

Restaurering av sjöar och vattendrag i ett framtida klimat

ROLAND JANSSON, BIRGITTA MALM RENÖFÄLT, ÅSA WIDÉN OCH JANI AHONEN

RAPPORT 6951 • DECEMBER 2020



Restaurering av sjöar och vattendrag i ett framtida klimat

Roland Jansson, Birgitta Malm Renöfält, Åsa Widén och Jani Ahonen

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6951-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2020

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2020

Omslagsfoto: Roland Jansson



Förord

Rapporten presenterar resultaten från forskningsprojektet ”Förvaltning av limniska ekosystem i ett förändrat klimat” (FRESHMAN). Det är en av de två syntesanalyserna inom utlysningen från 2017 med rubriken; Förvaltning av limniska miljöer i ett föränderligt klimat. Projektets fokus har varit att utvärdera hur metoder för restaurering av sjöar och vattendrag kommer att svara på klimatförändringar och analysera tillgängliga alternativ för att förvalta biologisk mångfald och ekosystemfunktioner i ett nytt klimat.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Denna rapport är författad av Roland Jansson (projektledare), Birgitta Malm Renöfält, Åsa Widén och Jani Ahonen, alla knutna till Umeå universitet. Roland Jansson har främst jobbat med genomgången av litteraturen om olika restaureringsmetoder och förutsättningar för restaurering i ett förändrat klimat (målbilder, uppföljning m.m.). Birgitta Malm Renöfält har skrivit avsnittet om styrning av restaureringsprojekt baserat på en litteraturgenomgång av Jani Ahonen. Åsa Widén har gjort analyserna av ekoflöden och vattenkraftsproduktion i Umeälven i ett framtida klimat, med hjälp av personal på Statkraft.

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket december 2020

Innehåll

1	SAMMANFATTNING	7
2	SUMMARY	11
3	INLEDNING	13
3.1	Förväntade effekter av klimatförändringar	16
3.2	Ambitionsnivå och förutsättningar för restaurering – fullständig återställning eller begränsad miljöförbättring?	18
3.3	Konceptuellt ramverk	22
4	RESTAURERINGS- OCH REHABILITERINGSÅTGÄRDER I ETT FRAMTIDA KLIMAT	24
4.1	Ekologisk känslighet och återhämtningsförmåga	24
4.2	Åtgärder för att lindra och klimatanpassa	26
4.3	Riskanalyser	30
4.4	Restaureringsåtgärders relevans i ett framtida klimat	31
4.4.1	Flödesrelaterade åtgärder	31
4.4.2	Konnektivitet	35
4.4.3	Strukturella åtgärder	38
4.4.4	Introducera, flytta och utrota arter	38
5	REFERENSFÖRHÅLLANDEN, MÅLBILDER OCH UPPFÖLJNING	41
5.1	Referensförhållanden	41
5.2	Uppföljning och utvärdering	43
5.3	Målbilder och återhämtning	45
6	VATTENKRAFTSPRODUKTION OCH EKOFLÖDEN I ETT FRAMTIDA KLIMAT	51
7	PRIORITERING	62
8	SKÖTSEL OCH STYRNING	65
8.1	Vikten av skötsel och styrning i ekologisk restaurering	65
8.2	Litteraturstudie	67
8.2.1	Metod	67
8.2.2	Sökresultat	68
8.2.3	Analys	68
8.2.4	Utvärdering av litteraturanalysen	76
8.3	Slutsatser	79
9	TACK	81
10	KÄLLFÖRTECKNING	82

1 Sammanfattning

Sveriges klimat befinner sig i en trend av ökande temperatur och förändrad nederbörd, vilket påverkar sjöar och vattendrag. Denna rapport redovisar slutsatser av ett projekt som analyserat hur ekologisk restaurering och rehabilitering av sötvattensekosystem påverkas av klimatförändringar: Vi har utvärderat olika metoders relevans för att lindra effekterna av eller anpassa ekosystemen till ett förändrat klimat, hur mål ska sättas och resultat utvärderas, samt analyserat tillgängliga alternativ för att förvalta biologisk mångfald och ekosystemfunktioner i ett nytt klimat.

Vattendrag och sjöar är dynamiska system som påverkas av och anpassar sig efter processer i avrinningsområdet. De är både känsliga för förändringar men har också förmågan att anpassa sig snabbt till nya förhållanden. En konsekvens av detta är att sötvattensekosystem kommer att förändras om klimatet förändras. De flesta av metoderna för att återskapa naturliga processer i vattendrag och sjöar gör dem också mer resilienta med mindre behov av återkommande interventioner, och ökar deras kapacitet att återhämta sig från störningar, vare sig de är resultatet av klimatförändringar eller andra drivkrafter. Restaurering kan därför användas för att göra att ekosystem återhämtar sig bättre eller är mer motståndskraftiga mot störningar, inklusive sådana som skapas eller blir vanligare till följd av klimatförändringar.

Det är stor skillnad på restaurering av ekosystem efter avslutad verksamhet och rehabilitering av ekosystemfunktioner i sjöar och vattendrag där exploateringen som skapat miljöproblemen fortgår. I första fallet är målet oftast återskapande av ett oförstört tillstånd. Här lägger klimatförändringar hinder i vägen då en återgång till ett historiskt tillstånd inte längre är möjligt. Om det finns pågående verksamhet att ta hänsyn till måste kompromisser med den pågående verksamheten till, och dessa kan ha större påverkan på restaureringsprojektet än klimatförändringarna.

Många metoder för att restaurera sjöar och vattendrag har föreslagits kunna spela en roll i att lindra effekterna av klimatförändringar, eller att hjälpa ekosystem och samhällen att anpassa sig till ett förändrat klimat. Ett gemensamt tema för sådana åtgärder är att de inte är specifika svar på klimatförändringar men bringar ekosystemen närmare ett historiskt referenstillstånd genom att återinföra naturliga processer eller återintroducera försvunna strukturer. Det viktigaste är att välja åtgärder som bidrar till att återupprätta naturliga processer och som ökar populationsstorlekarna av naturligt förekommande arter. Vi går igenom olika åtgärder för att göra vattenflöden mer naturliga, öka konnektiviteten mellan olika landskapskomponenter, och möjliggöra för arter att etablera sig.

Eftersom klimatet kommer att förändras de närmaste hundra åren oavsett vilket klimatscenario som blir verklighet, måste varje restaureringsprojekt ta i beaktande att miljöförhållandena inte kan antas vara stationära. I samband med genomförande av restaureringsåtgärder bör därför det ingå en riskanalys i projekten – vad kan gå fel och hur ska det undvikas?

Med nya klimatförhållanden som påverkar både artsammansättning och ekologiska processer måste projektledningen tänka annorlunda runt hur de sätter mål för ekologisk restaurering, vilka referensförhållanden som används för att jämföra de restaurerade ekosystemen med, och hur metoder för att studera ekosystemens återhämtning efter genomförd åtgärd. Ett rimligt sätt att identifiera referenstillstånd vid ekologisk restaurering i ett förändrat klimat är att antingen utnyttja opåverkade system eller historisk information som utgångspunkt för att identifiera referensförhållanden, och sedan använda sig av modeller och prognosverktyg för att förutsäga hur dessa system kommer att förändras.

Arbete med uppföljning och utvärdering av restaureringsinsatser måste ta hänsyn till ökad osäkerhet om i vilken riktning ekosystem utvecklas, vilket kräver nya strategier och metoder. Vi föreslår ett antal förändringar av hur man ser på uppföljning av ekosystem efter restaureringsinsatser: (1) Ekosystemens utveckling eller återhämtning efter genomförda åtgärder borde ses som en korridor snarare än en enskild stig eller bana. (2) Innebörden i och vilken tid det förväntas ta att uppnå olika mål bör baseras på scenarier för framtida klimat. (3) Det bör göras analyser av potentiella risker och kritiska faser i återhämtningsprocessen, för att öka chansen att förutse när ekosystem förändras från ett tillstånd till ett annat och undvika extrema klimathändelser. (4) Utvärderingar av resultaten av restaureringsinsatser bör göras flera gånger, för att kunna justera åtgärder och mål i respons på en föränderlig verklighet. I ekologiska restaureringsprojekt är det viktigt att besluta om en konkret målbild för projektet, men projekten måste acceptera och omfamna osäkerheterna i vilka ekologiska tillstånd som kan bli verklighet i framtiden. Restaurerings- och rehabiliteringsprojektens mål bör formuleras som ett spann av förhållanden snarare än ett specifikt tillstånd.

Vi har analyserat hur olika ekoflödesalternativ påverkar vattenkraftsproduktionen i ett framtida klimat genom att använda scenarier för framtida flöden i Umeälvens avrinningsområde och simulera vilken effekt olika ekoflödesalternativ skulle få för elproduktionen. Sammanfattningsvis visar analyserna vi presenterat att ekoflöden kan införas i Umeälven utan att vattenhushållningen riskeras i ett framtida klimat: Eftersom vattenflödena förväntas öka något i avrinningsområdet i framtiden finns det potential att antingen öka vattenkraftsproduktionen eller att ekoflöden kan införas och upprätthållas med mindre kostnad jämfört med dagens situation. Situationen kan dock bli mer ansträngd under hydrologiskt torra år, då vattenkraftsproduktionen normalt är lägre.

En annan fråga vi berör hur man prioriterar vilka områden som ska restaureras. Om prioritering av lokaler i behov av restaurering görs utifrån målet att bevara befintliga naturvärden och hotade arter, innebär hänsyn till klimatförändringar att göra en analys av hur ett förändrat klimat påverkar möjligheterna att uppnå gynnsam bevarandestatus genom restaurering. Om prioritering görs utifrån att identifiera de områden där restaurering kan ge den största förändringen i statusklass eller naturvärden, blir huvudfokus istället

att beräkna hur stora de förväntade miljönyttorna kommer att bli i framtiden, givet förväntade effekter av klimatförändring på arter och ekosystem.

Integrering av klimatförändringsperspektivet i restaureringsarbete är sällsynt, men de projekt som gjort det pekar på vikten av att ta in klimatperspektivet redan på planeringsstadiet, att jobba på avrinningsområdesnivå, och att inkludera ett brett spektrum av intressegrupper i projektet som nycklar till framgång.

Klimatförändringsperspektivet behöver till fullo inkluderas i skötsel och styrning av restaureringsprojekt. Detta kräver adaptiva och långsiktiga program för restaurering och uppföljning av sötvattensmiljöer. Dessa bör utgå från bästa tillgängliga data på klimatförändringseffekter för att kunna minska osäkerheten och oförutsägbarheten i klimatförändringseffekter på vattendragsekosystemen. Om inte detta görs kan restaureringsåtgärdernas resultat i framtiden inte bara bli verkningslösa, utan i värsta fall till och med kontraproduktiva.

2 Summary

Warming and changing precipitation patterns will change lakes and watercourses of Sweden. This report presents the results of a project analyzing the effects of climate change on ecological restoration and rehabilitation of freshwater ecosystems. We evaluated the relevance of restoration methods in mitigating against and helping to adapt ecosystems to climate change, and how to set targets and choose strategies for project evaluation. We also analyzed alternatives for management and governance of biodiversity and ecosystem function in a novel climate.

Running waters and lakes are dynamic systems affected by and adjusting to processes in the catchment. The waterbodies are both sensitive to change and have the capacity to adjust to novel conditions. As a consequence, freshwater ecosystems will adjust to climate change. Most methods to reinstate natural processes in watercourses and lakes also make them more resilient and increase the capacity to recover from disturbance, being the result of climate change or other stressors. Ecological restoration and rehabilitation can thus be used to enhance ecosystem resilience to events becoming more frequent or intense due to climate change.

There are fundamental differences between restoration of ecosystems where the exploitation causing degradation has ended, compared to rehabilitation of ecosystems with ongoing human use. In the former case, the target is generally returning to pristine, un-spoilt conditions. However, climate change precludes returning to some historical conditions. In contrast, if exploitation is ongoing, rehabilitation entails balancing ecosystem improvement and ongoing human use, which often may have greater impact on project performance than climate change.

Many methods for restoration of lakes and running waters are suggested to mitigate the effects of and help to adapt to climate change. A common theme for such measures is that they are not designed to specifically address the impacts of climate change, but to help bring ecosystems closer to some historical reference condition by reinstating natural processes or structures or increasing population sizes of native species. We review measures to enhance natural flows and increasing the connectivity along landscape components, as well as measures to help native species establish.

Since climate will be changing during the coming century regardless of climate scenario, all restoration projects must acknowledge that environmental conditions cannot be assumed to be stationary. Project implementation should therefore be preceded by a risk analysis, assessing what could go wrong and how to avoid it. Non-stationarity also has implications for setting targets, identifying reference conditions and how to monitor ecosystem recovery after project implementation. Reference conditions can be identified based on analyzing how historical or pristine ecosystems would be modified by projected climate change, using models.

Efforts to monitor and evaluate restoration efforts should acknowledge increasing uncertainty about ecosystem trajectories. We propose a number of changes in the practice of restoration evaluation: (1) Ecosystem recovery should be seen as a corridor rather than as a pathway. (2) The nature of, and expected time to achieving targets should be based on climate change projections. (3) Analyses of potential risks and critical phases in post-restoration recovery should be made, enabling anticipation of ecosystem transitions and averting climate-change related extreme events. (4) Evaluations of conservation success and expected climate change should be repeated, enabling adjustments of actions and targets as deemed appropriate. It is important to identify the target conditions for restoration, at the same time as embracing uncertainty in climate change trajectories. Targets should be formulated as a range of conditions rather than a specific target state.

We analyzed how implementing a range of environmental flow options in the catchment of the regulated Ume River would affect hydropower production in the future, using scenarios of projected future flows. We show that environmental flows can be implemented without compromising water management and with only small effects on hydropower production in a future climate. Since discharge is projected to increase, there is potential to either increase hydropower production, or to implement environmental flows at a lower cost than at present. However, during years with below average flow, conflicts between actions to benefit ecosystems and hydropower production would be more severe.

We also discuss how climate change affects the process of prioritizing which areas to restore. If areas of high conservation value with rare and threatened species and ecosystem types are prioritized, analyses of how climate change affects the chances of achieving favourable conservation status through restoration should be made. In contrast, if areas where the largest gains in environmental benefits from restoration are prioritized, it is important to assess the projected environmental benefits in a future climate (e.g. area of gained habitat or expected populations size).

Climate change perspectives are rarely integrated into restoration projects, but the projects where this has been done emphasize the importance of bringing in climate change aspects already at the planning stage, to work at the catchment level, and to include a wide range of stakeholders. Climate change perspectives should be fully integrated into management and governance of restoration projects. This requires adaptive and long-term programs for enhancement and monitoring of ecosystems. Restorationists should use the best data on climate change effects available to reduce uncertainties and help making projections of freshwater ecosystem responses to restoration. Unless this is done, restoration may be ineffective, and in the worst case counterproductive.

