för att sammanväga betydelsen av lokala förhållanden och varaktigheten av olika ekosystemfunktioner beroende på hur högflödespulserna utformas och hur ofta de behöver upprepas.

I starkt reglerade system kan högflödespulser vara svåra att genomföra: I vattendrag med kaskader av långsamflytande magasin kan det vara svårt eller omöjligt att mobilisera sediment för transport nedströms, och på samma sätt kan möjligheterna att översvämma tidigare svämplan saknas. Vilken möjlighet finns det att åstadkomma åtminstone en del av de miljönyttor och ekosystemfunktioner med hjälp av fysiska åtgärder? I frånvaro av flöden som kan mobilisera sediment i tillräcklig omfattning kan man antingen lägga ut sediment, t.ex. grusbäddar för lekande laxfiskar på sträckor där vattengenomströmningen är tillräckligt hög för att syresätta dem och undvika att mellanrummen mellan sedimenten sätts igen av finmaterial. Vidare kan man också tänka sig att man muddrar botten där sedimentationstakten är hög.

Att återskapa sedimentdynamik (Tabell 4:4) i reglerade vattensystem är intimt förknippat med möjligheten att mobilisera och transportera sediment med hjälp av höga flöden och tillräckligt höga vattenhastigheter, och många av nyttorna med sedimentdynamik har behandlats ovan: Ytterst handlar det om att skapa habitat som är viktiga för vattendragsorganismer, t.ex. deltan och innerkurvor i meandrande vattendrag.

I reglerade system tenderar sediment att deponeras på botten i långsamflytande magasin, med följden att det "onaturligt klara" vattnet nedströms dammar och kraftverk har stor potential att ta upp sediment, vilket leder till erosion av stränder och botten (Church 1995), med resultat att bottenarna utvecklas till armerade "stenpälisar" och att stränderna saknar finmaterial för etablering av strandvegetation. I magasin med korttidsreglering förvärras erosionen av stränder till följd av ständiga vattenståndsväxlingar vilka sköljer ut finmaterial från strandzonen (Jansson m.fl. 2000a). Läget förvärras ytterligare av isförhållandena på vintern, där ständiga vattenståndsväxlingar gör att isen istället för att vara

bankfast rör sig upp och ner och pressar och bänder i strandzonen. Det leder dels till att stranden skjivas upp till vallar eller levéer, dels till att erosionen påskyndas då vallarna undermineras, och finmaterial och rotade växter förs bort. Det kan som nämnts ovan vara svårt att mobilisera sediment och transportera nedströms i vattendrag som består av kaskader av långsamflytande magasin. Möjligheterna att mobilisera sediment med höga flöden kan fungera i vattendrag med lägre regleringsgrad, eller där stora magasin saknas.

Nyttan av en åtgärd som föreskriver att det ska finnas perioder med låga vattenstånd (Tabell 4:5) grundar sig på det faktum att man i reglerade vattendrag tenderar att förlora naturlig säsongvariation i både flöden och vattenstånd. I fritt strömmande vattendrag ger låga vattenstånd under vegetationsperiodens senare del strandväxtarter chansen att växa till och etablera sig. Många av strändernas växter klarar perioder av översvämning, men har då liten eller ingen positiv tillväxt. Om man i magasin med korttidsreglering kan hålla vattenstånden låga, nära sänkingsgränsen, skulle det dels ge arter chansen att gro och etablera sig, dels ge de många arter som växer dåligt under vatten chans till positiv tillväxt. En prognos för ett scenario med låga vattenstånd under sensommaren för älvmagasin i Umeälven visar att denna åtgärd skulle möjliggöra för hela stranden mellan dämningssgränsen och sänkingsgränsen att hysa vegetation som motsvarar strandskog, videbälte och starrbältena i fritt strömmande älvar (Widén m.fl. 2016). Detta kan jämföras med dagens förhållanden, då den nedre halvan av stranden främst hyser amfibiska växter. Denna ökning i strandvegetationens utbredning kan man dock bara räkna med förverkligas där frekvensen och varaktigheten av översvämning begränsar vegetationens utbredning. Många stränder saknar finmaterial till följd av erosion, och andra är utsatta för intensiv isrivning under vintern: På dessa stränder kan man inte förvänta sig att förändrade vattenstånd leder till att vegetationen brer ut sig. Låga vattenstånd kan även vara positivt för vattenvegetation, då lägre vattenstånd innebär att ljuset når större djup, vilket ofta är den begränsande faktorn för vattenväxters utbredning.

Att införa säsongvariation i vattenstånd (Tabell 4:6) i magasin, där vattenståndsväxlingarna tidsmässigt följer de i motsvarande naturliga vattendrag, skulle ge samma miljönytta för vegetationen på vattendragens stränder som en kombination av högflödespulser och låga vattenstånd på sensommaren. Tanken med denna åtgärd är att man inom de av vattendomar bestämda dämningss- och sänkingsgränserna låter vattenstånden variera så att man ligger vid dämningssgränsen under en period (ca. två veckor) motsvarande vårfloden i ett vattendrag i Norrland, följt av en period med sjunkande vattenstånd, samt en period med låga vattenstånd under sensommaren (Widén m.fl. 2016). Den simulerade vårfloden skulle kunna hålla borta terrestra arter, föra bort organiskt material och öka chanserna för att frön av olika arter kan deponeras och gro när vattenståndet sjunker. Det sjunkande vattenståndet och låga nivåerna skulle sedan ge samma fördelar som föregående åtgärd. I vattendrag i andra delar av Sverige kan man låta vattenståndsvariationen efterlikna de lokala förhållandena som råder där.

Isdynamiken (Tabell 4:7) påverkas i reglerade vattendrag. I reglerade älvar med korttidsreglering bryts isen upp och fryser igen många gånger under en vinter

beroende på hur kraftverket körs (Gebre m.fl. 2013). I en oreglerad älv är isen bankfast och istäcket som ligger på stranden utgör ett skydd mot isrörelser och skador som kan uppstå vid islossning. I ett reglerat vattendrag saknas ofta bankfast is som en effekt av snabba förändringar av vattenstånd och flöde (Ettema & Zabilansky 2004). Vid temperatursänkningar ökar energibehovet vilket ofta ökar flödet och en snabb avsänkning av vattenståndet sker. Det innebär att isen rycks lös från strandkanten. Vid höjning av vattenstånden sker det omvända att isen trycks in mot strandkanten och en skavande isrörelse både mot botten och strand uppstår (Turcotte m.fl. 2013). Eftersom korttidsregleringen i allmänhet innebär snabba förändringar av flöde och vattenstånd, som ibland sker flera gånger per dygn, uppstår skador som kan kopplas till mekanisk islossning. I både små och stora vattendrag kan även islossning leda till betydande morfologiska förändringar av älvfåran relaterat till att isen skär in i älvbanken och tar med sig betydande mängder material, med eroderade stränder som resultat (Prowse & Culp 2004). Isen skaver på strandkanterna eller sliter med sig stora bitar av stranden. Om det sker upprepade mekaniska islossningar under vintern kan det medföra betydande fysiska skador på älvfåran och strandkanten (Huusko m.fl. 2007). Nedanför kraftverk kan ett stabilt istäcke ha svårt att bildas på grund av ständiga vattenrörelser och få strukturer vid ytan, och vattnet kan då bli superkylt (under 0 grader C utan omedelbart frysa till is) med krabisbildning som följd.

Flödespåverkande åtgärder som innebär minskad korttidsreglering samt minskad förändringstakt av flöden och vattenstånd (Gebre m.fl. 2013; She m.fl. 2012) kan minska ispåverkan genom att minska risken för mekanisk islossning, samt ge solidare isläggning, med mindre risk för krabis och isdämningar (Peters m.fl. 2014).

En metod för att minska ispåverkan på stränder i magasin med korttidsreglering är att placera ut stenblock i strandnära lägen. Metoden är under utveckling i Umeälven, där fyra sträckor med strandskydd har etablerats och de ekologiska effekterna följs. Meningen är att stenblocken ska bidra till att låsa fast den strandnära isen, så att den blir bankfast, och stranderosionen minskar. Preliminära resultat tyder på att så har blivit fallet, med en tydlig gräns mellan bankfast is runt stenblocken och rörlig is som följer vattenståndsväxlingarna utanför (Widén m.fl., opublicerade resultat).