3 Inledning

Sjöar och vattendrag hör till de ekosystem som är mest påverkade av mänsklig användning globalt (Dudgeon, Arthington, Gessner m.fl., 2006; Nilsson, Reidy, Dynesius m.fl., 2005). Samtidigt har sötvattensekosystemen avgörande betydelse för mänskliga samhällen genom att erbjuda t.ex. dricksvatten, mat, transportleder, och rekreation (Postel & Richter, 2003). Sötvattensekosystemen hyser också en mängd arter vilket gör dem viktiga för bevarandet av biologisk mångfald (Dudgeon m.fl., 2006). Ekologisk restaurering av sjöar och vattendrag har föreslagits som ett av de viktigaste sätten att vända på utvecklingen med en gradvis förlust av naturliga ekosystem som inte domineras av mänsklig användning (Palmer, Bernhardt, Allan m.fl., 2005). Restaurering kan även vara en nyckelstrategi för att säkra att sötvattensekosystem upprätthåller ekosystemfunktioner av vikt både för människan och bevarande av biologisk mångfald. Förenta Nationerna har t.o.m. utsett 2021–2030 till ett årtionde för ekologisk restaurering (www.decadeonrestoration.org). Inom Europeiska Unionen har Bonnutmaningen lanserats, med målet att restaurera 350 miljoner hektar innan 2030 (www.bonnchallenge.org).

Samtidigt som behovet ökar gör klimatförändringar genomförandet av ekologisk restaurering mer komplicerat. Ekologisk restaurering innebär i sin snävaste definition att man återställer ett påverkat system till sin ursprungliga form, innan det påverkades av människan (Bradshaw, 1996). Det är av många skäl sällan möjligt, men i ett förändrat klimat som gör att yttre förutsättningar som vattensystemens hydrologi förändras, samtidigt som klimatet kanske inte längre är gynnsamt för arter som fanns där historiskt, är återgång till ursprungligt tillstånd kanske inte ens ett mål att sträva efter. Mot bakgrund av pågående och framtida klimatförändringar finns det flera frågor runt hur ekologiska restaureringsprojekt planeras, genomförs och följs upp som behöver belysas:

- Hur kan man sätta mål för restaurering när man inte vet hur klimatet kommer att vara om 20, 50 eller 100 år när restaurerade ekosystem återhämtat sig?
- Vilka restaureringsmetoder kommer att vara relevanta i ett framtida klimat?
- Hur kommer påverkan från klimatförändringar på restaureringsinsatser att samverka med annan påverkan på sjöar och vattendrag?
- I vilken mån kan ekologisk restaurering användas för att lindra effekterna av klimatförändringar och hjälpa till att klimatanpassa sötvattensekosystem?
- Är nuvarande metoder för projektledning och styrning inom restaureringsprojekt anpassade för att klara de utmaningar klimatförändring medför?
- Vilken förvaltningsmodell är bäst anpassad klara de utmaningar klimatförändring medför och vilken styrningsmetod för restaureringsprojekt är mest effektiv för att uppnå satta målsättningar?

- Hur ska man kunna följa upp i vilken mån restaureringsinsatser varit lyckosamma eller inte om både restaurerade områden och referensområden som de jämförs med påverkas av klimatförändring?

Ekologisk restaurering, definierat som en process där man försöker få ett ekosystem som är påverkat, skadat eller förstört att återhämta sig (Gann, McDonald, Walder m.fl., 2019), måste ta hänsyn till klimatförändringar. När man sätter mål för restaurering måste man ta hänsyn till det faktum att gränsvillkor som temperatur, nederbördsmonster och ekologiska processer, såväl som arters geografiska utbredning kommer att vara under förändring de kommande årtiondena. Vi diskuterar dessa frågor runt att bestämma målbild och referensområden i kapitel 5.

Restaurering skiljer sig från andra typer av miljöförbättring genom att målet är att få naturliga ekosystem att återhämta sig och återfå ekologiska egenskaper det hade i ett opåverkat tillstånd (Gann m.fl., 2019). Det innebär att påverkade ekosystem återhämtar sig på ett sätt som tillåter anpassning till både lokala förhållanden och globala förändringar, inklusive klimatförändring, samtidigt som ekosystemets arter kan finnas kvar och utvecklas (Gann m.fl., 2019). I det enklaste fallet kan det innebära att alla restaureringsåtgärder som leder till att återinföra naturliga processer också bidrar till att göra ekosystemen mer motståndskraftiga mot klimatförändringar och därför fungerar även i framtiden. Det kan också vara så att olika restaureringsmetoder är olika effektiva att bidra till att lindra effekterna av ett nytt klimat, hjälpa till att anpassa ekosystem, eller bidra till att de återhämtar sig från yttre störningar, och att nya metoder behöver utvecklas. I kapitel 4 diskuterar vi vilken roll olika restaureringsåtgärder kan ha i ett framtida klimat. Överväganden om var och när olika åtgärder är effektiva kan också påverka hur man bör prioritera mellan olika typer av åtgärder och vilka områden som ska restaureras. Detta är ämnet för kapitel 7.

Varje åtgärd med målet att uppnå en betydande ekologisk återhämtning i jämförelse med ett lämpligt jämförelseobjekt, oavsett hur lång tid återhämtningen kan ta, kan kallas ekologisk restaurering (Gann m.fl., 2019). Jämförelseobjekt, eller referenssystem för ekologiska restaureringsprojekt hämtas från naturliga och semi-naturliga ekosystem som lämnats orörda eller brukats på traditionella sätt (Gann m.fl., 2019). Uppföljning och utvärdering av restaureringsprojekt måste ta hänsyn till att referensområden också påverkas av klimatförändringar, och att pågående förändringar gör det svårt att veta vad slutmålet kan eller bör vara. Hur utvärdering av restaureringsprojekt bör göras under de förutsättningarna diskuteras i kapitel 6.

Återhämtning efter restaurering och de val man gör för restaureringens ambitionsnivå och inriktning påverkas av vilka olika aktörer som finns i avrinningsområdet och de olika verksamheter som pågår där. Olika modeller för skötsel av sjöar och vattendrag där flera verksamheter samsas är därför ämnet för kapitel 8. Ett specifikt ämne av stor betydelse för svenska förhållanden är hur ökade krav på miljöanpassning av flöden i reglerade vattendrag

ska kunna sammanjämkas med vattenkraftsproduktion. Kommer vattnet att räcka till vattenkraft samtidigt som man med införande av ekoflöden försöker gynna andra ekosystemfunktioner i ett framtida klimat? Vi försöker besvara den frågan, åtminstone för ett avrinningsområde, i kapitel 6.

Några ord om terminologin för de åtgärder som syftar miljöförbättringar i vid bemärkelse: *Ekologisk restaurering* i betydelsen av återskapande av ett historiskt, opåverkat tillstånd har som nämnts ovan aldrig varit ett realistiskt mål. Vi ser ekologisk restaurering som en gradient där ambitionsnivån och graden av återhämtning avgör vilken term vi använder. *Fullständig återhämtning* innebär att alla ekosystemets nyckelattribut i hög grad liknar referensområden (Gann m.fl., 2019), och representerar det närmaste man kan komma verklig ekologisk restaurering. I många fall planerar man för eller får acceptera att bara *delvis återhämtning* sker på grund av begränsningar i resurser, teknik, miljöförhållanden eller samhällsmässiga förutsättningar. En mer öppen definition av ekologisk restaurering är att ”förflytta ett skadat system till ett ekologiskt tillstånd som är inom acceptabla gränser i förhållande till ett mindre stört system” (Falk, Palmer, Zedler m.fl., 2006).

För att kvalificera som ekologisk restaurering bör ett ekologiskt restaureringsprojekt sträva efter en påtaglig återhämtning av inhemska arters populationer eller *ekosystemfunktioner* (Gann m.fl., 2019). I vissa fall är målet i första hand att höja nivån på ekosystemfunktioner som i sin tur kan vara av betydelse för *ekosystemtjänster*. Detta kan kallas för *ekologisk rehabilitering* (Gann m.fl., 2019). I denna rapport förutsätts att man även vid ekologisk rehabilitering strävar efter att gynna endast inhemska arter (till skillnad från exotiska och invasiva arter), men att ambitionsnivån gäller delvis snarare än fullständig återhämtning. Rehabilitering är en av flera restaureringsåtgärder längs ett kontinuum som omfattar både ekologisk restaurering och andra aktiviteter som siktar på att förbättra ekosystems egenskaper och återhämtningsförmåga.

I rapporten avgränsar vi sötvattens ekosystem till att gälla sjöar och vattendrag, men utesluter våtmarker som myrar och kärr. De restaureringsmetoder vi diskuterar förutsätts också att vara relevanta för svenska förhållanden, även om exempel och citat ofta härrör från studier utförda i eller framtagna för andra delar av världen. Vårt övergripande syfte är att belysa hur restaurerings-ekologi som teori och ekologisk restaurering som praktik påverkas av klimatförändringar, med den begränsning att vi håller oss till sjöar och vattendrag. Vi berör bara åtgärder som syftar till en direkt intervention i sjöar och vattendrag för att bidra till ekologisk återhämtning. Vi behandlar därför inte indirekta åtgärder som t.ex. arbete för att minska belastningen av kväve och fosfor i vatten som avrinner till sjöar och vattendrag.

Slutligen något om källmaterialet. Resultaten från många ekologiska restaureringsprojekt finns endast publicerade som rapporter eller liknande utan vetenskaplig granskning av forskare (s.k. peer review). Vi citerar i första hand bara vetenskapliga artiklar och böcker publicerade efter sådan faktagranskning. När referenser saknas ska det tolkas som att påståendena är vår

egen spekulering eller slutsats, men det betyder förstås inte att vi är först med att presentera idéerna. Generellt sett så nämner massor av vetenskapliga arbeten om restaurering av sjöar och vattendrag problemet med klimatförändringar. I de allra flesta fall är det dock inte arbetets huvudfokus, utan effekterna av klimatförändringar berörs bara i inledningen för att ge studien kontext, eller i diskussion av implikationerna av studiens resultat i slutet. Vi har säkert missat mycket relevant litteratur, och tar ansvaret för det, och hur vi tolkat resultaten av det material vi har gått igenom vilar helt på oss. Syftet har inte heller varit att göra en litteraturgenomgång med ambition av att vara representativ eller heltäckande. Vårt mål har varit att försöka beskriva och ge rekommendationer för hur vi anser att man ska förhålla sig till klimatförändringar vid ekologisk restaurering av sjöar och vattendrag.

3.1 Förväntade effekter av klimatförändringar

Den finns ganska mycket information om hur klimatet förväntas förändras i Sverige och Skandinavien de närmaste hundra åren, men den här rapporten är inte platsen för någon ingående genomgång av denna. Vi ska dock ge en kort sammanfattning av de viktigaste förändringarna med bäring på sjöar och vattendrag, som en bakgrund till diskussioner om hur dessa effekter kan lindras, eller hur ekosystemen förändras eller anpassas till dessa förändringar. Fokus är således på de huvudsakliga sätt på vilket klimat, hydrologi och arters utbredning kan förväntas bli annorlunda i ett framtida klimat i Sverige. Vi bortser därmed från samhällsförändringar som är svåra att förutse, men som kan vara väl så betydelsefulla som klimatförändringar.

I tabell 1 sammanfattar vi ett antal aspekter av klimatförändring, hur de påverkar sjöar och vattendrag, i vilken mån dessa förändringar är sammankopplade med annan påverkan på sötvattens ekosystem, och slutligen var i landet förändringen kommer att bli tydligast. Alla dessa förändringar beskrivs av Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) på hemsidan www.smhi.se/klimat. Där finns scenarier som beskriver alla förändringar som diskuteras här, med länsvisa analyser. I ett framtida klimat förväntas lufttemperaturen i Sverige att bli i genomsnitt högre under hela året, men med störst ökning under vinterhalvåret (Tabell 1), och med mer intensiva värmeböljor (Fischer & Schaer, 2010). Som en konsekvens kommer vattentemperaturer i sjöar och vattendrag också att öka (Friberg, Bergfur, Rasmussen m.fl., 2013; Jyvasjärvi, Marttila, Rossi m.fl., 2015). Sjöar och vattendrag kommer att vara istäckta under kortare tid, och större områden i söder och på låga altituder kommer helt sakna is under normalår. Dessutom kommer frekvensen av nollgradersövergångar att öka i delar av landet (men längst i söder blir de sällsyntare då plusgrader råder allt längre perioder) (Nilsson, Jansson, Kuglerová m.fl., 2013). I avsaknad av istäcke ökar frekvensen av händelser där vattentemperaturen i vattendrag sjunker under noll grader så att bottenis och kravis bildas, vilket i sin tur kan göra att isdammar byggs upp när bottenisen släpper (Lind, Alfredsen, Kuglerová m.fl., 2016).

Tabell 1. Potentiella effekter av klimatförändring på sjöar och vattendrag som är relevanta för ekologisk restaurering. Tabellen är inspirerad av Palmer, Lettenmaier, Poff m.fl., (2009).

Aspekt av klimatförändring	Exempel på påverkan	Relaterade stressorer som kan förvärra förändring	Geografi
Högre temperatur	Minskning av arter anpassade till låga temperaturer Sämre vattenkvalitet	Avsaknad av skuggande träd i strandzoner	Hela landet
Tidigare snösmältning och kortare period med istäcke	Längre vegetations-period Sämre vattenkvalitet	Flödesreglering	Norra och mellersta Sverige
Fler nollgradersövergångar	Mer bottenis och isdammar	Kanalisering	Mellersta delen av landet
Högre nederbörd	Förändrade strömfåror Sämre vattenkvalitet	Vattenlagring i dammar och korttids-reglering	Norrland
Kraftigare nederbörd	Mortalitet under översvämningar Erosion Turbiditet	Kanalisering, dikning flödesreglering, markanvändning i avrinningsområdet	Hela landet
Lägre nederbörd	Mindre vattendrags- och sjöhabitat	Vattenlagring i dammar och korttidsreglering	Södra Sverige
Fler torrperioder	Mortalitet under torrperioder Mindre vattendrags- och sjöhabitat	Flödesreglering Vattenuttag	Hela landet, mest i sydost
Tidigare vårflod av lägre magnitud	Arters livshistoria matchar inte längre flödesregimen Mindre yta strandzoner	Flödesreglering	Norrland
Högre flöden under vinterhalvåret	Erosion Mortalitet under översvämningar	Dikning, mark-användning i avrinningsområdet	Hela landet
Längre period med temperatursprångskikt i sjöar		Övergödning	Södra Sverige

Enligt klimatmodeller kommer nederbörden att öka i Norrland, men istället minska i södra Sverige, framförallt i sydost, även om det finns skillnader mellan klimatmodeller. Ett varmare klimat kommer också att intensifiera det hydrologiska kretsloppet, med kraftigare regn som kan leda till höga flöden i vattendrag (Arheimer & Lindström, 2015; Rojas, Feyen, Bianchi m.fl., 2012). Enligt klimatmodellerna kommer också frekvensen av torrperioder att öka (Roudier, Andersson, Donnelly m.fl., 2016).

Flödena i vattendrag kommer att påverkas av det varmare klimatet, som leder till kortare vintrar med tunnare snötäcke som ligger kortare tid, och mer av nederbörden faller som regn under vintern (Arheimer & Lindström, 2015). Detta påverkar vattenflödena så att vårfloden i samband med snösmältning i norra och mellersta Sverige kommer tidigare och blir av lägre magnitud. I södra Sverige kommer fler avrinningsområden att ha de högsta flödena under vintern istället för i samband med snösmältning (Andréasson, Bergström, Carlsson m.fl., 2004). I dimiktiska sjöar, d.v.s. sådana som har

ett temperatursprångskikt sommartid, kommer tidigare vårar och varmare somrar att göra att sommarstagnationen förlängs och går djupare (Shatwell, Thiery & Kirillin, 2019), vilket ökar risken för låga syrehalter i bottenvattnet.

I och med att många arters utbredning direkt eller indirekt är styrt av klimatet kan man räkna med stora förändringar arters utbredning i respons på ett varmare klimat, med stora skillnader i eftersläpning i förhållande till uppvärmningen mellan artgrupper (Bakkenes, Alkemade, Ihle m.fl., 2002; Hof, Jansson & Nilsson, 2012; Hof, Rodríguez-Castañeda, Allen m.fl., 2017). I sjöar och vattendrag kan man förvänta sig att kallvattenanpassade arter missgynnas medan varmvattenarter expanderar norrut och till högre altituder (Hein, Öhlund & Englund, 2011; Hein, Öhlund & Englund, 2012). Exotiska arter med ursprung i varmare klimat kommer gynnas i förhållande till inhemska arter, och fler exotiska arter kan förväntas få ökad utbredning och bli invasiva (Auffret & Thomas, 2019; Dukes & Mooney, 1999).

3.2 Ambitionsnivå och förutsättningar för restaurering – fullständig återställning eller begränsad miljöförbättring?

Ambitionsnivån för ekologisk restaurering avgörs ofta av i vilken mån det finns begränsningar för full återhämtning t.ex. i form av pågående verksamheter som påverkar sötvattensekosystemen. I själva verket är det stor skillnad på restaurering av ekosystem efter avslutad verksamhet och rehabilitering av ekosystemfunktioner i sjöar och vattendrag där det mänskligt nyttjande som skapat miljöproblemen fortgår (Acreman, Arthington, Colloff m.fl., 2014). I det första fallet, som kan exemplifieras med återställning av timmerflottningsleder i vattendrag (Nilsson, Lepori, Malmqvist m.fl., 2005a) och utrivning av dammar som inte längre används (t.ex. vid kvarnar och ålderdomliga vattenkraftverk; Lejon, Renöfält & Nilsson, 2009) finns i regel inga konflikter med andra verksamheter (men ofta med kulturminnesvård), och ambitionsnivån för återställningen blir mest en fråga om resurstillgång och kunskapsläge. Eventuella konflikter tenderar istället att handla om alternativkostnaderna t.ex. för att reparera en damm för att möta säkerhetskrav mot kostnader och risker med att ta bort dammen. Det kan t.ex. vara så att man vid dammrivning måste ta hand om gifter i sediment som lagrats i magasinet bakom dammen (Bednarek, 2001; Hart, Johnson, Bushaw-Newton m.fl., 2002; Stanley & Doyle, 2003). Vidare kan dammen vara en del av kulturhistoriska minnesmärken, och lokalbefolkningen uppskattar inte sällan närvaron av den vattenspegel som dammen ger upphov till, och motsätter sig förändring (Jørgensen & Renöfält, 2013).

Om det finns pågående verksamhet att ta hänsyn till, som t.ex. vattenkraftsproduktion, konstbevattning eller dammar och slussar för att möjliggöra båttransporter, avgörs ambitionsnivån för miljöförbättringsinsatser och hur långt man kan komma med återhämtningen istället av kompromisser mellan

den pågående verksamheten och intresset av att återställa skadade ekosystem (Acreman m.fl., 2014). För sjöar och vattendrag i Sverige handlar det ofta om intresset av elektricitet från vattenkraftsproduktion ställt mot biologisk mångfald och ekosystemfunktioner och -tjänster som skulle kunna förbättras med mer naturliga vattenflöden (t.ex. populationer av vandringsfisk). Man kan anta att ekologisk restaurering efter avslutad verksamhet och rehabilitering av ekosystem där verksamhet pågår kommer att påverkas av klimatförändringar på väldigt olika sätt (Tabell 2). I förra fallet, i samband med restaurering efter avslutad verksamhet, måste man hantera stora konceptuella problem (Jackson & Hobbs, 2009), medan i senare fallet kan klimatförändringar ofta ignoreras eller endast ha en indirekt påverkan. Alla restaureringsåtgärder måste dock vara ”framtidssäkra”. Det är alltid också någon form av skada på ekosystemet som ska åtgärdas, antingen fullt ut (restaurering/återställning) eller delvis (rehabilitering).

Tabell 2. Jämförelse av olika aspekter av ekologisk restaurering mellan ekologisk restaurering efter avslutad verksamhet och rehabilitering av ekosystem med pågående verksamhet som påverkar ekosystemet.

Aspekt	Ekologisk restaurering efter avslutad verksamhet	Rehabilitering av ekosystem med pågående verksamhet
Potentiella områden exempel på verksamheter	Övergivna områden: vattendrag påverkade av timmerflottning, dammar efter kvarnar och små vattenkraftverk	Alla typer av brukade områden: vattendrag påverkade av storskalig vattenkraft
Målbild	Nära opåverkade tillståndet	Ökad biologisk mångfald och förbättrade ekosystemfunktioner
Referens	Opåverkat, historiskt tillstånd	Vision av vad som kan åstadkommas
Återhämtning	Fullständig återhämtning	Partiell återhämtning
Krävs aktiva åtgärder för att återhämtning ska ske?	Spontan återhämtning efter avslutad exploatering	Exploatering fortsätter och återhämtning kräver restaureringsinsatser
Kriterium för framgång	Ekosystem utvecklas närmar sig referenstillståndet	Nya ekosystemtyper tolerabla
Utvecklingsbana	Mot referenstillståndet	Mätbar effekt, miljöförbättring jämfört med områden utan åtgärder
Återinföra naturliga processer?	Ja	Beror på begränsningar
Återskapa strukturer?	Om det behövs	Ja
Återintroducera utdöda arter?	Vid behov	Vid behov
Risk för invasioner av exotiska arter	Främst under tidiga faser av återhämtning	Stor risk för invasioner i ekosystem som inte har naturlig motsvarighet
Påverkan från andra drivkrafter?	Nej (men kulturminnesvård och lokala opinioner kan vara viktiga)	Viktigare än klimatförändringar

När det gäller ekologisk restaurering efter avslutad verksamhet med ambitionen att återskapa ursprungliga tillstånd är det många faktorer där man måste tänka på delvis nya sätt vad gäller planering, genomförande och uppföljning (Tabell 2). För det första kan man inte utan analys av förväntade klimatförändringar ha återgång till ett historiskt, opåverkat tillstånd som målbild (Higgs, Falk, Guerrini m.fl., 2014). Både arter och ekosystemfunktioner med nyckelroller i historiska ekosystem kan vara utanför de förhållanden man förväntar sig i framtiden. Även vid val av referenssystem, oftast representerade av antingen historiska förhållanden eller opåverkade områden i närheten, måste en analys av om referenssystemen fortfarande kommer att vara relevanta (historiska ekosystem) och hur de kan komma att förändras av klimatet (opåverkade områden) göras (Jackson & Hobbs, 2009).

När det gäller återhämtningsprocessen, så kan man vid restaurering efter verksamheter som är avslutade ofta räkna med spontan, passiv återhämtning utan aktiva insatser genom att arter återkoloniserar och ekosystemfunktioner förbättras tack vare att verksamheten är avslutad (Suding, 2011). Riktningen och hastigheten för sådan passiv återhämtning kan dock påverkas av klimatförändringar och göra det svårare att förutsäga hur snabb och vilken riktning återhämtningen kommer att ta. Där verksamhet fortfarande pågår kan man dock bara räkna med miljöförbättring efter aktiva insatser.

Kriteriet för framgång där man förväntar sig fullständig återhämtning är i vilken grad det restaurerade ekosystemet närmar sig referenstillståndet (Suding, 2011; Wortley, Hero & Howes, 2013). Men i och med att klimatförändringar påverkar både referenser och återhämtningsprocessen blir framgång svårare att avgöra. Vid rehabiliteringsinsatser är kvittot på framgång bara att en förändring har skett gentemot kontrollsystem där ingen insats gjorts, men även här kan klimatförändring försvåra analysen om ”kontroll” och ”behandling” påverkas på olika sätt av ett förändrat klimat.

När det gäller själva de metoder som används vid restaurering finns det generellt fördelar vid restaurering där man räknar med fullständig återhämtning, då det i regel omfattar att återställa eller återskapa naturliga processer, som i sin tur gör att man kan räkna med att ekosystemets återhämtningsförmåga såväl som motståndskraft förbättras (Jansson, Backx, Boulton m.fl., 2005; Palmer m.fl., 2005). Det borde öka chansen att ekosystemet kan anpassa sig till eller motstå klimatförändringar med bibehållna naturvärden. En annan faktor som återinförandet av naturliga processer borde föra med sig är en generellt lägre risk för kolonisering och spridning av invasiva arter, då förutsättningarna för inhemska arter förbättras (Catford, Downes, Gippel m.fl., 2011a; Catford, Vesk, White m.fl., 2011b). Risken för spridning av invasiva arter borde vara störst i ett tidigt skede av restaureringen, innan inhemska arter byggt upp populationsstorlekarna och kan konkurrera ut invaderande arter (Catford m.fl., 2011b; Mandryk & Wein, 2006). Sammanfattningsvis kan man konstatera att klimatförändringar för med sig utmaningar på många plan och i många steg av restaureringsprocessen. Ett enkelt sätt att sammanfatta dessa

är dock att bästa sättet att minimera och undvika dessa är att satsa på att återintroducera naturliga processer.

När rehabilitering av ekosystemfunktioner är i fokus i sjöar och vattendrag med pågående verksamhet, blir betydelsen av klimatförändringar inte lika stor (Tabell 2). Det beror på att många aspekter styrs eller begränsas av andra faktorer knutna till den pågående verksamheten. Det är troligt att den största påverkan är *indirekt* via klimatförändringarnas effekt på pågående verksamhet. När det gäller målbild och referenser så kan dessa mycket väl påverkas av klimatförändringar, men man slipper problemet med att det man tidigare betraktat som det opåverkade naturtillståndet inte längre är relevant. Man kan också ha en acceptans för att slutmålet kan vara en ny ekosystemtyp, som saknar motsvarighet i historiska tillstånd (Catford, Naiman, Chambers m.fl., 2013; Williams, Jackson & Kutzbach, 2007). Det kan handla om enkla saker som att spontan kolonisering av nya arter som inte funnits i området historiskt inte kräver analys av om dessa tillkommande arter kan sägas höra till det nya naturliga tillståndet (d.v.s. hade kunnat kolonisera och etablera sig även i opåverkade ekosystem som modifierats av klimatförändringar). Det kan också vara så att huvudfokus är att återskapa ekosystemfunktioner från en väldigt låg nivå, och att varje förändring mot artrikare samhällen är positiv (Acreman m.fl., 2014). Vegetationen på stränder längs utbyggda älvar är t.ex. ofta både gles och artfattig (Jansson, Nilsson, Dynesius m.fl., 2000; Nilsson, Jansson & Zinko, 1997), och åtgärder som kan öka etableringen av växter är positiv, vare sig det sker med strukturella åtgärder för att minska erosionen eller genom miljöanpassade flöden (Renöfält, Jansson & Nilsson, 2010). Samtidigt är störningen från pågående vattenkraftsproduktion så stor att risken för att nya arter ska breda ut sig okontrollerat är liten.

När det gäller återhämtningsprocessen och kriterier för om åtgärder har varit framgångsrika är situationen också enklare konceptuellt sett för rehabilitering av ekosystem med pågående verksamhet, då det räcker att kunna visa att åtgärder har haft en mätbar effekt som fört ekosystemet närmare ett opåverkat tillstånd i förhållande till ekosystem som fortfarande är påverkade (Wortley m.fl., 2013). Statistiskt kan sådant data bestå av att en eller flera relevanta variabler visar högre värden jämfört med orestaurerade referenser, men det finns inget krav på att statistiska jämförelser med opåverkade referenser görs. Ofta kan man inte räkna med passiv återhämtning vid rehabilitering av ekosystem med pågående verksamhet, vilket gör det svårare, men också innebär att i de fall där återhämtningen i första hand styrs av den pågående verksamheten kan klimatförändringar sakna betydelse.

När det gäller risken för invasioner av främmande arter kan dock projekt med målet att rehabilitera ekosystem vara mer påverkade av klimatförändringar än projekt där fullständig återhämtning är i fokus. Risken att främmande arter invaderar när åtgärder genomförs eller under återhämtningsprocessen är troligen större i system som redan degraderats av pågående verksamhet, t.ex. reglering. Rehabiliteringsåtgärderna innebär i lägre grad att naturliga processer som gynnar populationer av inhemska arter gynnas,

vilket öppnar upp tillfällen både för invasion och etablering av främmande arter (Brown & Peet, 2003; Catford, Vesk, Richardson m.fl., 2012; Mandryk & Wein, 2006). Det är också troligt att den största påverkan av klimatförändringar är indirekt och kommer från hur klimatet har förändrat den pågående verksamheten.

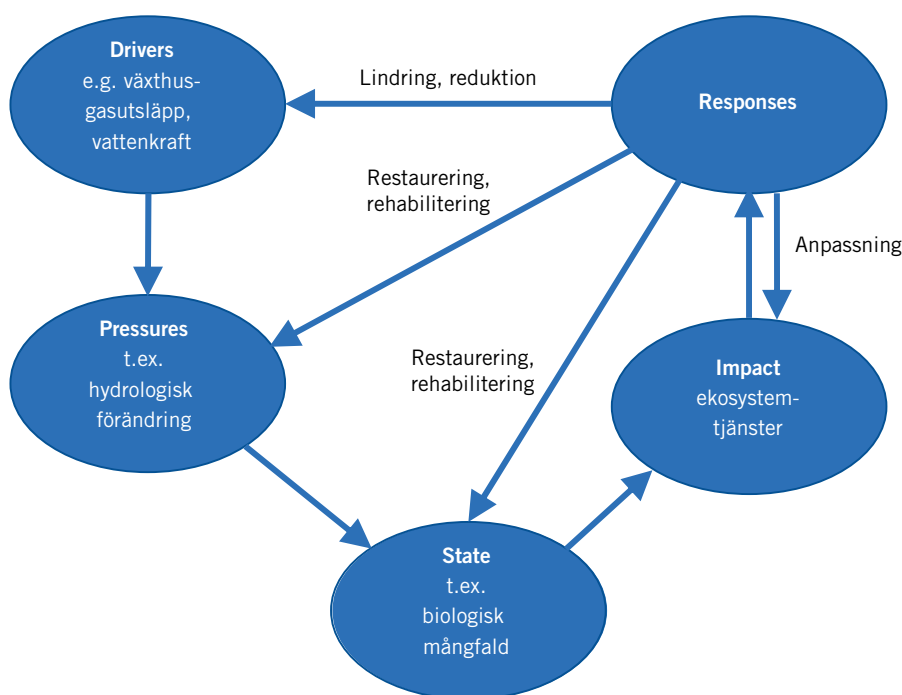
Många av de aspekter på hur restaurering påverkas av klimatförändringar gäller alltså i många fall främst ekologisk restaurering av ekosystem där verksamheten som ledde till degradering är avslutad. Å andra sidan kan delar av dessa problem lösas eller i alla fall bli mindre om för ekosystemet naturliga processer kan återinföras.