I reglerade vattendrag kan vattentemperaturen (Tabell 4:8) förändras jämfört med naturliga vattendrag till följd av flera faktorer: Lägre strömhastighet, större djup och större vattenvolymer i magasin, förändrade flödesmönster över året, samt nedströms dammar och kraftverk beroende på hur vattnet tappas från dammen. De förändringar i vattentemperatur som är väsentliga ur ett åtgärds perspektiv är dels sträckor nedströms dammar beroende på om dammen tappas från ytan eller botten: I det förra fallet kan vattentemperaturen nedströms bli högre, medan den blir lägre i det andra fallet. Dessutom kan vattentemperaturen bli hög på reglerade sträckor med låga flöden och liten genomströmning. Vid ytvattentappning från dammar och låg genomströmning kan man få vattentemperaturer som temporärt överstiger laxfiskars tolerans; omvänt kan bottentappning leda till för låga temperaturer för värmeälskande arter (Olden & Naiman 2010). Problem med förändrade vattentemperaturer kan åtgärdas med förändrade flöden, t.ex. genom

att öka flödena under den varma årstiden. Problem med förändrade flöden nedströms dammar kan åtgärdas genom att flytta intagen till kraftstationer, där så är tekniskt möjligt utan att tappa t.ex. fallhöjd (Olden & Naiman 2010). Alternativ som inte påverkar flödena kan vara att modifiera fåran för att skapa temperaturrefugier: Det skulle kunna handla om att skapa djuphålor där temperaturen inte blir lika hög under sommaren.

Longitudinell konnektivitet har delats upp med avseende på riktning och organismgrupp. Uppströmsvandring (Tabell 4:9) av havsvandrande fiskarter har traditionellt fått störst uppmärksamhet: Dammar i utbyggda vattendrag förhindrar uppströmsvandring och gör att lekmogen fisk som vuxit sig stor i havet inte kan nå sina lekområden. Detta har man försökt lösa genom att skapa antingen omlöp, d.v.s. vandringsbara fåror på sidan om dammar och kraftverk, med en mindre del av vattendragets naturliga vattenföring, eller olika typer av tekniska fiskvägar (Calles & Greenberg 2009, Noonan m.fl. 2012). Det finns en omfattande vetenskaplig litteratur om funktionen på olika typer av fiskvägar, och vi kommer inte att gå djupare in på dess olika aspekter här (se Calles m.fl. 2013 för utvärdering av olika alternativ för svenska förhållanden). De främsta faktorer som avgör en fiskvägs effektivitet är dock värda att nämna: (1) Att en fiskväg för uppströmsvandring ska vara värd att bygga förutsätter att det finns kvarvarande habitat uppströms dammen som fisken kan nå. I vattendragssystem med hög regleringsgrad har lekområden för t.ex. lax och havsöring i regel blivit överdämda i magasin eller torrlagda i torrfårar. (2) Om många dammar behöver passeras för att nå lekområden kan det vara svårt att få tillräckligt många att passera upp till lekområdena för att populationen ska vara långsiktigt stabil, eftersom det sker ett proportionellt bortfall vid varje damm. (3) Vidare är ett av de huvudsakliga problemen att få fisken att välja omlöpet eller fiskvägen istället för det huvudsakliga flödet. Detta ställer krav på utformningen av omlöpets eller fisktrappans nedre del, så att det befintliga flödet koncentreras. Vidare kan man laborera med lockvatten eller klunkningar med syftet att ge tillräckligt höga flöden för att locka fisken till omlöp eller fisktrappa.

Passage av fiskar kan uppnås även utan vattenflöden: I fall när en fiskväg saknas kan fisk istället fångas och transporteras förbi hindret. I svenska älvar utbyggda för vattenkraft har istället en annan åtgärd varit den huvudsakliga metoden att kompensera för utebliven fiskvandring och reproduktion av havsvandrande fiskarter: Vattendomar föreskriver att fisk sätts ut vid älvmynningarna, vilket upprätthållit populationsstorlekarna i Östersjön trots att dammarna gjort att lekområden försvunnit och blivit otillgängliga. På samma sätt görs utsättningar uppströms i älvarna, i delar som inte kan nås av vandrande fisk.

Nedströmsvandring av fisk (Tabell 4:10) förbi dammar och kraftverk handlar om hur stor mortaliteten är för fiskar som följer det huvudsakliga flödet och passerar genom kraftverkens turbiner. Nedströmsvandring gäller både vuxna fiskar och unga fiskar som vandrar ner till havet. Dessa kallas hos lax för kelt respektive smolt. För att förhindra fisk från att gå in i turbinerna kan olika typer av galler installeras som för fisken åt sidan för alternativ nedtransport (Calles m.fl. 2010). För att styra smolt, som i första hand simmar nära vattenytan, mot omlöp eller fisktrappor istället för att passera genom kraftverk, kan man också installera

smoltavskiljare, som består av barriärer vid ytan som styr fisken i den önskade riktningen.

Det finns även andra organismgrupper än fiskar för vilka longitudinell konnektivitet är viktigt, men det har inte fått någon uppmärksamhet i arbete med att minska effekterna av dammar och kraftverk. Stora mängder akvatiska evertetrater kan transporteras nedströms med rinnande vatten i vattendrag, och många arter har ett driftbeteende, där störningar eller miljöförändringar kan utlösa ökad transport av individer nedströms (Tabell 4:11). Kraftiga flödesförändringar har observerats ge upphov till ökad drift (Holmes & Whitton 1981), och i den mån drift är en viktig vektor för akvatiska organismer att kolonisera vattendragssträckor, skulle dammarna kunna göra att sträckor koloniseras långsammare efter en störning. Även om akvatiska evertetrater som förs med vattnet nedströms kan passera genom kraftverk utan att skadas, så utgör kraftverkens intag en liten yta i förhållande till vattendragets hela bredd. I vilken mån detta har en barriäreffekt beror på i vilken utsträckning driftande organismer följer den starkaste strömmen eller inte. En tänkbar åtgärd för att minska dammarnas barriäreffekt på driftande akvatiska evertetrater skulle kunna vara koordinerade spill genom utskovsluckorna från flera dammar i kaskad i samband med höga flöden. De höga flödena skulle eventuellt kunna utlösa drift, och med öppna utskovsluckor ökar chansen att en större andel av de driftande individerna lyckas passera dammarna. Åtgärden är dock spekulativ, då både omfattningen av dammarnas barriäreffekt och potentialen för åtgärden att överkomma den är okända.

Inte heller när det gäller spridning av vattendragsväxter (Tabell 4:12) finns några förslagna åtgärder för att minska eventuella barriäreffekter av dammar. För växter är det dock välbelagt att många arter sprids med vatten och att denna spridning påverkas negativt av dammar. Många av vattendragens växter, både strandväxter och rena vattenväxter, har frön och vegetativa spridningsenheter som sprids med vatten (Catford & Jansson 2015). Denna spridning har visats vara av betydelse för artsammansättning och genetisk variation av vattendragsväxter (Nilsson m.fl. 2010). Experiment visar också att det är svårt för frön och växtdelar att ta sig förbi dammar (Andersson m.fl. 2000): Intagen till kraftverken är små, och utskovsluckorna är sällan öppna. Mönster i strandarters förekomst i älvmagasin i norra Sveriges reglerade älvar visar också att angränsande magasin hade delvis olika artsammansättning till följd av att arter med sämre förmåga att ta sig förbi dammarna saknades i ena magasinet (Jansson m.fl. 2000b).

Även för växter med vattenspridda frön skulle koordinerade spill från dammar vara en metod att minska dammarnas barriäreffekt (Jansson 2008). I växters fall skulle dock detta behöva sammanfalla med att man först höll vattenståndet på hög nivå för att låta frön på stränder "sköljas ut" i magasinen för att sedan transporteras nedströms. Vidare skulle detta helst ske antingen på hösten, då många frön produceras, eller när vårfloden infaller i motsvarande fritt strömmande vattendrag, då detta har visat sig vara de tidpunkter då störst mängd frön sprider sig med vattnet (Andersson & Nilsson 2002). Åtgärden har dock aldrig testats, så i vilken mån den skulle vara effektiv är okänt.

Vattendrag för med sig näringsämnen (Tabell 4:13) från sina avrinningsområden till haven, och förändringar i vattendragens flöden till följd av reglering har medfört förändringar i både storleken och tidpunkten på året för transport till haven. Halten löst kisel har t.ex. sjunkit mer än 30% i den reglerade Luleälven jämfört med fritt strömmande älvar (Smedberg m.fl. 2009). Marina blomningar av cyanobakterier i t.ex. Svarta Havet har blivit kopplade till minskade halter av kisel i haven till följd av minskad inflöde från reglerade floder som Donau (Humborg m.fl. 1997). En viktig orsak till den minskade uttransporten av kisel i Luleälven är att strandnära områden med fjällbjörkskog dämtes över (Smedberg m.fl. 2009). Även tidpunkten för uttransport av näringsämnen har förändrats: reglerade vattendrag har i regel högre vattenföring under vintern på bekostnad av vårflodsperioden, vilket har gjort att löst organiskt kol samt joner som mangan, kisel, aluminium, magnesium och kalium transporteras ut under vintern i ökad omfattning på bekostnad av sommaren (Siergieiv m.fl. 2014).

Utbytet mellan vattendragen och den hyporheiska zonen (Tabell 4:14), d.v.s. grundvattenflöden som står i kontakt med vattendragen, påverkas också av reglering. Generellt sett leder finsedimentackumulation på bottenarna av magasin, ändrade mönster för vattenståndsvariation och lägre strömhastighet till mindre utbyte av näringsämnen (Siergieiev m.fl. 2014) och vatteninsekter mellan vattendrag och grundvatten (Boulton 2007). Det ger i sin tur upphov till förlust av habitat för hyporheiska organismer och sämre tillväxt för träd i strandzonen, t.ex. *Populus* i Nordamerika (Harner & Stanford 2003). Både det minskade utbytet med den hyporheiska zonen och förändringarna i uttransport av näringsämnen skulle kunna avhjälpas med ökad säsongsvariation i flöden eller höglödespulser, men ingen modell för åtgärdernas potential till förbättring eller några praktiska test har genomförts. Vad gäller ökat utbyte mellan vattendrag och den hyporheiska zonen har det föreslagits att utläggning av block och död ved skulle kunna öka turbulensen vid botten på strömsträckor, och därmed öka vattenutbytet mellan vattendragens fåra och den hyporheiska zonen (Boulton 2007).

En annan aspekt på konnektivitet är att vissa biflöden som mynnar i magasin (Tabell 4:15) kan blockeras av sedimentansamlingar och ispressade vallar, samt att biflöden som mynnar på muddrade sträckor där vattennivån sänkts kan få mycket branta mynnningar, vilket omöjliggör fiskvandringar mellan biflöde och huvudfåra. De blockerade biflödesmynningarna i magasin skulle i någon mån kunna avhjälpas med säsongsvariation i flöden, men fysisk borttagning av vallar och barriärer, och uppträskling eller omdragning av fårans mynnningar för att göra dem mindre branta är förmodligen effektivare strategier (Widén m.fl. 2016).

Tabell 1. Flödesrelaterade restaureringsåtgärder rankade efter deras förmodade förmåga att bidra till ökad yta eller kvalitet av habitat för organismer anpassade till strandmiljöer eller strömmande vatten, samt longitudinell, lateral och vertikal konnektivitet. Varje restaureringsåtgärd klassificerades som 0 eller 1 beroende på om det finns evidens för att de bidrar till en specifik aspekt. Siffrorna för varje restaureringsåtgärd summerades och multiplicerades sedan med 1 eller 2 beroende på om den förväntade restaureringseffekten kan förväntas vara lokal eller gälla hela avrinningsområdet. Den vetenskapliga evidensen bedömdes från 1 till 5 (bäst – sämst) i enlighet med klassificering i inledningen.

Restaureringsåtgärd	Vetenskaplig evidens	Ekologiska processer eller förhållanden som gynnas	Strandmiljöer		Strömmande vatten		Konnektivitet			Rumslig skala	Restaureringspotential (summa)
			Yta	Kvalitet	Yta	Kvalitet	Longitudinell	Lateral	Vertikal		
1. Naturlig flödesregim	1	Flera processer (Bayley 1991, Dong m.fl. 2016, Lejon 2012, Cubley & Brown 2016)	1	1	1	1	1	1	1	2	14
2. Säsongsmissig flödesvariation	1	Flera processer (Robinson 2012, Enders m.fl. 2009, Renöfält & Ahonen 2009)	1	1	0	1	1	1	1	2	12
3. Naturlig vattenståndsväxling	2	Stress och störning minskar dominansen, perioder utan översvämning gynnar växters tillväxt (Anderson 2014)	1	1	0	0	0	1	0	1	3
4. Förkorta perioder utan vattenflöde	3	Strömmande vatten, syresättning, sedimentdynamik, näringstransport (Growth m.fl. 2016)	0	1	1	1	1	0	1	2	10
5. Vattenflöde i torrfåror och omlöp	1	Flera processer (Nöbelin 2014, Calles m.fl. 2013)	1	1	1	1	1	1	1	1	7
6. Vattenflöde i fiskvägar	1	Fiskvandring (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Summa av åtgärder för ekologiska flöden			4	5	3	4	5	4	4		

Tabell 2. Konnektivitetsskapande restaureringsåtgärder rankade efter deras förmodade förmåga att bidra till ökad yta eller kvalitet av habitat för organismer anpassade till strandmiljöer eller strömmande vatten, samt longitudinell, lateral och vertikal konnektivitet. Varje restaureringsåtgärd klassificerades som 0 eller 1 beroende på om det finns evidens för att de bidrar till en specifik aspekt. Siffrorna för varje restaureringsåtgärd summerades och multiplicerades sedan med 1 eller 2 beroende på om den förväntade restaureringseffekten kan förväntas vara lokal eller gälla hela avrinningsområdet. Den vetenskapliga evidensen bedömdes från 1 till 5 (bäst – sämst) i enlighet med klassificering i inledningen.

Restaureringsåtgärd	Vetenskaplig evidens	Ekologiska processer eller förhållanden som gynnas	Strandmiljöer		Strömmande vatten		Konnektivitet			Rumslig skala	Restaureringspotential (summa)
			Yta	Kvalitet	Yta	Kvalitet	Longitudinell	Lateral	Vertikal		
1. Dammrivning	1	Flera processer (Bednarek 2001, Degerman 2008; Lejon 2012, Cubley & Brown 2016)	1	1	1	1	1	1	1	2	14
2. Borttagning av trösklar och överfallsdammar	1	Flera processer (Mbaka & Mwaniki 2015, Strömberg m.fl. 2015)	0	0	1	1	1	1	1	2	10
3. Ramper eller upptröskling för att underlätta tröskelpassager	1	Upp- och nedströmsvandring av fisk, habitat för arter i strömmande vatten och på stränder (Stoller m.fl. 2016)	1	0	1	0	1	0	0	2	6
4. Omlöp	1	Upp- och nedströmsvandring av fisk, habitat för arter i strömmande vatten och på stränder (Calles m.fl. 2013)	1	0	1	0	1	0	0	2	6
5. Tekniska fiskvägar	1	Uppströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
6. Ålledare	1	Uppströmsvandring av ål (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
7. Borttagning av levéer och invallningar	2	Flöde av organismer, näringsämnen och sediment mellan stränder och vattendragets fåra, habitat för strandarter (Gergel m.fl. 2002, Helfield m.fl. 2007)	1	1	0	0	0	1	0	1	4
8. Fångst och transport	1	Upp- och nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2

Restaureringsåtgärd	Vetenskaplig evidens	Ekologiska processer eller förhållanden som gynnas	Strandmiljöer		Strömmande vatten		Konnektivitet			Rumslig skala	Restaureringspotential (summa)
9. Klunkning	1	Leda fisk till passage och stimulera vandring (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
10. Styrning med galler	1	Nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
11. Snedställda galler med flyktöppning/fiskavledare	1	Nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1		0	2	2
12. Stänga kraftverk för nedströms-transport	3	Nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
13. Fiskvänliga turbiner	4	Nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
14. Modifiera intag till kraftverk	4	Nedströmsvandring av fisk (Calles m.fl. 2013)	0	0	0	0	1	0	0	2	2
15. Åtgärda biflödesutlopp	4	Fiskvandring mellan magasin och biflöden (Widén m.fl. 2015)	0	1	0	1	0	1	0	2	6
<i>Summan av konnektivitetsåtgärder</i>			4	2	4	2	13	4	2		

Tabell 3. Restaureringsåtgärder som syftar till att skapa fysiskt habitat respektive höja vattenkvaliteten rankade efter deras förmodade förmåga att bidra till ökad yta eller kvalitet av habitat för organismer anpassade till strandmiljöer eller strömmande vatten, samt longitudinell, lateral och vertikal konnektivitet. Varje restaureringsåtgärd klassificerades som 0 eller 1 beroende på om det finns evidens för att de bidrar till en specifik aspekt. Siffrorna för varje restaureringsåtgärd summerades och multiplicerades sedan med 1 eller 2 beroende på om den förväntade restaureringseffekten kan förväntas vara lokal eller gälla hela avrinningsområdet. Den vetenskapliga evidensen bedömdes från 1 till 5 (bäst – sämst) i enlighet med klassificering i inledningen.