3.3 Konceptuellt ramverk

När man försöker analysera vilka effekter klimatförändringar kan ha på ekologisk restaurering, oavsett vilken typ av ekosystem det gäller, kan ett konceptuellt ramverk som hjälper till att analysera var i processen som klimatet spelar roll vara till hjälp. DPSIR-ramverket är en modell ursprungligen framtagen inom samhällsvetenskap (Rapport & Friend, 1979), men som sedan länge använts för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön, och är en modell som har antagits av European Environment Agency (1995). Den bygger på att dela upp processen i ett antal komponenter (engelska med svensk översättning, Figur 1):

- *Driving forces* (Drivkrafter som ligger bakom ett miljöproblem).
- *Pressures* (Påverkan, fysiska aktiviteter som orsakar problemet).
- *States* (Tillstånd, problemet eller tillståndet i en miljö, på grund av påverkan).
- *Impacts* (Effekter, konsekvenser problemet orsakar).
- *Responses* (Responser, åtgärder som kan vidtas för att minska eller rätta till problemet).

Ekologisk restaurering och rehabilitering av sjöar och vattendrag kan ses som en respons på miljöproblem till följd av en mängd drivkrafter som orsakar påverkan, t.ex. vattenkraft, skogsbruk, jordbruk och urbanisering som lett till fragmentering, utsläpp av giftiga ämnen och habitatförluster av sötvatten-ekosystem (Figur 1). Klimatförändringar påverkar både drivkrafter, påverkan och de tillstånd de orsakar, men fokus här ligger på ifall klimatförändring har konsekvenser för restaurerings- och rehabiliteringsstrategier.



Figur 1. Responser på påverkan från t.ex. växthusgasutsläpp och vattenkraft på sötvattensekosystem enligt DPSIR-ramverket. Klimatförändring p.g.a. växthusgasutsläpp orsakar påverkan t.ex. i form av förändrad hydrologi, med negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Responser på klimatförändring kan ske på alla steg från Drivers via Pressures, States och Impact, genom att reducera utsläpp, restaurera och rehabilitera processer och ekosystem, samt genom att anpassa sig till förändrade förhållanden (t.ex. förändrade ekosystemtjänster).

Klimatförändringar kan i sin tur ses som ytterligare en drivkraft som ger påverkan med konsekvenser för tillståndet i ekosystem. Det gör att behovet av restaureringsåtgärder kan förändras. Dessutom behövs responser i form av att reducera utsläpp och anpassa sig till nya förhållanden (Figur 1), men dessa responser ligger utanför ämnet för denna rapport. En helhetsanalys av konsekvenserna av ett förändrat klimat på ekologisk restaurering omfattar alla steg i processen för restaureringsprojekt (Wissmar & Beschta, 1998):

- Förändringar i restaureringens mål: vad vill man åstadkomma med restaurering, och hur kan man formulera en målbild?
- Vilka restaureringsmetoder är relevanta och kan förväntas ge önskvärt resultat i ett förändrat klimat? Somliga restaureringsmetoder kan kanske överges då dess effekter inte är önskvärda, andra kan bli mer eller mindre relevanta, och det kan finnas behov av nya metoder.
- Hur ska man följa upp och utvärdera restaurering? Det kan bli svårare att mäta utfallet av restaurering om osäkerheterna om vad målet för restaurering är, och hur miljön svarar på klimatförändring även utan restaureringsinsatser. Tiden och riktningen för ekosystemens återhämtning kan förändras.

I rapporten försöker vi täcka in alla dessa aspekter.

4 Restaurerings- och rehabiliteringsåtgärder i ett framtida klimat

Det finns ett stort behov av kunskap om restaureringsmetoder för att öka återhämtningsförmågan och motståndskraften mot klimatförändringsrelaterade störningar med hjälp av restaurering (Palmer m.fl., 2009; Suding, 2011). Även för restaureringsmetoder som inte syftar till att minska effekterna av klimatförändringar behövs kunskap om i vilken mån de restaureringsmetoder som använts fortfarande är relevanta och effektiva i ett framtida klimat. Nedan följer en redogörelse för olika kategorier av åtgärder tillsammans med en diskussion av hur de kan användas och vilken potentiell effekt de kan ha. Det man helst skulle vilja ha är kanske en manual eller handbok där man kan läsa för metod efter metod vad de kan användas till och om de är applicerbara även på framtida förhållanden. Så ser dock framställningen inte ut, av två skäl. För det första är kunskapsläget bristfälligt annat än på ett mer allmänt plan, och det är i regel oklart i vilken mån specifika studier kan generaliseras. För det andra är det viktigt att framhålla att restaureringsåtgärder alltid måste anpassas efter lokala förutsättningar (Palmer m.fl., 2009), och en strategi där man utgår från generella riktlinjer för att sedan ta hänsyn till lokala förutsättningar och begränsningar när praktiska åtgärder utformas är att föredra framför detaljerade, generella riktlinjer.

Framställningen börjar med en diskussion om hur känsliga sjöar och vattendrag är för förändringar i t.ex. klimat eftersom det har betydelse för hur man ser på enskilda åtgärder. Därefter tar vi upp ett antal aspekter av ett förändrat klimat där olika restaureringsinsatser har föreslagits för att lindra eller anpassa sötvattens ekosystem. Slutligen tar vi upp olika åtgärder för restaurering och diskuterar vilken roll dessa åtgärder kan fylla i ett framtida klimat. Ett visst överlapp kan förekomma mellan dessa avsnitt.

4.1 Ekologisk känslighet och återhämtningsförmåga

Vattendrag och sjöar är dynamiska system som påverkas av och anpassar sig efter processer i avrinningsområdet (Hynes, 1975; Johnes, 1999). De rymmer därigenom en paradox. De är både känsliga för förändringar men har också förmågan att anpassa sig snabbt till nya förhållanden (Capon, Chambers, Mac Nally m.fl., 2013). I vattendragen styrs vattenflöden och sedimenttransport av nederbörd och avrinning, som därigenom indirekt kontrollerar habitatkvalitet och tillgång för vattendragens arter. Sjöar är mottagare av flöden från omgivande avrinningsområde och vattendrag och påverkas därigenom potentiellt av alla förändringar av processer och markanvändning där (Johnes,

1999). På samma gång är vattendragsekosystem som styrs av naturliga processer resilienta med god återhämtningsförmåga. Det beror på att nytt habitat för arter återkommande återskapas, och koloniseringen av habitat underlättas av att populationer av många arter är sammanlänkade i vattendragsnätverket av effektiv spridning. Omvänt är vattendragssystem fragmenterade av dammar och/eller påverkade av annan exploatering mer känsliga mot effekter av klimatförändringar, med större behov av åtgärder för att lindra klimatförändringarnas konsekvenser (Palmer, Liermann, Nilsson m.fl., 2008b).

En konsekvens av detta är att sötvattens ekosystem kommer att förändras om klimatet förändras. Vattendrag som behållit dynamik i flöden och sediment-transport kommer att förändras och sträva mot ett nytt jämviktsläge om mönster i nederbörd och säsongsvariation ändras. Vad betyder det för ekologisk restaurering?

För det första kan och bör ekologisk restaurering inte användas för att hålla ett ekosystem i ett tillstånd som stöddes av processer i det förgångna och hindra systemet från att anpassa sig till det nya klimatet. Det skulle innebära att man motarbetar naturliga processer. Man kan dra en parallell med vattendrags-restaurering där man har byggt vattendrag med en meandrande fåra i klimatsystem och regioner där detta inte är naturligt, med många exempel från t.ex. USA (Kondolf, Smeltzer & Railsback, 2001). Det kan leda till att hela systemet under högflödespulser skiftar från att vara meandrande till en flätad fåra som bättre motsvarar de regionala förhållandena, och därmed uttraderar restaurerings-insatserna. Bästa sättet att maximera förmågan till både återhämtning och anpassning är att återställa naturliga processer, där så är möjligt (Palmer m.fl., 2005).

De flesta av metoderna för att återskapa naturliga processer i vattendrag och sjöar gör dem också mer resilienta med mindre behov av återkommande interventioner, och ökar deras kapacitet att återhämta sig från störningar, vare sig de är resultatet av klimatförändringar eller andra drivkrafter (Palmer m.fl., 2005). Som exempel kan nämnas att naturliga flöden tillåter att sediment omfördelas, upprätthåller interaktioner mellan vattendragsfåra och svämplan, underlättar för spridning av organismer och bidrar till att arter blir mer motståndskraftiga mot störning från höga flöden, tork- och värmeperioder (Poff, Allan, Bain m.fl., 1997; Richards, Brasington & Hughes, 2002). Om det finns utrymme för vattendragsfåror att anpassa sig till förändrade flöden inom ett svämplan, och inte hindras av invallningar, sedimentskydd av sprängsten etc., så kan vattendraget fortsatt erbjuda habitat för dess organismer (Tockner, Malard & Ward, 2000).

Restaurering kan därför användas för att göra ekosystem mer resilienta och motståndskraftiga mot störningar m.m., inklusive sådana som skapas eller blir vanligare till följd av klimatförändringar (Beechie, Imaki, Greene m.fl., 2013; Merriam & Petty, 2019; Palmer m.fl., 2005). Inom ramarna som sätts av hydrologiska och geomorfologiska processer så kan man lindra klimatförändringarnas effekter och anpassa sjöar och vattendrag till ett nytt klimat. Det kan handla om att skapa kallvattensrefugier och minska risken för extrem

torka under varm- och torrperioder (Justice, White, McCullough m.fl., 2017; Merriam & Petty, 2019)). Åtgärderna måste vara klimatanpassade, d.v.s. man bör göra en analys av att de kommer att fungera och vara tillräckliga även i ett framtida klimat (Isaak, Young, Nagel m.fl., 2015).

De åtgärder som diskuteras här innebär restaurering som återskapar förhållanden som de var före påverkan – skuggning av vattendrag, hög retention av flöden, variabilitet i fåran som inkluderar djuphålor (Helfield, Capon, Nilsson m.fl., 2007; Lepori, Palm, Brännäs m.fl., 2005; Nilsson, Sarneel, Palm m.fl., 2017). De representerar således restaurering av naturliga förhållanden och inte kompensations- eller anpassningsåtgärder, som ställer högre krav på att man kan förutse åtgärdernas konsekvenser vilket diskuteras nedan.

4.2 Åtgärder för att lindra och klimatanpassa

Kan man lindra effekterna av klimatförändring med hjälp av ekologisk restaurering eller rehabilitering? Många metoder för att restaurera sjöar och vattendrag har föreslagits kunna spela en roll i att lindra effekterna av klimatförändringar, eller att hjälpa ekosystem och samhällen att anpassa sig till ett förändrat klimat (Battin, Wiley, Ruckelshaus m.fl., 2007; Beechie m.fl., 2013; Pittock & Hartmann, 2011). Ett gemensamt tema för sådana åtgärder är att de inte är specifika responser på klimatförändringar men bringar ekosystemen närmare ett historiskt referenstillstånd genom att återinföra naturliga processer eller återintroducera försvunna strukturer (Palmer, Hondula & Koch, 2014). Som vi argumenterade för ovan kan sådana åtgärder höja ekosystemens återhämtningsförmåga och motståndskraft. I de fall där målbilden för restaurering inte är att återskapa naturliga ekosystem, utan man är begränsad av pågående resursutnyttjande bör man välja åtgärder och utforma dem så att de bidrar till ökad resiliens eller flexibilitet (referens), men hur det ska göras blir kontext- eller situationsbundet (Acreman m.fl., 2014).

I tabell 3 ger vi exempel på effekter av klimatförändringar, dess ekologiska konsekvenser, om de samverkar med andra påverkansfaktorer, och vilka restaureringsåtgärder i vid bemärkelse som kan användas för att lindra effekterna av klimatförändring, eller bidra till att ekosystemen anpassar sig till nya förhållanden. Eftersom tabellen utgår ifrån klimatförändringsaspekter listas åtgärder med olika väldigt olika räckvidd och mål. Vissa åtgärder har som mål att helt neutralisera påverkan eller anpassa ekosystemen, medan andra bara erbjuder viss lindring.

Tabell 3. Potentiell påverkan från klimatförändringar på sjö- och vattendrags-ekosystem och restaurerings- och rehabiliteringsåtgärder för att öka ekosystemen resiliens genom att lindra effekterna av klimatförändring eller anpassa ekosystem till klimatet. Tabellen är inspirerad av Palmer m.fl. (2009) och Davies (2010).

Förändring av klimatet	Ekologiska konsekvenser	Vanliga påverkansfaktorer som samverkar	Restaurerings- eller rehabiliteringsåtgärd
Höga flöden (regn)	Erosion Mortalitet Förstörade vattendragsfårar	Vattenlagring i dammar och korttidsreglering	Minska magnituden och förändringshastigheten på flödestoppar med befintliga dammar eller strukturella åtgärder som att öppna avstängda sidofårar, ge plats för breda strandzoner Plats för fåran att anpassa sig till högre flöden, flytta eller ta bort invallningar Skydd mot erosion av strandzoner
Minskad nederbörd, lägre lågflöden	Risk för uttorkning och mortalitet Höga vatten temperaturer, se nedan	Vattenlagring i dammar och korttidsreglering Vattenuttag för konstbevattning och dricksvatten	Ökad tappning från dammar under lågflöden Utforma fåran för att ha tillräckligt vattendjup vid låga flöden Strukturer i fåran som ökar vattenretentionen (stenblock, ved) Skapa djuphålur som refugier Strandzoner med träd och buskar som skuggar vattendrag
Lägre vårfloed, smalare strandzoner	Mindre yta strandvegetation, särskilt i strandskog och videbälte	Flödesreglering	Öka ytan strandvegetation med högflödespulser, säsongsvariation i flöden ökad vattenretention i fåran med hjälp av stenblock och ved
Fler temperaturövergångar över nollpunkten	Mer ankaris, fler isdammar	Kanalisering av fårar	Minska risken för krabisbildning och ankaris med stenblock i fåran
Höga vattentemperaturer	Mortalitet hos köldanpassade arter som röding och öring	Avsaknad av kantzoner	Trädbevuxna kantzoner, djuphålur, högre minimitappning
Spridning av värme-anpassade arter	Ökad artrikedom, nya interaktioner mellan arter		Öka konnektiviteten: ta bort dammar, nätverk av naturliga habitat
Förlust av köldanpassade arter	Utdöende av arter, förändrade interaktioner mellan arter	Kanalisering och dikning	Skapa kallvattensrefugier (se ovan)
Invasiva arter	Risk att inhemska arter konkurreras ut	Påverkade och störda miljöer	Gynna inhemska arters etablering och habitat med att återinföra naturliga processer

I framtiden förväntas extrema flöden blir vanligare, och risken för höga flöden i samband med regnoväder ökar (Kundzewicz, Kanae, Seneviratne m.fl., 2014; Westra, Fowler, Evans m.fl., 2014). Det kan leda till erosion, ökad turbiditet och mortalitet av vattendragsorganismer. Strukturella åtgärder i fåran kan öka vattenretentionen så att flödestoppen blir lägre och utspridd över en längre tidsperiod (Kuglerová, Ågren, Jansson m.fl., 2014; Nilsson m.fl., 2005a).