Restaureringsåtgärd	Vetenskaplig evidens	Ekologiska processer eller förhållanden som gynnas	Strandmiljöer		Strömmande vatten		Konnektivitet			Rumslig skala	Restaureringspotential (summa)
			Yta	Kvalitet	Yta	Kvalitet	Longitudinell	Lateral	Vertikal		
1. Återföra stenblock och död ved till fåran	1	Öka mångfalden av habitat, skapa refugier för fisk och strukturer för vatteninsekter (Nilsson m.fl. 2005, Degerman 2008)	1	1	0	1	0	0	0	1	3
2. Placera ut lekgrus	1	Lekområden för laxfiskar (Degerman 2008)	0	0	0	1	0	0	0	1	1
3. Placera stenblock i strandnära lägen som erosionsskydd	4	Öka etableringen av strandvegetation genom att minska erosion, ökad sedimentretention i strandzonen (Widén m.fl. 2016)	1	1	0	1	0	0	0	1	3
4. Spegeldammar	4	Habitat för arter anpassade till långsamflytande vatten	0	0	1	1	0	0	0	1	2
5. Muddra bottnar	4	Bryta upp "stenpäls-bottnar" och gynna sedimentdynamik	0	0	1	1	0	0	0	1	2
6. Modifiera djupet för intaget	4	Temperaturreglering och syresättning av vatten (Olden & Naiman, 2010)	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Summa av vattenkvalitetsförbättrande åtgärder			2	2	2	6	0	0	0		

Tabell 4. Potentialen för olika restaureringsåtgärder att förbättra ekologiska processer som är viktiga för att skapa eller upprätthålla habitat för vattendragsanknutna organismer. För varje ekologisk process anger vi hur den har påverkats av vattenkraft, och potentialen för olika restaureringsåtgärder att återskapa processen helt eller delvis, eller skapa ekologiska förhållanden liknande de som skapas av den ekologiska processen i fråga. Restaureringsåtgärderna klassificerades i tre grupper, beroende på om de syftar till att återskapa ekologiska processer, skapa strukturer som utgör habitat för vattendragsarter, eller innebär att organismer planteras eller sätts ut. För varje process och restaureringstyp har vi bedömt potentialen för åtgärderna att uppnå nära fullständig restaurering (mörkgrönt), en påtaglig förbättring (ljusgrönt) eller en mätbar förbättring (gult).

Process	Vattenkraftspåverkan	Konsekvenser för habitat och arter	Processbaserade åtgärder	Habitatskapande åtgärder	Artintroduktioner
<i>Flödesrelaterade processer</i>					
1. Strömhastighet	Lägre strömhastighet i magasin, perioder med nolltappning, forssträckor överdämda eller torrlagda	Förlust av strömhabitat, olämpliga förhållanden för t.ex. filterare (Bunn & Arthington 2002; Renöfält & Ahonen 2013)	Nolltappningsförbud	-	-
2. Flödesmagnitud	Reducerad på sträckor med minimitappning	Förlust av strömhabitat (Englund & Malmqvist 1996, Englund m.fl. 1997, Jansson m.fl. 2000a)	Ökad minimitappning (Hall et al 2011)	-	-
3. Högflödespulser	Saknas efter reglering i system med hög regleringsgrad	Förlust av vårfloodshabitat på stränder terrestra arter kan bre ut sig, minskad sedimentdynamik (Tockner m.fl. 2000, Tena m.fl. 2013)	Högflödespulser (Konrad m.fl. 2011; Rivaes m.fl. 2015, Dixon m.fl. 2015, Robinson 2012)	Utläggning av lekgrus, muddring av finsediment från bottnar (Palm m.fl. 2007)	-
4. Sedimentdynamik	Sedimentation på bottnar med minskad syresättning, erosion nedströms dammar, erosion av stränder	Mindre habitat för bentiska organismer och strandväxter, förlust av lekområden för fisk och deltaområden (Church 1995, Bunn & Arthington 2002, Nilsson m.fl. 1997)	Högflödespulser (Patten m.fl. 2001; Robinson m.fl. 2004)	Muddring av områden med sedimentackumulation, utläggning av lekgrus, stenblock i strandnära lägen (Palm m.fl. 2007) (	-

Process	Vattenkraftspåverkan	Konsekvenser för habitat och arter	Processbaserade åtgärder	Habitatskapande åtgärder	Artintroduktioner
5. Perioder med låga vattenstånd	Avsaknad av låga vattenstånd under höst och vinter i magasin och strömsträckor	Minskad rekrytering av strandväxter, ökning av exotiska växter, förändrad utbredning av lågflödesrefugier (Rolls m.fl. 2012)	Införa perioder med lågt vattenstånd (Growth m.fl. 2016)	-	-
6. Säsongsvariation i vattenstånd	Försvinner i kraftverksmagasin, ändrad timing i regleringsmagasin	Ökad störningsfrekvens och längre perioder av översvämning för strandvegetation (Auble m.fl. 1995, Jansson m.fl. 2000a)	Efterlikna naturlig vattenståndsdynamik (Renöfält m.fl. 2010)	Placera stenblock i strandnära lägen för att minska erosion och öka växtetablering (Widén m.fl. 2016)	Så och plantera (etableringsfasen är ibland kritisk, medan större plantor kan klara sig)
7. Isdynamik	Ökad risk för bildning av kravis nedanför kraftverk, erosion av strandzoner p.g.a. isörelser i kraftverksmagasin	Fiskdöd, mindre habitat för strandvegetation (Jansson m.fl. 2000a; Huusko m.fl. 2007; Stickler m.fl. 2008)	Undvika stora vattenståndsväxlingar under vintern (Gebre m.fl. 2013; Peters m.fl. 2014; She m.fl. 2012)	Placera ut stenblock i strandnära lägen för att minska erosion (Widén m.fl. 2015)	Så och plantera
8. Vattentemperatur	Lägre vattentemperatur nedanför magasin med bottenintag, högre temperatur nedanför magasin med ytvattenintag	Vattentemperaturer som temporärt överstiger laxfiskars tolerans; för låga temperaturer för värmeälskande arter (Olden & Naiman 2010)	Högre flöden under den varma årstiden, flytta intaget till kraftstationen (Olden & Naiman 2010)	Skapa temperaturrefugier	Utplantering av fisk
<i>Konnektivitet</i>					
9. Uppströmsvandring av fisk	Dammarna och kraftverken förhindrar fiskvandring	Lekområden inte tillgängliga för vandringsfisk, vandring mellan uppväxt-, lek- och refugieområden förhindras (Noonan m.fl. 2012)	Omlöp eller fiskvägar förbi dammar (Calles & Greenberg 2009)	Transport av fisk förbi dammar	Utsättning av fisk vid älvmynningen