Om det finns avstängda sidofårar är det en effektiv strategi att öppna dess, liksom att vid restaurering utforma fåran så att det finns svämplan eller motsvarande som ger plats för höga flöden (Baptist, Penning, Duel m.fl., 2004; Rohde, Schutz, Kienast m.fl., 2005). Detta ger samtidigt förutsättning för breda strandzoner. Att stärka den gröna infrastrukturen genom åtgärder för att öka landskapets vattenhushållande förmåga inom ramen för ett skonsamt skogsbruk och mer extensiv användning av våtmarker kan också lindra effekterna av ett förändrat klimat, men sådana åtgärder ligger utanför fokus för denna rapport.

Högflödesepisoder kontrollerar ofta fårans form, med förstörade fårar som resultat (Buraas, Renshaw, Magilligan m.fl., 2014). Högflödestoppar kan lindras genom åtgärder som minskar magnituden och förändringshastigheten på flödestoppar, som nämns ovan.

Det är också en ökande risk för episoder med låga flöden, och även dessa kan bli extremare vilket kan resultera i mortalitet på grund av uttorkning, och att vattendrag som normalt har perenna flöden temporärt torkar ut med lokala utdöenden som följd (Vicente-Serrano, Lopez-Moreno, Begueria m.fl., 2014). Sådana torkperioder kan förvärras om vattenuttag eller reglering gör de låga flödena ännu lägre. I vattendrag nedströms dammar kan lågflöden avhjälpas med att öka tappningen från dammen, givet att inga andra begränsningar finns. I samband med restaurering av vattendragsfårar som varit kanaliserade eller dylikt finns tillfälle att utforma den så att det finns djuphålur som kan tjäna som refugier under lågflöden (Magoulick & Kobza, 2003), och att flödet är samlat så att vattendragsbredden är liten nog för att vattendjupet och vattenvolymen blir stor nog för att inte orsaka stress och mortalitet hos t.ex. strömlevande fiskar. Höga vattentemperaturer inträffar främst under lågflöden, med ökad risk för mortalitet hos köldanpassade arter som röding och öring (Lappalainen & Lehtonen, 1997; Lehtonen, 1998; Merriam & Petty, 2019). Förutom ovan nämnda strategier, som även ökar chansen för att temperaturrefugier ska finnas, kan kantzoner med träd som skuggar vattendraget hjälpa till att hålla temperaturen nere (Kuglerova m.fl., 2014).

Både frekvensen och magnituden av extrema händelser i form av både höga flöden och lågflödesperioder riskerar alltså att öka i ett framtida klimat. Ett sätt att möta detta är att etablera *varningssystem*, där man i förväg har gjort en bedömning av vilka variabler man behöver mäta, och vilka åtgärder som vidtas om vissa tröskelvärden överskrids/underskrids. Det kan handla om sträckor där vattendragsfårar riskerar gå torra eller där översvämningar skulle ställa till stor skada. Varningssystemet kan då bestå i en pegel som larmar om ett visst vattenstånd underskrids (varpå tappningen från en damm kan ökas), eller modellering av samband mellan nederbörd, tillrinning och förändringshastigheten hos vattendragets vattenflöde, för att förutsäga vilka förhållanden som kan resultera i höga flödestoppar.

Ett exempel på hur en vattendragsfåra kan utformas för att möta både låg- och högflödesepisoder är fåran i nedre delen av Juktån med minimi-tappning: Den restaurerade åran har designats så att flödet blir samlat med

tillräcklig strömhastighet och vattendjup vid låga flöden, samtidigt som det ges plats för högflödesextremer genom breda, flacka stränder, och möjlighet för vatten att rinna i sidofårar och liknande (www.umealven.se). I detta fall var fåran påverkad av tidigare flottningsrensningar och restaureringsinsatser, varför det inte fanns någon ursprunglig geomorfologi att ta hänsyn till.

Även om högflödesepisoder i samband med kraftiga regn förväntas bli vanligare, kommer flödena under vårflodens topp i samband med snösmältning att bli av lägre magnitud i framtiden, då mindre av årsnederbörden binds i snö (Andréasson, Bergström, Carlsson m.fl., 2004). Detta förväntas leda till en minskning av bredden på vegetationsbälten på stränder längs vattendrag (Ström, Jansson & Nilsson, 2012). Det är i första hand vegetation i strandskogs- och videbältet som kommer att minska i bredd, med lägre artrikedom av kärlväxter som följd. Även denna förändring går i viss mån att lindra eller kompensera för (beroende på vad man tror är det opåverkade referenstillståndet) genom att öka vattenretentionen med hjälp av strukturer som stenblock och död ved (Helfield m.fl., 2007; Kuglerová, Botkova & Jansson, 2017).

Även om perioder med is kommer att bli kortare i framtiden, och mer begränsade till nordliga delar av landet, så kan negativa effekter av isstörning bli större (Lind, Nilsson, Polvi m.fl., 2014). I vissa delar av landet, i övergången mellan regioner med milda vintrar och liten risk för isläggning av vattendrag, och nordliga regioner där fortfarande istäckta vattendrag och sjöar kommer att vara det normala, kan man förvänta sig att antalet nollpunktsövergångar i temperatur kommer att öka. Temperaturen kommer oftare att variera nära nollpunkten, med frekventa övergångar mellan frysgrader och tö. Det ökar risken för att ankaris (bottenis) och kravis (isnålar i vattnet) bildas i icke istäckta vattendrag, vilket utgör en stress och störning för strömlevande fiskar och vatteninsekter (Weber, Nilsson, Lind m.fl., 2013). Ökar vattentemperaturen tenderar isdammar att bildas, eftersom ankarisen då tenderar att lossna och bilda isvallar, med översvämning som följd. En metod att minska denna risk är att lägga ut stenblock i fåran som bryter vattenytan. Dessa tjänar då som kärnområden för bildande av ytis.

I takt med att klimatet successivt blivit och blir varmare, kommer köldanpassade arter att minska sin utbredning och dra sig tillbaka mot nordligare delar, samtidigt som man kan förvänta sig att nya arter anpassade till varmare klimat sprider sig norrut. För att minska risken att köldanpassade, nordliga arter ska försvinna, kan restaurering bidra med skapande av kallare mikroklimat. Det kan handla om att se till att vattendragen är skuggade (Barton, Taylor & Biette, 1985), samtidigt som djuphålor skapas (Justice m.fl., 2017). Dessa bör lokaliseras till punkter med utströmmande grundvatten, som håller betydligt lägre temperaturer än ytvattenavrinning under sommarhalvåret (Leach, Lidberg, Kuglerová m.fl., 2017; Merriam & Petty, 2019; Nichols, Willis, Jeffres m.fl., 2014). Även om värmeanpassade arter som koloniserar nya vattendrag kan leda till förändringar med minskade populationsstorlekar av inhemska arter, kan det vara ett bevarandebiologiskt intresse att underlätta spridningen av sådana arter, eller t.o.m. aktivt flytta på arter (Chapin, Danell,

Elmqvist m.fl., 2007; Olden, Kennard, Lawler m.fl., 2011). Sådan kolonisering av nya områden kan kompensera för regioner där arten dött ut p.g.a. varmare förhållanden. Spridningen av dessa arter kan gynnas genom att ta bort onödiga vandringshinder, och undvika fragmentering av vattendragen och dess strandzoner.

I kontrast till inhemska arter och arter som kan förmodas dyka upp i Sverige spontant eller, finns det också en ökad risk för spridning av exotiska arter, som kommit hit med människas försorg (Schnitzler, Hale & Alsum, 2007; Tockner & Stanford, 2002). Denna risk är oftast störst i skeden då inhemska arter är mindre abundanta, t.ex. på grund av restaureringsinsatser eller naturliga störningar, och ett skötselråd är att i möjligaste mån begränsa omfattningen av störningar i samband med restaurering, och se till att arter inte sprids t.ex. mellan avrinningsområden (Stanley & Doyle, 2003; Ström, Jansson & Nilsson, 2014). Försiktighetsmättet gäller även naturligt förekommande arter som har potential att bli invasiva i och med ett förändrat klimat.

4.3 Riskanalyser

Eftersom klimatet kommer att förändras de närmaste hundra åren oavsett vilket klimatscenario som blir verklighet, måste varje restaureringsprojekt ta i beaktande att miljöförhållandena inte kan antas vara stationära (Milly, Betancourt, Falkenmark m.fl., 2008). Vattenflöden kan komma att förändras med avseende på magnitud eller frekvens av hög- och lågflöden, och arter kan förväntas tillkomma eller försvinna från ekosystem som restaurerats utan att det har någon koppling till de genomförda åtgärderna.

I samband med genomförande av restaureringsåtgärder bör man därför genomföra en *riskanalys* – vad kan gå fel och hur ska det undvikas (Hart m.fl., 2002)? Hur ska åtgärden utformas så att den klarar extremvärden som kan förväntas inom den tidsperiod som åtgärden ska hålla för? Vilka skador och oönskade effekter kan uppstå till följd av åtgärden? Det kan även behövas en plan för extra åtgärder som sätts in vid extrema förhållanden, t.ex. ett extra torrt år. Riskanalysen kan bestå av möjliga hot, med vilken risk eller frekvens de kan förväntas, samt hur negativa effekter undviks, om det är möjligt. En aspekt av en sådan analys kan vara anpassningar av bestämmelser för ekoflöden under extremflödesförhållanden. Planerade högflödespulser för att efterlikna en naturlig vårflod kanske inte genomförs om flödesprognoser visar att de skulle kunna riskera att leda till vattenbrist senare under säsongen. Omvänt kan man tänka sig att om det finns risk att flöden skulle bli så låga att organismer i vattendrag dör. Man kan då ha bestämmelser om att vatten ska tappas trots att det kan ha stor påverkan på annan verksamhet, t.ex. processvatten till industri eller leda till förluster i kraftproduktion som normalt inte accepteras. Riskanalyser är regelmässiga inslag i utvärderingar av samhälllig förmåga att anpassa sig till klimatförändringar (Smit & Wandel, 2006), men har inte använts på samma sätt i ekologisk restaurering.

4.4 Restaureringsåtgärders relevans i ett framtida klimat

Vilken betydelse kan olika metoder för ekologisk restaurering eller rehabilitering av sjöar och vattendrag få i ett framtida klimat? Även om huvudbudskapet är att det viktigaste är att välja åtgärder som bidrar till att återupprätta naturliga processer och som ökar populationsstorlekarna av naturligt förekommande arter, finns det ett behov och intresse av att analysera vilken roll olika åtgärder kan ha. I de flesta fallen kan huvudsyftet med miljöförbättringsinsatser vara att återskapa naturliga ekosystem utan syfte att lindra effekterna av eller anpassa till ett förändrat klimat. Det behövs ändå en analys av om medel och mål med åtgärderna är relevanta i framtiden. Dessutom skulle behövas kunskap för varje åtgärd om:

- Åtgärderna kan förväntas få ökad respektive minskad betydelse i ett framtida klimat?
- I vilken mån de kan bidra till att lindra klimatförändringarnas effekter eller hjälpa till med att anpassa ekosystem till ett framtida klimat?
- Om de bidrar till ökad återhämtningsförmåga eller motståndskraft mot klimatrelaterade störningar?
- Om det finns ökade risker eller kostnader med specifika metoder?

Sådan heltäckande kunskap saknas, men nedan går vi igenom olika åtgärder och diskuterar dessa aspekter för olika grupper av restaurerings- och rehabiliteringsåtgärder utan att försöka vara heltäckande.

4.4.1 Flödesrelaterade åtgärder

Det är allmänt accepterat att en naturlig flödesregim som i sig driver ett antal ekologiska processer är en nyckel till att det ska finnas ekosystem i sjöar och vattendrag som hyser livskraftiga populationer av naturligt förekommande arter och upprätthålla naturliga ekosystemfunktioner (Poff m.fl., 1997). Att återskapa aspekter av naturliga flöden är därför centralt för ekologisk restaurering av sötvattens ekosystem (Palmer m.fl., 2005; Poff, Richter, Arthington m.fl., 2010). Som vi har visat ovan kan man samtidigt förvänta sig att flödesregimen påverkas av ett förändrat klimat. Detta har djupgående konsekvenser för vilka konsekvenser åtgärder som siktar på att förbättra flödesregimen kommer att få.

Flödesmagnitud handlar om storleken på högflödes- och lågflödesepisoder, vilka ofta är en central del av arbete med att göra flödesregimer mer lika naturliga förhållanden som rådde innan reglering och annan påverkan som modifierat flöden (Arthington, Bunn, Poff m.fl., 2006). Högflöden är oftast de flöden som är viktigast för att forma vattendrag geomorfologiskt genom att erodera och förflytta sediment som sedan deponeras under mer lugnflytande förhållanden vid stenblock, innerkurvor av meandrande vattendrag, lugnflytande sektioner eller deltan (Hagstrom, Leckie & Smith, 2018; Sundborg, 1956).

Sedimentdeposition skapar nytt habitat för organismer, men högflödespulser är även viktiga genom att översvämma strandområden och öka land-vatten-interaktioner, omfördela organiskt material och näring, och sprida organismer (Boedeltje, Bakker, Ten Brinke m.fl., 2004; Heiler, Hein, Schiemer m.fl., 1995; Mürle, Ortlepp & Zahner, 2003; Tockner m.fl., 2000; Zalewski, 2006).

Naturliga högflödesepisoder, t.ex. vårflod i vattendrag i regioner med snötäcke på vintern, har ofta försvunnit eller minskat i magnitud i reglerade vattendrag, och att återinföra dem är ofta prioriterat vid ekologisk restaurering (Renöfält & Ahonen, 2013; Renöfält m.fl., 2010). Det kan ses om en av de viktigaste åtgärderna för att göra vattendragsekosystem mer resilienta och naturliga (Arthington m.fl., 2006; Poff m.fl., 2010), men i ett framtida klimat finns ett antal aspekter som bör beaktas: (1) tidpunkten och magnituden på högflödespulsen, (2) dess frekvens och eventuell vattenbrist, och (3) i vilken mån återkommande vårfloder fortfarande kan anses höra till en naturlig flödesregim i ett framtida klimat.