Process	Vattenkraftspåverkan	Konsekvenser för habitat och arter	Processbaserade åtgärder	Habitatskapande åtgärder	Artintroduktioner
10. Nedströmsvandring av fisk	Dammarna och kraftverken förhindrar fiskvandring	Mortalitet i kraftverken, vandring mellan uppväxt-, lek- och refugieområden förhindras (Coutant & Whitney 2000)	Omlöp förbi kraftverk (Calles & Greenberg 2009, Calles m.fl. 2012)	Modifiera galler och intag för att hindra fisk från att passera turbiner, fångst och transport (Calles m.fl. 2010, 2012)	Utsättning av fisk vid älvmynningen
11. Driftande vatteninsekter	Dammarna och kraftverken är barriärer	Katastrofdrift vid höga flöden, långsammare kolonisering av strömsträckor efter störning (Holmes & Whittton 1981)	Spill med höga flöden för att initiera drift	-	-
12. Växtdiaspor-spridning	Växtdiasporer som transporteras med vatten har svårt att passera dammar	Förändrad artsammansättning av strandväxter längs magasin (Andersson m.fl. 2000; Jansson m.fl. 2000a; Merritt & Wohl 2006)	Koordinerade spill förbi kraftverk under korta perioder (Jansson 2008)	-	Så och plantera
13. Näringstransport	Lägre koncentrationer av Si, Ca, Na, K, S i vattnet. Förändrat tidpunkt för näringstransport	Ändrade trofiska interaktioner i marina miljöer, cyanobakterieblomningar (Humborg m.fl. 1997; Smedberg m.fl. 2009)	Högflödespulser (Richter & Thomas 2007)	-	-
14. Utbyte med hyporheiska zonen	Mindre utbyte av näringsämnen och vatteninsekter mellan vattendrag och grundvatten p.g.a. kolmation, låg strömhastighet och förändrad vattenståndsvariation (Siergieiev m.fl. 2014)		Säsongsvariation i flöden	Utläggning av block och ved för att öka turbulensen och vattenutbytet med den hyporheiska zonen (Boulton 2007)	-

Process	Vattenkraftspåverkan	Konsekvenser för habitat och arter	Processbaserade åtgärder	Habitatskapande åtgärder	Artintroduktioner
15. Förbättra konnektiviteten vid biflödesmynningar	Barriärer och trösklar kan bildas vid biflödesutlopp	Fiskvandring mellan uppväxt-, lek- och refugieområden kan förhindras	Säsongsvariation i flöden	Fysisk borttagning av barriärer	-

4 Diskussion

4.1 VETENSKAPLIGT STÖD FÖR ÅTGÄRDER OCH BEHOVET AV UPPFÖLJNING

Även om vi fann att de flesta miljöförbättringsåtgärderna har stöd i den vetenskapliga litteraturen, så vet man egentligen inte tillräckligt om någon åtgärd. Även om det finns publicerade studier med positiva resultat som stödjer att de flesta åtgärder haft en mätbar effekt som fört ekosystemen i de aktuella vattendragen närmare målbilden, så återstår det för nästan alla åtgärder en rad frågetecken. Det handlar om att man sällan vet om alla aspekter av de förbättringar man kan förvänta sig har infriats eller inte, vilken tidsskala som är rimlig för återhämtning, och vilka eventuella risker som är associerade med åtgärderna. Det finns stöd i den vetenskapliga litteraturen för att metoderna har positiva effekter på ekosystem, men få har utvärderats enligt en metodik som gör att man verkligen kan veta om de fungerar som det är tänkt eller inte.

Trots det är slutsatsen man kan dra av bristen på kunskap inte att restaureringsarbetet måste bromsa in i väntan på mer robust utvärdering av åtgärder. Det bästa sättet att skaffa sig den nödvändiga kunskapen är istället en ökad satsning på att göra ordentliga uppföljningar av de åtgärder som genomförs. Detta är delvis en resursfråga: Restaureringsåtgärder i vattendrag bör inte ges tillstånd eller genomföras om man inte redan från början har en plan för och avsätter resurser till uppföljningen.

Uppföljningen bör utformas så att man dels gör en uppföljning på kort sikt av att åtgärdens genomförande blev som avsågs. Det handlar om att kontrollera att de genomförda åtgärderna motsvarade planerna, snarare än om vilken ekologisk respons åtgärden fick: För åtgärder som påverkar flöden och vattenstånd görs hydrologiska analyser: Blev översvämningsfrekvensen av strandzonen, vattenhastigheten på forssträckan eller andelen av fåran som täcks av vatten som det var tänkt i planen? Hur stor yta av lekområden för fiskar skapades? Blev tätheten av stenblock och död ved inom det intervall som avsågs? Man kan kalla denna del en slags garantibesiktning, att själva åtgärden genomfördes på det sätt som planen föreskrev.

Ännu viktigare är att man dessutom gör en uppföljning av åtgärdernas ekologiska effekt för att se om de haft önskat resultat. Eftersom många ekologiska processer kräver lång tid bör man jobba med två delvis motstående strategier: Å ena sidan måste det finnas ett system och finansiering för långsiktig uppföljning eller monitoring. Det handlar både om att återhämtning kan ta tid och att effekter av restaurering kan klinga av med tiden: Lekgrusbäddar för laxartade fiskar kan t.ex. spolats bort av enstaka höga flöden eller långsamt silta igen. Denna långsiktiga uppföljning utformas utifrån varje åtgärds huvudsakliga målsättning: För fiskvägar handlar det om mängden vandrande fiskar, för strandrestaurering artrikedomen och abundansen av strandväxter.

Den andra strategin för ekologisk uppföljning bör vara att välja ut variabler för uppföljning där man kan förvänta sig en snabbare respons. Detta överlappar delvis

med den tidiga "garantibesiktningen": Olika hydrologiska och hydrauliska variabler svarar snabbt på förändringar i fårans utformning och tappningsmönster, och den vetenskapliga förståelsen av samband mellan sådana hydrologiska och hydrauliska variabler och ekologiska värden är ofta god. Men det handlar också om att specifikt välja ut variabler och utforma uppföljning av den ekologiska responsen som man förväntar sig kan ge information förhållandevis tidigt efter restaurering. Om man tar strandvegetation som exempel, så kan man tidigt efter genomförd åtgärd göra experiment med att så och plantera strandväxter och kontrollera groningen, tillväxt och överlevnad och på så vis kunna utvärdera hur förhållanden för strandväxter förändrats. Denna metod ger information inom några år efter genomförd åtgärd, vilket kan ställas i relation till att vegetationens återhämtning efter restaurering av vattendragssträckor som kanaliserats för att underlätta timmerflottning kan ta upp till 25 år. Syftet med experimenten är dock inte att skynda på själva återhämtningen genom sådd och plantering, endast att använda de metoderna i begränsade provytor. Att det kan ta decennier för system att återhämta sig eller svara på förändring betyder däremot inte att åtgärden var misslyckad, bara att uppföljningen måste vara lika långsiktig.

Med väl genomförd uppföljning kan även misslyckade restaureringsprojekt bli en läroprocess som bidrar till att framtida åtgärder blir lyckade (Palmer m.fl. 2005). Det finns med andra ord stor potential för att göra bättre uppföljningar av genomförda åtgärder i framtiden. Bristande uppföljningar riskerar att bli den kanske största bromsklossen i arbetet med att öka statusen på ekosystemen i utbyggda vattendrag.

Trots att vår åtgärdslista var filtrerad kan man ifrågasätta en del åtgärder som behandlats här. Om spegeldammar ska ses som en åtgärd som höjer den ekologiska statusen och bidrar till att bringa vattendraget närmare ett referenstillstånd eller inte beror på ambitionsnivån på restaurering och hur påverkat systemet är. Spegeldammar med stillastående vatten kan innebära en förbättring i torrfårar med litet flöde, då stillastående vatten hyser fler akvatiska arter än en helt torrlagd fåra. I fall där ambitionsnivån för restaureringen är högre bör kanske en befintlig spegeldamm tas bort och ersättas av högre nivåer av minimitappning. Det visar att målbilden för projekten avgör om en åtgärd är effektiv eller rentav ett miljöproblem.

4.2 TYPER AV ÅTGÄRDER OCH RESTAURERINGSPOTENTIAL

En orsak till resultatet att det finns vetenskapligt stöd för de flesta åtgärder är att vi hade sorterat bort oseriösa eller dåligt underbyggda åtgärder redan från början. Det betyder inte att de åtgärder som behandlats här utgör en slutgiltig lista. Det finns både potential och behov av att utveckla nya åtgärder, och våra analyser av vilka typer av habitat och konnektivitetsmått varje åtgärd gynnar, samt potentialen att återställa ekosystemprocesser, pekar på var behoven är störst. Medan de flödesrelaterade åtgärderna (Tabell 1) förväntas gynna såväl ytan som kvaliteten på habitat på stränder och i strömmande vatten, samt bidra till alla typer av konnektivitet, finns det luckor när det gäller konnektivitetsinriktade (Tabell 2) och habitatskapande (Tabell 3) åtgärder: För de konnektivitetsinriktade åtgärderna (Tabell 2) visar de befintliga åtgärderna en kraftig övervikt för åtgärder som

förväntas gynna longitudinell och lateral konnektivitet, medan endast två åtgärder förväntas ha någon effekt på vertikal konnektivitet. Här finns ett forskningsbehov, både vad gäller regleringens effekter på flöden av organismer, material och organismer mellan grundvattenmiljöer och vattendragens fåror, samt eventuella möjligheter att återställa negativa effekter. När det gäller åtgärder som återställer fysiska habitat (Tabell 3) är de flesta åtgärderna inriktade på att förbättra kvaliteten på habitat i strömmande vatten. Även här finns ett behov av att utveckla åtgärder som fokuserar på andra typer av habitat i vattendragsekosystem påverkade av vattenkraft. Det finns t.ex. flera metoder att restaurera stränder som används i andra delar av världen, men som inte varit aktuella i Sverige.

När det gäller olika flödesrelaterade åtgärders potential att förbättra olika aspekter av reglerade vattendrags ekosystem så förväntas införande av naturlig flödesregim och eller säsongsvariation i flöden vara bäst, genom att de skapar både habitat och förutsättningar för konnektivitet (Tabell 1). Att införa restriktioner för nolltappning förväntas ha nästan samma potential, men denna åtgärd kan bara bli aktuell när regleringen är så hård att nolltappning överhuvudtaget förekommer, och åtgärden behöver dessutom testas och utvärderas. Dessa åtgärder ersätter därför inte varandra eller kan ens bli aktuella i samma vattenförekomst: Nolltappningsrestriktioner kan införas i anslutning till kraftverk med korttidsreglering, och påverka magasin och eventuella strömsträckor uppströms och nedströms. Sådana sträckor har i regel växt- och djursamhällen som är starkt påverkade av vattenkraft, samtidigt som påverkan på kraftproduktionen för att införa t.ex. naturlig flödesregim eller säsongsvariation i flöden skulle bli alltför stor för att kunna anses rymmas inom åtgärder som kan bli aktuella för god ekologisk potential. De övriga flödespåverkande åtgärderna är applicerbara på specifika sträckor, t.ex. att allokera vatten till omlöp och fiskvägar, och är nyckeln till miljövinster där.

När det gäller konnektivitetsskapande åtgärder (Tabell 2) är det uppenbart att borttagning av dammar och trösklar är bäst, men då det samtidigt innebär att kraftproduktionen måste upphöra är det oftast inte aktuellt. Utöver det gäller nästan alla åtgärder som redan nämnts longitudinell konnektivitet. På samma sätt gäller de flesta habitatskapande åtgärderna kvalitet på habitat i strömmande vatten, och det finns inte någon åtgärd som sticker ut från de andra genom att gynna flera typer av habitat eller konnektivitet.

4.3 RESTAURERING AV EKOLOGISKA PROCESSER

Sammantaget hade processinriktade åtgärder störst potential att förbättra eller efterlikna de ekosystemprocesser som styr naturliga vattendrag (Figur 2). Eftersom dessa åtgärder genom att förbättra eller efterlikna flera ekosystemprocesser är de den enklaste vägen mot att öka ekologiska funktioner i utbyggda vattendrag bör de prioriteras i första hand när så är möjligt, även om prioriteringen förstås även kräver en analys av åtgärdernas påverkan på kraftproduktion. Det är dock värt att notera att vattenkraften i Sverige till övervägande del byggdes ut under 1950- och 1960-talen med liten hänsyn till miljön. Det har två delvis motstående konsekvenser för arbetet med att genomföra miljöförbättringar: Å ena sidan innebär avsaknaden av miljöhänsyn att man ibland inte har tagit miljöhänsyn trots

att det skulle varit möjligt, och att göra så inte leder till vare sig produktionsbortfall eller ökade kostnader. Å andra sidan innebär en del mer eller mindre irreversibla förändringar vid utbyggnad det att vi idag får leva med en avvägning mellan miljö- och kraftintressen som var relevant för 50 år sedan, men som inte har förändrats i takt med att miljöintressen vunnit framsteg i resten av samhället. Det är t.ex. svårt att tänka sig att skogsbruk skulle bedrivas enligt de förutsättningar för miljöhänsyn som rådde för 50 år sedan. Det finns därför anledning att diskutera hur stor flödespåverkan eller produktionsbortfall som kan anses rimligt för att uppnå olika miljövinster i anslutning till vattendrag. Om en annan avvägning anses rimlig kan det få genomslag t.ex. vid omprövningar av vattendomar.

En relaterad fråga är i vilken mån kan man efterlikna ekologiska processer med fysiska åtgärder som inte påverkar flöden och leder till produktionsbortfall. Det motsvarar de åtgärder som återfinns i kolumnerna för habitatskapande åtgärder och artintroduktioner i Tabell 4. Man kan konstatera att det för en rad ekosystemprocesser saknas alternativ till att modifiera flödena om man ska återskapa aspekter av naturliga ekosystemprocesser. Det är idag oklart i vilken mån det beror på att man utan förändringar i flöden inte har förutsättningar att kunna återfå något av de ekologiska värdena, eller om det helt enkelt beror på avsaknad av utvecklingsarbete för att ta fram åtgärder. Även om det inte finns grund att tro att man kan uppnå samma resultat som åtgärder för ekologisk reglering utan att påverka flöden, visar t.ex. försöken med att minska erosion i älvmagasinens strandzoner med hjälp av att placera ut stenblock i strandnära lägen att det finns en utvecklingspotential. Här har myndigheter, kraftbolag och forskare ett gemensamt intresse av att driva utvecklingen framåt.

Ett sådant utvecklingsarbete måste dock ske i flera steg, med insikten att vägen fram mot en ny kostnadseffektiv åtgärd kan vara ganska lång. I ett första steg bör man utreda i vilken mån vissa miljöförändringar till följd av reglering verkligen kräver en lösning. Är vattenkraftspåverkan den begränsande faktorn? Kan förlusten kompenseras på annat sätt? I steg 2 tar man fram förslag på lösningar baserade på kunskap om fungerande (men inte nödvändigtvis opåverkade) ekosystem. I steg 3 designas experiment som kan testa de föreslagna lösningarna. Steg 4 bör vara att genomföra fullskaliga experiment, inklusive vetenskaplig uppföljning. Först när detta gjorts kan metoden implementeras på flera ställen efter modifiering baserat på tidigare erfarenheter (steg 5). När åtgärden har genomförts på ett antal ställen, kan man i steg 6 göra systematisk uppföljning av åtgärdens effektivitet. Först därefter kan man säga att man har en allmänt accepterad metod som kan implementeras generellt där så är lämpligt (efter prioritering).

4.4 UTMANINGAR FÖR FRAMTIDEN

Framtiden kommer att innebära förändringar både på energisystem såväl som ekosystem knutna till vattendrag, som i sin tur kommer att få konsekvenser för både miljöpåverkan från vattenkraft som möjliga miljövinster vid genomförande av restaureringsåtgärder. Vattenkraftens roll i energisystemet kan komma att förändras snabbt med ökad andel av förnybara energikällor som sol och vind, samt utfasning av fossila bränslen. Samtidigt kan stora förändringar i

konsumtionsmönster, transmission och lagring av elkraft också komma att ske. Parallellt med denna utveckling leder klimatförändringar, invasioner av främmande arter och påverkan från andra mänskliga aktiviteter till att miljönyttan med en specifik åtgärd inte kan antas vara konstant, utan kan påverkas i både positiv och negativ riktning av dessa förändringar.