I de delar av Sverige som idag har vårflod i samband med snösmältning kan man i framtiden förvänta sig att vårfloden kommer tidigare och i genomsnitt blir av lägre magnitud (Andréasson m.fl., 2004). I delar av Sverige kommer t.o.m. vintrarna i framtiden att sakna kontinuerligt snötäcke, och en återkommande vårflod kan därför helt utebli (Andréasson m.fl., 2004). Ett rimligt förhållningssätt vid införande av en mer naturlig flödesregim är då att använda opåverkade vattendrag i respektive region som referenser, och vid restaurering planera för att vårfloden ska komma i samband med att den lokala avrinningen ökar p.g.a. snösmältning, och låta flödestoppen vara av samma magnitud som i opåverkade vattendrag. Tidpunkten för flödestoppen kan kopplas till lokal avrinning i vattendomen för att undvika att låsa vattendomen till ett statiskt förhållande när klimatet är dynamiskt. Magnituden av flödestoppen begränsas ofta av annat än magnituden på naturliga flöden, men naturliga förhållanden bör vara en parameter i beslutsunderlaget. Det bästa vore att i alla domar lämna utrymme för omprövning/förändring av vattendomen efter en viss tid enligt 24 kap. 8 § i miljöbalken, eller att ha en mekanism där storleken på flödestoppen bestäms av medelvärdet på vårflodens magnitud för de föregående åren i ett referensvattendrag.

Vårflodens magnitud är direkt kopplad till hur stor yta strandvegetation som skapas längs vattendrag, då strandvegetationens övre gräns och utbredningen av den för kärlväxter artrikaste övre delen av stranden (strandskogvidebälte) styrs av nivån på de högsta årliga flödena (Ström m.fl., 2012; Ström, Jansson, Nilsson m.fl., 2011). Högflödespulser skulle därmed kunna användas som kompensationsåtgärd för att bevara värden knutna till vårflod även om den naturliga vårfloden minskar i magnitud eller försvinner i ett framtida klimat. Detta resonemang är mycket relevant för nedre Dalälven, vars svämmedellövskogar och svämängar som upprätthålls av Dalälvens översvämnings hyser unika naturvärden (Hedström-Ringvall, Kjörk, Pettersson m.fl., 2017). Samtidigt är Dalälven reglerad och vårfloden lägre än före reglering, vilket bl.a. har lett till att gran invaderar stränder där den tidigare hölls

borta av översvämningar (Hedström-Ringvall m.fl., 2017). Dalälven, som ligger i den södra boreala zonen som förväntas få särskilt stora förändringar i säsongsvariationen av flöden, med kortare vintrar med mindre snötäcke, och lägre magnitud av vårflod (Andréasson m.fl., 2004). Då habitatförlusten av svämädellövskogar till följd av reglering varit omfattande är åtgärder för att återinföra eller öka magnituden på höga vårflöden prioriterat, men att åstadkomma detta kan bli svårare när tillrinningen i samband med snösmältning blir mindre. Vilka flöden som krävs för att åstadkomma översvämning av Dalälvens stränder varierar, men i t.ex. Båtforsområdet är bedömningen att höga flöden krävs, vilket gör åtgärden kostsam (Hedström-Ringvall m.fl., 2017). På ett generellt plan kan översvämning av stränder i reglerade vattendrag åstadkommas genom att öka vattenståndet i dämningssområden uppströms dammar (t.ex. Färnebofjärden i Dalälven), vilket innebär att bara vattenståndet behöver manipuleras, medan höga flöden krävs för att översvämma stränder längs sträckor med fallhöjd (t.ex. Båtforsområdet). Om den naturliga vårfloden blir liten, kan det kanske ändå vara motiverat med stora högflödespulser för att bevara och delvis återskapa en för Sverige unik miljö som förlorat en stor andel av sin yta till följd av reglering. Sk ”klunkning”, periodisk drift, av vattenkraftverk har använts på många ställen för att anlocka fisk för vandring t.ex. i Mörrumsån. En sådan skonsam drift skulle kanske vara acceptabel som skyddsåtgärd också för vissa svämhabitat.

En fråga om införande av högflödesepisoder där klimatförändringar också är relevanta är hur långvariga de ska vara och vilken frekvens de bör ha (Capon, 2005; Poff m.fl., 1997; Rivaes, Rodriguez-Gonzalez, Albuquerque m.fl., 2015). Naturligt är vårfloden något som återkommer varje år, men dess magnitud varierar. Om man fokuserar på vårflodens betydelse för att skapa zoner av strandvegetation i bälten med förutsättningar för hög artrikedom, så krävs inte översvämning varje år (Ström m.fl., 2011; 2012). Detta syns bäst i strandens över del, strandskogen, som kännetecknas av att artrikedomen är hög eftersom konkurrenskraftiga terrestra arter som gran och blåbär är översvämningskänsliga och hålls borta, samt att andra arter som visserligen tolererar korta perioder av översvämning förhindras att bli dominanta, vilket tillåter konkurrenssvagare arter att etablera sig och överleva (Catford & Jansson, 2014; Pollock, Naiman & Hanley, 1998). Sådana artrika strandmiljöer kan hysa hög mångfald trots att de inte översvämmas mer än vart 3–5 år (Sarneel, Hefting, Kowalchuk m.fl., 2019; Ström m.fl., 2011; 2012). Översvämningarna varaktighet spelar också roll, och växtindividernas storlek spelar roll för hur toleranta mot översvämning de är: Småplantor som dränks helt är känsligare än stora individer som kan ha fotosyntetiserande delar ovan vattnet (Catford & Jansson, 2014; Vartapetian & Jackson, 1997). Det behövs fler studier av förekomsten av olika arter i olika livshistoriestadier i förhållande till hydrologi för att avgöra hur länge en högflödespuls behöver vara och hur ofta den behöver återkomma.

I områden där årets högsta flöden i framtiden kan förväntas ske under vintern i stället för under vårfloden skulle det istället kunna vara aktuellt att

åtminstone planera för att övergå till att skapa vinteröversvämningar. Det bör i så fall föregås av undersökningar som jämför de ekologiska effekterna av vinter- och våröversvämningar (van Eck, Lenssen, van de Steeg m.fl., 2006). En skillnad är t.ex. att de flesta växtarter är i vila utan fotosyntetiserande vävnad under vintern, och därmed mindre känsliga.

En annan aspekt på höga flöden är att klimatförändringar förväntas resultera i högre flödestoppar efter regnoväder i framtiden, då sådana blir intensivare (Kundzewicz m.fl., 2014; Westra m.fl., 2014). Detta förvärras i vattendrag som är kanaliserade, utdikade och saknar kantzoner med träd och naturlig strandvegetation (Kuglerova m.fl., 2014; Löfgren, Grandin & Stendera, 2014). Sådana flödestoppar kan således motverkas av åtgärder som ökar vattenretentionen genom att återföra strukturer som stenblock till fåran, öka dess sinuositet (kurvighet) och heterogenitet, samt att se till att vegetation i kantzoner kan etableras (Kuglerová m.fl., 2014; Nilsson m.fl., 2005a). Åtgärder i avrinningsområdet, som att lägga igen diken, anlägga våtmarker och ta bort hårdgjorda ytor spelar också stor roll (Kuglerová, Hasselquist, Richardson m.fl., 2017).

I framtida klimat med högre avdunstning och i vissa regioner lägre nederbörd och längre torkperioder, är risken större för lågflödesperioder med så låga flöden att det orsakar mortalitet till följd av uttorkning eller höga vattentemperaturer (Walsh & Kilsby, 2007). Minimitappning är en viktig åtgärd på vattendragssträckor där vatten avletts till kraftverk m.m., med potential att öka abundansen och mångfalden av bl.a. fisk (Göthe, Degerman, Sandin m.fl., 2019; Renöfält, Jansson & Ahonen, 2015). Denna risk bör beaktas på sträckor med minimitappning, så att minimitappningen är tillräckligt stor för att undvika sådana lågflöden. Minimitappning kan bli ett problem i framtiden just under torrperioder, då det finns risk för att vattenflödena är för låga för att räcka både till de behov som orsakar vattenavledningen (industriellt processvatten, dricksvatten, konstbevattning, vattenkraftsproduktion) och till minimitappning, eller att det blir svårt att uppfylla vattendomar med motstridiga krav, t.ex. hålla en viss vattennivå i ett magasin och samtidigt tappa minimitappa (Palmer, Liermann, Nilsson m.fl., 2008a).

En rad strukturella åtgärder kan tillgripas för att minska risken för alltför låga flöden eller höga vattentemperaturer. Vattenretentionen på en sträcka kan ökas med åtgärder som att lägga tillbaks stenblock och död ved m.m. i vattendrag, så att vattenvolymen ökar. Höga vattentemperaturer dämpas i vattendrag som är skuggade av vegetation i kantzoner (Kuglerová m.fl., 2014). Träd i strandzoner förbrukar dock vatten genom evapotranspiration, och kan bidra till att minska vattendragets flöde. Man kan också skapa kallvattensrefugier för arter känsliga för höga temperaturer genom att skapa beskuggade djuphålor på platser med grundvattenutströmning (Merriam & Petty, 2019). Sträckor och punkter med grundvattenutströmning bör ges särskild uppmärksamhet vid skötsel så att de inte påverkas av åtgärder i intilliggande terrestra områden, t.ex. vid avverkning, och skuggande träd i strandzonen bevaras. I reglerade vattendrag kan vattentemperaturen också moduleras genom att

bestämma hur vatten tappas från ett magasin: ytvattentappning innebär att varmt ytvatten tappas nedanför dammen, medan botten tappning innebär att kallt vatten från magasinets botten tappas nedströms (Olden & Naiman, 2010). Att ändra detta vid befintliga dammar torde dock vara en för stor kostnad för att bäras av projekt för ekologisk rehabilitering. I extremfall kan man aktivt flytta organismer från sträckor som riskerar att torka ut. Detta har t.ex. praktiserats med flodpärlmussla.

4.4.2 Konnektivitet

Konnektivitet i betydelsen av flöden av organismer, material och näring mellan olika komponenter i landskap har flera dimensioner eller aspekter, beroende på vilken skala eller i vilken riktning landskapskomponenter är sammanlänkade (Ward, 1989). Det kan gälla *regional konnektivitet* eller möjligheterna för t.ex. organismer att ta sig mellan olika delar av en region (Wiens, 2002). I vattendrag, där den självklara riktningen för transport är att flyta nedströms med vattnet, urskiljer man åtminstone tre dimensioner: *longitudinell konnektivitet*, flöden längs med vattendrag, *lateral konnektivitet*, utbyte mellan vattendrag och omgivande svämplan/landområden, och *vertikal konnektivitet*, utbyte mellan vattendrag och grundvatten av t.ex. näring, mikroorganismer och små insekter (Ward, 1989; Ward, Tockner, Arscott m.fl., 2002). Även om många ekologiska restaurerings- och rehabiliteringsprojekt är lokala tenderar de att påverka eller påverkas av åtminstone en av dessa dimensioner, och denna påverkan kan också förändras över tid, en faktor som också behandlas som en ytterligare en dimension (Ward, 1989). Klimatförändringar kan påverka alla dessa aspekter, och därmed blir det även en fråga vilken betydelse sådana förändringar har för ekologisk restaurering.

Regional

Klimatförändringar innebär att många arters geografiska utbredningsområden kommer att förskjutas så att arter tenderar att försvinna från områden där klimatet blir ogynnsamt, men ha möjlighet att kolonisera nya områden som blir klimatiskt gynnsamma (Bakkenes m.fl., 2002; Hof m.fl., 2012; 2017). Det senare förutsätter dock att det finns regional konnektivitet för arten, d.v.s. att den kan sprida sig eller migrera till nya områden. Här kan ekologisk restaurering, i den mån den bidrar till att erbjuda nya livsmiljöer för arter, bidra till regional konnektivitet om restaurerade ekosystem fördelas strategiskt geografiskt så att de bidrar till att möjliggöra för specifika arter att korsa områden som annars kulle utgjort barriärer på grund av att artens potentiella habitat blivit förstört av mänsklig påverkan (Jansson, Nilsson & Malmqvist, 2007; Kentula, 1997; Roni, Beechie, Bilby m.fl., 2002). Strategiska planer där restaurering av sötvattensekosystem ingår som en komponent för att möjliggöra för arter att anpassa sina geografiska utbredningar till ett förändrat klimat befinner sig dock fortfarande i sin linda.

Longitudinell

Restaurering av longitudinell konnektivitet i vattendragsnätverk handlar i regel om dammrivning eller om att bygga passager förbi dammar, oftast för fisk (Noonan, Grant & Jackson, 2012; Törnblom, Angelstam, Degerman m.fl., 2017). Dammrivning kan påverkas av klimatförändring på flera sätt. Dammar utgör hinder för djur, växter, sediment, organiskt material, och att ta bort dessa för att öka longitudinell konnektivitet innebär att naturliga ekologiska processer kan återupprättas och populationer av många arter knutna till vattendrag dels kan öka, dels kan sammanbindas regionalt (Jansson, Nilsson & Renöfält, 2000; Jansson, Zinko, Merritt m.fl., 2005; Törnblom m.fl., 2017; Ward & Stanford, 1995). Hydrologiska förändringar i ett varmare klimat kan dock ställa till problem vid dammrivning. I de fall dammar rivs i Sverige så är det ibland kontroversiellt eller lokalt motstånd mot att ta bort det dämningsområde som skapats av dammen (Jørgensen & Renöfält, 2013; Lejon m.fl., 2009). Vattenspegeln upplevs som ett positivt inslag som man gärna vill ha kvar. Lösningen är då ofta att istället för att ta bort dammen och vattenspegeln helt behålla en tröskel så att vattenspegeln blir kvar, och sedan ”tröskla upp” sträckan nedanför tröskeln så att den ska bli vandringsbar för fisk (Degerman, 2008). Sådana upptrösklade utlopp riskerar att bli vandringshinder under torrår, om vattenståndet ovan tröskeln sjunker så att vattnet inte längre rinner över. Utloppet har då återigen blivit ett vandringshinder. Det är därför nödvändigt att göra en avbördningskurva för utloppet och utforma det så att det är passerbart även vid lågflöden. Vattenspegeln ovan tröskeln kan även förvärra problemet med låga flöden genom avdunstning.

Man kan argumentera för att dammar med en viss magasinvolym kan bidra både till att buffra mot högflödespulser genom att magasinera vatten och minska magnituden och ökningstakten av flödet nedströms dammen, och möjliggöra att öka flödet genom ökad tappning nedströms när extrema lågflöden hotar (Ehsani, Vorosmarty, Fekete m.fl., 2017; Watts, Richter, Opperman m.fl., 2011). Dammar kan fylla dessa funktioner, men utgör i sig inte de mest hållbara lösningarna på problem med hög- och lågflödespulser i och med de negativa effekter på ekosystemen som dammar utgör samt att evotranspirationen från den dämnda ytan ökar under varma perioder. De åtgärder som diskuterats ovan för att öka vattenretention har inte dammarnas nackdel att fragmentera vattendraget, och de positiva effekterna blir inte begränsade till nedströms dammkroppen. I ett framtida klimat med högre högstaflöden måste man också se till att dammsäkerheten beaktats (Svenska Kraftnät, Svensk Energi, SveMin m.fl., 2011). Eventuella kostnader för åtgärder för att öka dammsäkerheten måste då adderas till ekvationen när beslut om dammarnas framtid tas.

Vägtrummor kan utgöra barriärer och vandringshinder likt dammar (Degerman, 2008), och det finns klimataspekter att tänka på även vid byte av trummor mot alternativ som minskar barriäreffekterna. Med tanke på risken att magnituden på högflöden kan öka så måste passagera dimensioneras för högre flöden, vilket t.ex. kan göra att det krävs en bro istället för halvtrummor.

Faunapassager förbi dammar är i regel designade för att passa den specifika lokalen (Calles, Degerman, Wickström m.fl., 2013), och bör göras med hänsyn till långa tidshorisonter. Klimatförändringar gör att det spann av möjliga förhållanden som passagen bör designas för blir större. Generellt kan sägas att omlöp är mer resilienta och anpassningsbara till ett förändrat klimat än tekniska fiskvägar, men lokala förhållanden och begränsningar från annan markanvändning och utnyttjande av vattendragen avgör vilken typ av passage som är mest lämplig i minst lika hög grad som klimatperspektivet. En skillnad med att ta in klimatförändringsperspektivet kan vara att man måste beakta i vilken mån konnektivitet är önskvärd i framtiden. Det normala designkriteriet är att designa faunapassager för att återskapa alla naturliga vandringsvägar, d.v.s. frågan är för fisk i vilken mån sträckan var vandringsbar innan dammen kom på plats. I framtiden kan man behöva beakta att passager även kan tjäna som spridningsvägar för främmande arter, sjukdomar, och att barriärer kan vara enda sättet att skydda vissa populationer mot konkurrens eller sjukdomar samt predation från inhemska arter (Melles, Chu, Alofs m.fl., 2015; Rinaldo, Gatto & Rodriguez-Iturbe, 2018). Man kan t.ex. tänka sig att man vill undvika att möjliggöra för gädda att invadera källområden i vattendragsnätverk för att skydda hotade populationer av röding, som hotas både av högre vattentemperaturer och konkurrens från arter anpassade till ett varmare klimat (Byström, Karlsson, Nilsson m.fl., 2007; Hein m.fl., 2011; Hein m.fl., 2012). Vidare måste man beakta om klimatet är lämpligt för samma vandrande fiskarter i framtiden som historiskt, och ta hänsyn till eventuella förändringar i fiskarnas vandringsbenägenhet och -vägar (Tamario, Sunde, Petersson m.fl., 2019).

Lateral och vertikal konnektivitet

Lateral konnektivitet handlar om land-vatteninteraktioner, d.v.s. utbyte av arter, organiskt material och näring mellan vattendrag, dess strandzoner och omgivande terrestra områden. Detta utbyte drivs till stor del av säsongsvariation i flöden och vattenstånd: Under höga flöden översvämmas strandzoner och svämplan, och omfördelar organiskt material och sediment (Hupp & Osterkamp, 1996; Poff m.fl., 1997; Tockner m.fl., 2000). Höglödesperioderna är viktiga för spridning av växtdiasporer med vatten (Nilsson, Brown, Jansson m.fl., 2010), och översvämningarna är också viktiga för att strukturera strändernas vegetation där arter med olika tolerans för översvämning återfinns på olika nivåer på stranden (Sarneel m.fl., 2019; Ström m.fl., 2011; 2011). Stränderna påverkar också akvatiska ekosystem på flera sätt: Organiskt material från kantzoner utgör födokälla för akvatiska födovävar i små, skuggade vattendrag (Wallace, Eggert, Meyer m.fl., 1997). Akvatiska organismer som kläcks fram bidrar till föda för t.ex. terrestra fåglar och insekter i strandnära miljöer (Ballinger & Lake, 2006; Malmqvist, Adler, Kuusela m.fl., 2004; Strasevicius, Jonsson, Nyholm m.fl., 2013). Alla dessa interaktioner kan påverkas av klimatförändringar, särskilt de som är relaterade till flödesvariation, men rekommendationerna för ekologisk restaurering påverkas

inte specifikt: Det generella rådet är att återskapa naturliga processer för att göra vattendragens ekosystem mer resilienta. Specifikt för restaurering av landvatteninteraktioner är att det finns utrymme för de processer som ökar interaktionerna: Att det finns plats för vattendragen att svämma över och vegetation att utvecklas där, inklusive träd och buskar som påverkar akvatiska ekosystem genom att skugga fåran och bidra med organiskt material i form av löv m.m. (Baptist m.fl., 2004). I geomorfologiskt dynamiska vattendrag med meandering eller flätade fåror måste det finnas plats för fåran att utvecklas (Richter & Richter, 2000; Scott, Friedman & Auble, 1996; Ward, Tockner, Edwards m.fl., 1999). Allt ovanstående är en viktig del av den gröna infrastrukturen som bidrar till ett grönt klimatanpassningsarbete.

Vertikal konnektivitet handlar om utbyte av arter, näringsämnen och vattenflöden mellan vattendrag och hyporheiska flöden, d.v.s. grundvattenströmmar i sediment i anslutning till vattendragen (Malard, Tockner, Dole-Olivier m.fl., 2002). Rekommendationerna för restaurering av vertikal konnektivitet är likartade lateral konnektivitet: Fokus bör vara på att återskapa naturliga processer (Boulton, 2007), men betydelsen av vertikal konnektivitet förändras inte i ett framtida klimat. Utströmmande grundvatten till vattendrag håller en förhållandevis stabil temperatur, och utströmningsområden kan därför ha betydelse som kallvattensrefugier för värmekänsliga arter (Isaak m.fl., 2015; Nichols m.fl., 2014).

4.4.3 Strukturella åtgärder

De strukturella restaureringsåtgärder som har betydelse för att lindra effekter av klimatförändringar och bidra till klimatanpassning har behandlats ovan. Det handlar om åtgärder för att skugga vattendragen och förhindra stora temperaturväxlingar, skapa djuphålor och samla flödet under lågflöden när det är aktuellt för att undvika strandning och uttorkning, samt att återskapa komplexiteten i rensade fåror med återförande av stenblock, död ved, öppna sidofåror och bakvatten för att öka vattenretention och skapa mer habitat.

4.4.4 Introducera, flytta och utrota arter

Det finns en lång historia av att flytta och introducera arter i akvatiska ekosystem, även som rehabiliterings- och kompensationsåtgärder. Exempel på det är introduktionen av pungräka *Mysis relicta* i regleringsmagasin för att kompensera för bortfallet av inhemska evertebrater och erbjuda alternativ föda åt fiskpopulationer (Lasenby, Northcote & Furst, 1986). Mot bakgrund av de problem som kan uppstå i kölvattnet av introduktioner (spridning av sjukdomar, inhemska arter blir utkonkurrerade) finns det numera strikta restriktioner. Kompensations-utsättningar av fisk som ersättning för populationer som försvunnit eller blivit sällsynta på grund av reglering är dock en pågående verksamhet av stor omfattning (Eriksson & Eriksson, 1993). Kompensationsutsättningar av fisk kan sägas vara en kortsiktig åtgärd med låg hållbarhet i och med att det är en åtgärd som måste upprepas kontinuerligt, och som inte bidrar till ekosystemens resiliens mot klimatförändringar,

och ett generellt råd vore därför att prioritera att på sikt stärka naturliga populationer eller skapa förutsättningar för stammar som nu enbart finns i odling att reproducera sig naturligt, genom åtgärder för att öka konnektivitet och habitattillgång istället, om så är möjligt.

Förflyttningar av arter kan också göras som en respons på klimatförändringar, för att rädda populationer undan extrema förhållanden eller hjälpa arter att ta sig förbi geografiska barriärer så att de kan kolonisera områden som blivit klimatiskt gynnsamma (Olden m.fl., 2011). Sådan understödd förflyttning måste finnas med som en möjlighet i planering, skötselplaner och åtgärdsprogram för arter i framtiden, även om det måste ske med stor försiktighet och först efter analys av alternativ och konsekvenser för att undvika negativa effekter på andra arter. Det finns praktiska exempel på där förflyttningar redan har skett, med utsättning av flodkräfta till Fjällsjöälven (Länstidningen Östersund, 9 augusti 2012), och förflyttning av flodpärlmusslor i Emån. Lika viktigt som att möjliggöra för arter att sprida sig till nya områden som blir klimatiskt gynnsamma kan det bli att förhindra exotiska arter från att sprida sig och kolonisera nya områden där de kan bli invasiva. Ett exempel är bäckröding *Salvelinus fontinalis*, en art från Nordamerika på spridning i Sverige, där ansträngningar pågår för att hindra att den blir vanligare. Att försöka utrota arter som enligt prognoser riskerar att bli invasiva i framtiden kan vara den mest prioriterade åtgärden, då sådana insatser är oerhört svåra när en art nått stor geografisk utbredning och stor abundans. Att sätta in åtgärder tidigt ställer krav på systematiskt arbete med att scanna av introducerade arter för att få tidig varning vilka som riskerar att bli invasiva (Kolar, 2004; Thuiller, Richardson, Pysek m.fl., 2005). Att hindra införsel med stöd av förordningen om främmande invasiva arter är dock den mest effektiva åtgärden och första åtgärden i skadelindringshierarkin.

Grunda näringsrika sjöar i jordbrukslandskap kan genom eutrofiering bli grumliga och domineras av växtplankton på bekostnad av vattenväxter. Sådana sjöar kan uppvisa alternativa stabila tillstånd: De kan antingen ha relativt klart vatten och domineras av vattenväxter som kransalger och olika kärlväxter, eller vara grumliga med växtplanktondominans (Scheffer, Hosper, Meijer m.fl., 1993). Det finns ett antal processer med positiv återkoppling som behåller sjön i respektive tillstånd, och gör det svårt att gå från det ena till det andra. Det till trots är klarvattentillståndet dominerat av vattenväxter ofta det önskvärda, och stora ansträngningar har gjorts för att restaurera grumliga sjöar tillbaka till ett förmodat ursprungligt klarvattentillstånd som rådde innan hög närsaltsbelastning från jordbruksmark (och tidigare orenade avlopp) knuffat sjön över till det grumliga tillståndet. Restaureringsinsatser bygger på att förutom att minska närsaltsbelastningen gynna djurplankton som betar på växtplankton. Det görs genom att med intensivt fiske minska tätheten av planktonätande småfisk, ibland tillsammans med att sätta ut stora rovfiskar som gädda och abborre som livnär sig på småfisk. Sådana restaureringsinsatser har ofta varit lyckade på kort sikt, men efter några år har växtplanktondominansen ökat igen (Gulati, Pires & Van Donk, 2008).

Bland orsakerna till misslyckanden kan nämnas oförmåga att sänka fosforbelastningen tillräckligt, eller att fosfor frigörs från sediment, att vattenväxter drabbas av störning eller bete, eller stark rekrytering av planktonätande småfisk. Sådana händelser som bidrar till regimskiften från klarvatten till grumlighet förväntas bli vanligare i ett framtida klimat: Klimatförändring kan leda till kortare livslängd, snabbare tillväxt, mer omnivori och bete på växtplankton och födosök nära stränder och bottnar hos fiskar, alltihop faktorer som kan gynna växtplankton på bekostnad av vattenväxter (Jeppesen, Meerhoff, Holmgren m.fl., 2010). Dessutom kommer urlakningen av närsalter till sjöar samt frekvensen av extrema händelser som orsakar störning och variation i vattenstånd att öka, faktorer som kan bidra till regimskiften, främst i riktning mot växtplanktondominans (Jeppesen, Søndergaard & Liu, 2017). Det kan göra att större minskningar av närsaltsbelastning kan komma att krävas i framtiden för att restaurering ska lyckas.

5 Referensförhållanden, målbilder och uppföljning

Med nya klimatförhållanden som påverkar både artsammansättning och ekologiska processer måste man tänka annorlunda runt hur man sätter mål för ekologisk restaurering, vilka referensförhållanden man kan jämföra de restaurerade ekosystemen med, och hur man studerar ekosystemens återhämtning efter genomförd åtgärd. Terminologin som används i restaurerings-ekologi visar att man i grunden tänker sig att de restaurerade ekosystemen är det som förändras över tid, medan andra komponenter är mer eller mindre statiska: Referensförhållanden indikerar att man jämför med något beständigt eller statistiskt för att kunna utvärdera hur ett restaurerat ekosystem förändras. Återhämtning efter genomförd restaurering underförstår att restaurering innebär återgång till ett förlorat, historiskt tillstånd. I ett föränderligt klimat, där i princip alla ekosystem kan antas genomgå successiva förändringar (Milly m.fl., 2008), krävs en genomtänkt strategi för att bestämma målbild för restaurering och identifiera lämpliga referensförhållanden. Grunden till strategier som tar hänsyn till klimatförändring är att planera för och ta hänsyn till ökad osäkerhet (Suding, 2011). Osäkerhet har egentligen alltid präglat ekologisk restaurering, så de råd och rekommendationer som framförs här är egentligen applicerbara på restaureringsprojekt även utan framtida klimatförändringar.

Det faktum att förhållandevis få ekologiska restaureringsprojekt utvärderas med avseende på om de varit framgångsrika ekologiskt (Bash & Ryan, 2002; Bernhardt, Palmer, Allan m.fl., 2005), tillsammans med att relativt stort antal studier pekar på att projekten sällan visat sig leda till signifikanta förbättringar (Nilsson, Polvi, Gardeström m.fl., 2015; Nilsson m.fl., 2017; Palmer, Menninger & Bernhardt, 2010) gör att risken är stor att projekt genomförs utan att mål sätts upp och att en plan för utvärdering av projektet antas och finansieras. Det ökar risken för att åtgärder som är ineffektiva eller leder till degraderade ekosystem används.

5.1 Referensförhållanden

Referensområden är viktiga i ekologiska restaureringsprojekt i egenskap av områden eller data som restaurerade områden kan jämföras med för att kunna utvärdera om insatsen fått avsedd effekt. Referenser kan vara naturliga, opåverkade system, eller påverkade områden som inte restaurerats (Harris, 1999; Hughes, Colston & Mountford, 2005). Det finns dock flera skäl att problematisera processen med att utse referenssystem. Hughes m.fl. (2005) pekar på sex faktorer som gör att man måste mana till försiktighet vid identifiering av referensområden till projekt för ekologisk restaurering av vattendrag: (1) Nutida opåverkade ekosystem som kan tjäna som referensområden saknas ofta; (2) Många förhållanden i avrinningsområdet har förändrats

sedan det historiska, opåverkade referenstillståndet; (3) Klimatförändringar har förekommit även historiskt, ända sedan istiden, vilket gör återgång till ett historiskt tillstånd tveksamt, (4) Det är osäkert vilken magnitud framtida klimatförändringar kommer att ha, vilket man måste ta hänsyn till vid restaurering och utvärdering; (5) Vi kan förvänta oss ökad förekomst av exotiska och invasiva arter i framtiden, vilka påverkar både restaurerade ekosystem och referensområden. (6) Slutligen, förhållanden på varje plats påverkas av landskapskontexten, vilken förändras över tiden, och man kan därför inte anta att ett restaurerat ekosystem ska vara likt sin referens i alla avseenden.