Det kan kräva modifiering av gamla restaureringsmetoder som är väl utprovade, samtidigt som behovet av att utveckla av nya restaureringsmetoder (eller skötselmetoder) ökar. Begreppet "ekologisk restaurering" har alltid varit missvisande, då det sällan eller aldrig är möjligt att återskapa ett tidigare tillstånd. Det kommer dock i framtiden att bli ännu mer tydligt att man inte restaurerar för att återskapa ett förlorat tillstånd, utan för att skapa hållbara förutsättningar för arter och ekosystemfunktioner knutna till vattendrag.

5 Referenser

- Anderson D.H. (2014) Interim hydrologic responses to phase I of the Kissimmee River Restoration Project, Florida. *Restoration Ecology*, **22**, 353-366.
- Andersson E. & Nilsson C. (2002). Temporal variation in the drift of plant litter and propagules in a small boreal river. *Freshwater Biology*, **47**, 1674-1684.
- Andersson E., Nilsson C. & Johansson M.E. (2000) Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers - Research & Management*, **16**, 83-89.
- Arthington A.H., Bunn S.E., Poff N.L. & Naiman R.J. (2006) The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, **16**, 1311-1318.
- Auble G.T., Friedman J.M. & Scott M.L. (1994) Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications*, **4**, 544-554.
- Bayley, P.B. (1991) The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers - Research & Management*, **6**, 75-86.
- Bednarek A.T. (2001) Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, **27**, 803-814.
- Bergerot B. & Cattaneo F. (2017) Hydrological drivers of brown trout population dynamics in France. *Ecohydrology*, **10**.
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D., Alexander G., Barnas K., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D., Gloss S., Goodwin P., Hart D., Hassett B., Jenkinson R., Katz S., Kondolf G.M., Lake P.S., Lave R., Meyer J.L., O'donnell T.K., Pagano L., Powell B. & Sudduth E. (2005) Synthesizing US river restoration efforts. *Science*, **308**, 636-637.
- Boulton A.J. (2007) Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology*, **52**, 632-650.
- Bunn S.E. & Arthington A.H. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**, 492-507.
- Cada, G., Kumar, K., Solomon, J., Hildebrand, S. (1983) An analysis of dissolved oxygen concentrations in tail waters of hydroelectric dams and the implications for small-scale hydropower development. *Water Resources Research*, **19**, 1043-1048.
- Calles O. & Greenberg L. (2009) Connectivity is a two-way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*, **25**, 1268-1286.
- Calles O., Olsson I.C., Comoglio C., Kemp P.S., Blunden L., Schmitz M. & Greenberg L.A. (2010) Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, **55**, 2167-2180.
- 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., Karlsson S., Hebrand M. & Comoglio C. (2012) Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*, **48**, 30-37.

Catford J.A. & Jansson R. (2014) Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist*, **204**, 19-36.

Church M. (1995). Geomorphic response to river flow regulation - case studies and time-scales. *Regulated Rivers – Research and Management*, **11**, 3-22.

Coutant C.C. & Whitney R.R. (2000) Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society*, **129**, 351-380.

Cross W.F., Baxter C.V., Donner K.C., Rosi-Marshall E.J., Kennedy T.A., Hall R.O., Jr., Kelly H.a.W. & Rogers R.S. (2011) Ecosystem ecology meets adaptive management: food web response to a controlled flood on the Colorado River, Glen Canyon. *Ecological Applications*, **21**, 2016-2033.

Cubley E.S. & Brown R.L. (2016) Restoration of hydrochory following dam removal on the Elwha River, Washington. *River Research and Applications*, **32**, 1566-1575.

Degerman, E., Nyberg, P., Näslund, I. & D. Jonasson (1998) Ekologisk fiskevård. Sportfiskarna, 335 s.

Degerman, E., redaktör (2008). Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 294 s.

Diefenderfer H.L., Johnson G.E., Thom R.M., Buenau K.E., Weitkamp L.A., Woodley C.M., Borde A.B. & Kropp R.K. (2016) Evidence-based evaluation of the cumulative effects of ecosystem restoration. *Ecosphere*, **7**.

Dixon M.D., Boever C.J., Danzeisen V.L., Merkord C.L., Munes E.C., Scott M.L., Johnson W.C. & Cowman T.C. (2015) Effects of a "natural" flood event on the riparian ecosystem of a regulated large-river system: the 2011 flood on the Missouri River, USA. *Ecohydrology*, **8**, 812-824.

Dong F., Liu X.B. & Fu Y.C. (2016) The environmental effects of dam removal, Crc Press-Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Leveque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, **81**, 163-182.

Enders E.C., Scruton D.A. & Clarke K.D. (2009) The "natural flow paradigm" and Atlantic salmon – moving from concept to practice. *River Research and Applications*, **25**, 2-15.

- Englund G. & Malmqvist B. (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.
- Englund G., Jonsson B.G. & Malmqvist B. (1997) Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. *Biological Conservation*, **79**, 79-86.
- Ettema R. & Zabilansky L. (2004) Ice influences on channel stability: Insights from Missouri's Fort Peck reach. *Journal of Hydraulic Engineering*, **130**, 279-292.
- Gardeström J., Holmqvist D., Polvi L.E. & Nilsson C. (2013) Demonstration restoration measures in tributaries of the Vindel River catchment. *Ecology and Society*, **18**.
- Gebre S., Alfredsen K., Lia L., Stickler M. & Tesaker E. (2013) Review of ice effects on hydropower systems. *Journal of Cold Regions Engineering*, **27**, 196-222.
- Gergel S.E., Dixon M.D. & Turner M.G. (2002) Consequences of human-altered floods: levees, floods, and floodplain forests along the Wisconsin River. *Ecological Applications*, **12**, 1755-1770.
- Growns I. (2016) The implementation of an environmental flow regime results in ecological recovery of regulated rivers. *Restoration Ecology*, **24**, 406-414.
- Hall A.A., Rood S.B. & Higgins P.S. (2011) Resizing a river: a downscaled, seasonal flow regime promotes riparian restoration. *Restoration Ecology*, **19**, 351-359.
- Harner M.J. & Stanford J.A. (2003) Differences in cottonwood growth between a losing and a gaining reach of an alluvial floodplain. *Ecology*, **84**, 1453-1458.
- Hasselquist E.M., Nilsson C., Hjältén J., Jørgensen D., Lind L. & Polvi L.E. (2015) Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. *Ecological Applications*, **25**, 1373-1389.
- Hein T., Schwarz U., Habersack H., Nichersu I., Preiner S., Willby N. & Weigelhofer G. (2016) Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment*, **543**, 778-790.
- Helfield, J. M., Capon, S. J., Nilsson, C., Jansson, R. & Palm, D. (2007) Restoration of rivers used for timber floating: effects on riparian plant diversity. *Ecological Applications*, **17**, 840-851.
- Holmes N.T.H. & Whitton B.A. (1981) Phytobenthos of the River Tees and its tributaries. *Freshwater Biology*, **11**, 139-163.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A. & Vonbodungen B. (1997) Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**, 385-388.
- Huusko A., Greenberg L., Stickler M., Linnansaari T., Nykanen M., Vehanen T., Koljonen S., Louhi P. & Alfredsen K. (2007) Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications*, **23**, 469-491.
- Jansson R. (2008) Bedömning av ekologisk potential i reglerade älvar i Norrland. Rapport till Vattenmyndigheten.

- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M. & Andersson E. (2000a) Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, **10**, 203-224.
- Jansson R., Nilsson C. & Renöfält B. (2000b). Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, **81**, 899-903.
- Kondolf G.M., Smeltzer M.W. & Railsback S.F. (2001) Design and performance of a channel reconstruction project in a coastal California gravel-bed stream. *Environmental Management*, **28**, 761-776.
- Konrad C.P., Olden J.D., Lytle D.A., Melis T.S., Schmidt J.C., Bray E.N., Freeman M.C., Gido K.B., Hemphill N.P., Kennard M.J., McMullen L.E., Mims M.C., Pyron M., Robinson C.T. & Williams J.G. (2011) Large-scale flow experiments for managing river systems. *Bioscience*, **61**, 948-959.
- Kuglerová L., Botková K. & Jansson R. (2017) Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology*, **10**, e1798.
- Lejon, A. G. C. 2012. Ecosystem response to dam removal. Doktorsavhandling, Umeå universitet.
- Malmqvist B. & Rundle S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, **29**, 134-153.
- Mannes S., Robinson C.T., Uehlinger U., Scheurer T., Ortlepp J., Murle U. & Molinari P. (2008) Ecological effects of a long-term flood program in a flow-regulated river. *Journal of Alpine Research*, **96**, 113-134.
- Mbaka J.G. & Mwaniki M.W. (2015) A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, **23**, 257-262.
- Merritt D.M. & Wohl E.E. (2002) Processes governing hydrochory along rivers: hydraulics, hydrology, and dispersal phenology. *Ecological Applications*, **12**, 1071-1087.
- Nilsson C., Brown R.L., Jansson R. & Merritt D.M. (2010) The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biological Reviews*, **85**, 837-858.
- Nilsson C., Jansson R. & Zinko U. (1997) Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, **276**, 798-800.
- Nilsson C., Lepori F., Malmqvist B., Törnlund E., Hjerdt N., Helfield J.M., Palm D., Östergren J., Jansson R., Brännäs E. & Lundqvist H. (2005) Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: an interdisciplinary challenge. *Ecosystems*, **8**, 779-800.
- Nilsson C., Polvi L.E., Gardeström J., Hasselquist E.M., Lind L. & Sarneel J.M. (2015) Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecohydrology*, **8**, 753-764.
- Nöbelin, F., Borgenvall, I., Erkenbom, F. och Olsson H. 2014. Elprovfiske 2014 – miljöövervakning av vattendrag i Östergötland. Länsstyrelsen Östergötland, 2015:10

Noonan M.J., Grant J.W.A. & Jackson C.D. (2012) A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, **13**, 450-464.

Olden, J.D. & R.J. Naiman (2010) Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, **55**, 86-107

Palm D., Brännäs E., Lepori F., Nilsson K. & Stridsman S. (2007) The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **64**, 509-515.

Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Shah J.F., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L. & Sudduth E. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 208-217.

Palmer M.A., Menninger H.L. & Bernhardt E. (2010) River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, **55**, 205-222.

Patten D.T., Harpman D.A., Voita M.I. & Randle T.J. (2001) A managed flood on the Colorado River: Background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications*, **11**, 635-643.

Peters, D.L., Monk, W. a. & Baird, D.J., 2014. Cold-regions Hydrological Indicators of Change (CHIC) for ecological flow needs assessment. *Hydrological Sciences Journal*, 6667, pp.1-15.

Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997) The natural flow regime. *Bioscience*, **47**, 769-784.

Prowse T.D. & Culp J.M. (2003) Ice breakup: a neglected factor in river ecology. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **30**, 128-144.

Renöfält B.M., Jansson R. & Nilsson C. (2010) Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, **55**, 49-67.

Renöfält B. M. & Ahonen J. 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Havs- och vattenmyndighetens rapport nr 2013:12.

Renöfält B. M., Jansson R. & Ahonen J. 2015. Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk. Havs- och vattenmyndighetens rapport nr 2015:22.

Renöfält, B.M., Å. Widén, R. Jansson, E. Degerman. 2017. Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft. Energiforsks rapport.

Richter B.D. & Thomas G.A. (2007) Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and Society*, **12**.

Riquier J., Piegay H. & Michalkova M.S. (2015) Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: linking patterns to processes. *Freshwater Biology*, **60**, 1085-1103.

- Rivaes R., Rodriguez-Gonzalez P.M., Albuquerque A., Pinheiro A.N., Egger G. & Ferreira M.T. (2015) Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering*, **81**, 428-438.
- Robinson C.T., Uehlinger U. & Monaghan M.T. (2003) Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences*, **65**, 210-222.
- Robinson C.T., Aebischer S. & Uehlinger U. (2004) Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *Journal of the North American Benthological Society*, **23**, 853-867.
- Robinson C.T. (2012) Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, **22**, 1949-1961.
- Rolls R.J., Grouns I.O., Khan T.A., Wilson G.G., Ellison T.L., Prior A. & Waring C.C. (2013) Fish recruitment in rivers with modified discharge depends on the interacting effects of flow and thermal regimes. *Freshwater Biology*, **58**, 1804-1819.
- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel F., Harby A., Jungwirth M., Meicher A., Unfer G. & Zeiringer B. (2014) Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Research and Applications*, **31**, 919-930.
- She, Y., Hicks, F. & Andrishak, R., 2012. The role of hydro-peaking in freeze-up consolidation events on regulated rivers. *Cold Regions Science and Technology*, **73**, pp.41-49. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.coldregions.2012.01.001>.
- Siergieiev D., Widerlund A., Ingri J., Lundberg A. & Ohlander B. (2014) Flow regulation effects on the hydrogeochemistry of the hyporheic zone in boreal rivers. *Science of the Total Environment*, **499**, 424-436.
- Smedberg E., Humborg C., Jakobsson M. & Morth C.M. (2009) Landscape elements and river chemistry as affected by river regulation - a 3-D perspective. *Hydrology and Earth System Sciences*, **13**, 1597-1606.
- Stanley E.H. & Doyle M.W. (2003) Trading off: the ecological removal effects of dam. *Frontiers in Ecology and Environment*, **1**, 15-22.
- Stickler M., Enders E.C., Pennell C.J., Cote D., Alfredsen K.T. & Scruton D.A. (2008) Habitat use of Atlantic salmon *Salmo salar* parr in a dynamic winter environment: the influence of anchor-ice dams. *Journal of Fish Biology*, **73**, 926-944.
- Stoller J., Hayes D. & Murry B. (2016) Effects of a rock-ramp fishway on summer fish assemblage in a Lake Huron tributary. *Fisheries Management and Ecology*, **23**, 407-417.
- Strömberg, M., Borg, C., Degerman, E., Friberg, S., Jonzon, G., Jougda, L., Norström, L., Sjölander, E & D. Spjut. 2015. Ångermanälvsprojektet - förslag till miljöförbättrande åtgärder i mellersta Ångermanälven och nedre Fjällsjöälven. Skogsstyrelsen rapport nr 9, 194 s.
- Tena A., Ksiazek L., Vericat D. & Batalla R.J. (2013) Assessing the geomorphic effects of a flushing flow in a large regulated river. *River Research and Applications*, **29**, 876-890.

Tockner K., Malard F. & Ward J.V. (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, **14**, 2861-2883.

Turcotte B., Morse B., Bergeron N.E. & Roy A.G. (2011) Sediment transport in ice-affected rivers. *Journal of Hydrology*, **409**, 561-577.

Valdez R.A., Hoffnagle T.L., McIvor C.C., McKinney T. & Leibfried W.C. (2001). Effects of a test flood on fishes of the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *Ecological Applications*, **11**, 686-700.

Ward J.V. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**, 2-8.

Widén, Å., R. Jansson, B.M. Renöfält, E. Degerman, D. Wisaeus. 2017. Ekologisk reglering. Energiforsks rapport.

Widén, Å., R. Jansson, M. Johansson, M. Lindström, L. Sandin, D. Wisaeus. 2016. Maximal ekologisk potential i Umeälven. Rapport från Umeälvprojektet.

EVIDENSBASERADE ÅTGÄRDER FÖR ATT RESTAURERA EKOLOGISKA FUNK- TIONER I REGLERADE VATTENDRAG

Vilket vetenskapligt stöd finns det för att en åtgärd som ska förbättra miljön i vattendrag påverkade av vattenkraft faktiskt fungerar? Och har restaureringsåtgärden avsedd effekt?

Rapporten visar att det finns vetenskapligt stöd för alla miljöförbättringsåtgärder, men att det saknas kunskap på viktiga punkter. För att ta reda på hur effektiv en åtgärd är bör man öka kraven på uppföljning av de projekt som genomförs. Åtgärder som påverkar vattendragens flöde och eller vattenstånd har störst möjlighet att skapa livsmiljöer för arter och att öka flödet av organismer, material och energi mellan olika ekosystem.

Resultaten visar att för de processer som är viktiga för att skapa livsmiljöer och flöden i vattendrag har flödesrelaterade åtgärder störst potential att återställa de naturvärden som skapas av processen. Åtgärder som bara syftar till att skapa strukturer, eller att bara introducera arter har däremot sämre potential. Insatserna är inriktade på att förbättra vandringsmöjligheterna för fisk förbi dammar och kraftverk.

Ett nytt steg i energiforskningen

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



Energiforsk