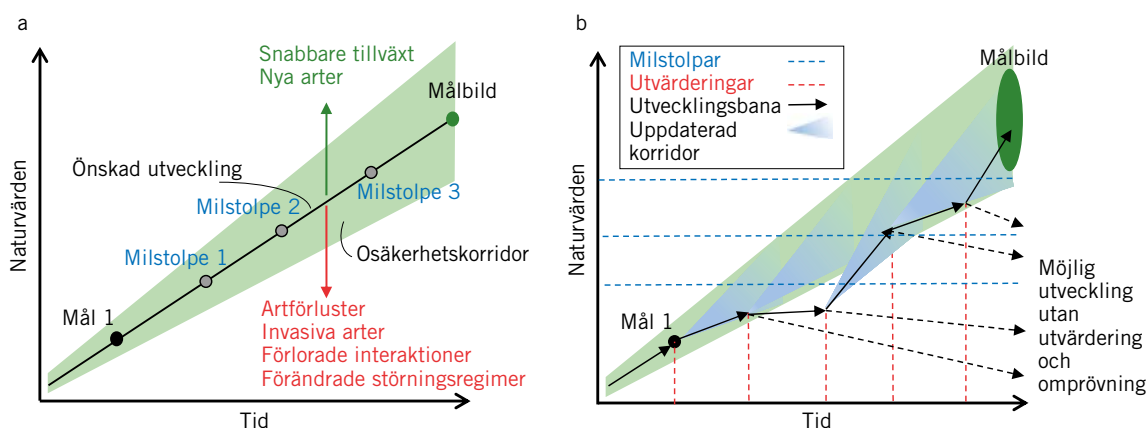
Oaktat dessa svårigheter, kan man tänka sig tre huvudsakliga alternativ för referensekosystem till ekologiska restaureringsprojekt (Hughes m.fl., 2005; Jungwirth, Muhar & Schmutz, 2002; Wissmar & Beschta, 1998): (1) Ekosystem som förblivit opåverkade, t.ex. närliggande sjöar/vattendrag som är mer eller mindre naturliga. Det är svårt för typer av påverkan, som timmerflottning, som har omfattat nästan alla vattendrag och sjöar i en region. Däremot finns flera avrinningsområden som är skyddade mot exploatering för vattenkraft som kan användas som referenser för restaurering av vattenkraftspåverkan. (2) Historisk information som visar hur områdena var innan påverkan. (3) Modeller som utifrån kunskap om ekologiska processer simulerar ekosystem utan påverkan (simuleringar av naturlig flödesregim etc.). Ett rimligt sätt att identifiera referenstillstånd vid ekologisk restaurering i ett förändrat klimat är att antingen utnyttja opåverkade system eller historisk information som utgångspunkt för att identifiera referensförhållanden, och sedan använda sig av modeller och prognosverktyg för att förutsäga hur dessa system förändras av ett framtida klimat. Ett sådant analysarbete svarar på frågan vad är det opåverkade tillståndet skulle vara givet klimatförändring. Detta är görligt för t.ex. processer i vattendrag som är knutna till flödesregimen med en tidshorisont på några årtionden, men osäkerheten växer med tidsrymden eftersom det blir alltmer osäkert vilket klimatscenario som blir verklighet ju längre in i framtiden man försöker prognosticera. Till detta kommer de avsevärda osäkerheter som ligger i svårigheten att förutsäga vilka arter som kommer att kunna dra nytta av ett förändrat klimat och breda ut sig, och hur andra arter kommer att svara på sådana förändringar. De referensförhållanden innan hänsyn tagits till klimatförändringar sätter också begränsningar. När det gäller historiska data är kunskapen alltid begränsad, och för system som har lämnats opåverkade kvarstår frågan varför dessa lämnats oexploaterade? Det är snarare regel än undantag att de på något sätt var mindre lämpade för exploatering och därför åtminstone i vissa aspekter annorlunda. När det gäller flottledsrestaurering är det t.ex. svårt att hitta jämförbara vattendrag som inte modifierats för att underlätta timmerflottning. De som inte rensats ligger antingen otillgängligt i fjällnära områden, i avstängda sidofårar, eller var så steniga och/eller branta att det var enklare att bygga timmerrännor förbi än att rensa själva fåran. Ett alternativ är att studera vattendrag i Ryssland med liten påverkan av skogsbruk och timmerflottning, där t.ex. Varzugaälven på Kolahalvön har förts fram som ett möjligt referensområde för svenska vattendrag (Bergman m.fl. 2006).

5.2 Uppföljning och utvärdering

Arbete med uppföljning och utvärdering av restaureringsinsatser måste ta hänsyn till ökad osäkerhet om i vilken riktning ekosystem utvecklas, vilket kräver nya strategier och metoder.

Vi föreslår ett antal förändringar av hur man ser på uppföljning av ekosystem efter restaureringsinsatser: (1) Ekosystemens utveckling eller återhämtning efter genomförda åtgärder borde ses som en korridor snarare än en enskild stig eller bana. (2) Innebörden i och vilken tid det förväntas ta att uppnå olika mål bör baseras på scenarier för framtida klimat. (3) Man bör analysera potentiella risker och kritiska faser i återhämtningsprocessen, så att man har ökad chans att förutse när ekosystem förändras från ett tillstånd till ett annat och undvika extrema klimathändelser. (4) Utvärderingar av resultaten av restaureringsinsatser bör göras flera gånger, så att man kan justera åtgärder och mål i respons på en föränderlig verklighet.

I ett förändrat klimat kan återhämtning efter genomförda restaureringsåtgärder både gå snabbare och långsammare än idag, beroende på art och omfattning av förändring: Varmare förhållanden kan göra att både individer och populationer växer snabbare, men förluster av arter och förändrade ekosystemfunktioner och interaktioner mellan arter kan också bli resultatet (Figur 2a). Målet med återhämtningsprocessen kan därför vara att stanna inom en korridor snarare än att följa en specifik utvecklingsväg. Korridorens vidd återspeglar graden av osäkerhet om ekologiska förhållanden i framtiden, och åtgärder för att justera återhämtningsprocessen vidtas först när händelser gjort att ekosystemet hamnat utanför gränserna (Figur 2b). I takt med att kunskapen ökar och prognoserna för framtiden blir bättre kan man göra korridorerna snävare (uppdaterade korridorer i Figur 2b). På samma sätt bör osäkerheten om framtiden reflekteras i precisionen på målbilden. Denna bör integrera information om opåverkade, historiska ekosystem, såväl som modeller av hur dessa skulle bli modifierade av klimatförändringar. Resultatet blir en större bredd av förhållanden jämfört med om målbilden motsvarar opåverkade historiska förhållanden (Figur 2b). Även precisionen i målbilden kan uppdateras i takt med ökad kunskap. Strategier för att möta osäkerheten bör dels vara att definiera den förväntade tiden för återhämtning av olika naturvärden i förväg, givet prognosen för respons på klimatförändringar och effekten av restaurering. Vissa värden beräknas återkomma efter 5, 10 eller kanske 20 år. Dessa förväntningar får sedan revideras regelbundet med hänsyn taget till ökad kunskap om klimatförändringar samt ökad kunskap om responser på restaurering.



Figur 2. Schematisk illustration av vägen till ekologisk återhämtning efter genomförda restaurerings- eller rehabiliteringsåtgärder som tar hänsyn till osäkerheter om magnitud och hastigheten hos klimatförändringar. (a) Illustration av hur naturvärden ökar med tiden efter genomförd restaurering med successivt uppnående av milstolpar som representerar olika uppnådda mål. Den gröna korridoren representerar det område inom vilket restaureringen förväntas vara vid olika tidpunkter efter genomförd åtgärd. Att korridorens vidd ökar med tiden speglar ökad osäkerhet beroende på klimatscenarioer. Klimatförändringar kan både skynda på återhämtning om individer och populationer tillväxer snabbare, eller fler arter koloniserar, men kan också försena eller förhindra återhämtning om inhemska arter försvinner, exotiska arter invaderar, ökad störning eller om förändrade biotiska interaktioner minskar t.ex. födotillgång för arter. (b) Illustration av vägen till lyckad återhämtning efter genomförd restaurering där uppnående av milstolpar som representerar olika aspekter på ekologisk återhämtning utvärderas återkommande. Åtgärder vidtas om ekosystemets utveckling faller utanför korridoren på väg mot målbilden (grön oval), för att undvika att utvecklingen faller utanför den önskvärda eller leder till oönskade nya ekosystemtyper (streckade linjer). Korridorer för återhämtning och hur återhämtning ska följas upp bör utvärderas och omprövas baserat på nya prognoser för framtida klimat och ökad kunskap (blå skuggning). Målbilden tillåts vara mer imprecis eftersom en rad olika ekosystemtillstånd antas kunna härbärgera inhemsk biologisk mångfald och utföra önskvärda ekosystemfunktioner.

Klimatförändringar ökar magnituden och frekvensen av extrema händelser, t.ex. översvämningar, värmeperioder och torka, vilket kan riskera ekosystem som håller på att återhämta sig efter restaurering. Sådana ekosystem kan genomgå perioder av ökad känslighet eller kritiska faser. Det kan t.ex. gälla perioden efter att en damm tagits bort innan vegetation har etablerat sig på sedimentpackar i magasinet som exponeras när vattennivån sänks (Stanley & Doyle, 2003). Höga flöden under den perioden kan riskera att spola bort sediment, vilket kan leda till grumling och deposition av materialet nedströms. Störning kan också föra med sig att invasiva arter etableras och miljögifter frigörs. Man bör försöka identifiera sådana risker och känsliga perioder i förväg. Ett sätt att förbereda sig för och undvika att extrema händelser påverkar restaureringsinsatser negativt är att ha kunskap om ekosystemens naturliga variabilitet (Willis & Birks, 2006), och designa restaureringen så att ekosystemen är motståndskraftiga mot sådan variation (Palmer m.fl., 2005), även om kunskap om framtida extrema händelser saknas. Ett annat hinder mot att restaurerade ekosystem utvecklas mot målbilden är att ekosystemen kan befinna sig i alternativa stabila tillstånd (Hobbs & Cramer, 2008). Ett ekosystem kan således fastna i ett tillstånd långt från målbilden, och insatser av samma storleksordning som den ursprungliga restaureringsåtgärder kan krävas för att häva tillståndet och sätta det på den önskade utvecklingsbanan.

Det mest väldokumenterade exemplet på detta är grunda näringsrika sjöar, som kan befinna sig i två alternativa tillstånd: antingen en klarvattenfas med dominans av vattenväxter, eller en fas med grumligt vatten dominerat av planktoniska alger (Scheffer m.fl., 1993). En rad återkopplingsmekanismer tenderar att hålla kvar sjön i det tillstånd det befinner sig i. För att få systemet att växla från algdominans till dominans av vattenväxter måste man gynna etableringen av vattenväxter (t.ex. genom att sänka vattenståndet under sommaren), öka abundansen av djurplankton som äter växtplankton (t.ex. genom intensivt fiske av karpfiskar som främst äter djurplankton), samt minska inflödet av näringsämnen från avrinningsområdet som gynnar växtplankton-tillväxten (Scheffer m.fl., 1993). Vid restaurering av ekosystem där alternativa stabila tillstånd antas finnas kan detta ramverk användas för att modellera stabilitet och återhämtningsförmåga som en hjälp med att utvärdera restaureringens effekt (Zweig, Newman & Saunders, 2020).

Utvärderingar av restaureringsinsatser görs i regel bara en gång eller inte alls. Ett minimikrav för att möta utmaningarna med klimatförändringar vore att se till att man gör återkommande utvärderingar för att följa upp om uppsatta mål har nåtts (Figur 2b). I samband med att detta görs bör både mål och korridorer för återhämtning uppdateras i ljuset av ny kunskap och nya förutsägelser om framtida klimat. På så sätt kan utveckling mot oönskade tillstånd för ekosystemet undvikas och utvecklingen styrs mot förhållanden som motsvarar förhoppningarna angående biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster. I uppföljningarna är det lika viktigt att kunna jämföra med restaurerade referensområden eller data på ursprungsförhållandena innan restaureringen påbörjades, för att bättre kunna dokumentera förändringar oavsett om de rör sig i riktning mot målbilden eller inte. Detta sätt att arbeta är önskvärt även i avsaknad av klimatförändringar: Utvärderingar av restaureringsinsatserns effektivitet har hindrats av avsaknad av referenssystem och av att man inte satt mål för insatsen, förutom att systematiska utvärderingar sällan gjorts (Bash & Ryan, 2002; Palmer m.fl., 2005; Wortley m.fl., 2013). Oavsett klimatförändringar så kan arv från historiska förhållanden, varierande bakgrundsforhållanden, oförutsedda händelser och naturlig variation resultera i en rad olika utfall av en och samma restaureringsinsats. I framtiden kommer dock de sociala och ekologiska kostnaderna med att ignorera dessa frågor att bli högre.

5.3 Målbilder och återhämtning

Målbild är visionen eller målsättningen med restaureringsprojekt (Jungwirth m.fl., 2002). Hur kan man bestämma rimliga målbilder när klimatet förändras, och osäkerhet råder både om hur framtida klimat och vilken påverkan klimatförändringar har på ekosystemen i fokus? Eftersom det i en verklighet där klimatet kontinuerligt förändras är så svårt att identifiera referensförhållanden i betydelsen hur ekosystemet hade sett ut utan mänsklig påverkan, kan man dra två, skenbart motstående, slutsatser:

- (1) I ekologiska restaureringsprojekt är det viktigt att besluta om en konkret målbild för projektet. Vad vill man uppnå med projektet? Vad är problemet? Vad är skadat? Hur ska ekosystemet se ut efter en lyckad restaurering?
- (2) Man måste acceptera och omfamna osäkerheterna i vilka ekologiska tillstånd som kan bli verklighet i framtiden. Det gäller dels osäkerheter i att identifiera referensförhållanden, dels i vilken mån det är möjligt att uppnå dem. Dessa osäkerheter påverkar vilken väg restaurerade ekosystem utvecklas längs, hur man bestämmer målbild, och vilka metoder man kan använda för att utvärdera om restaureringen varit framgångsrik. Särskilt viktiga aspekter att tänka på är:
 - Tidshorizonten för restaureringsprojektet. När hoppas man uppnå vad?
 - Osäkerhet om framtida klimatförhållanden ökar ju längre in i framtiden man försöker prognosticera.
 - Sannolikheten eller risken för förändrad artsammansättning i framtida ekosystem: Invasiva och introducerade arter kan bli vanligare, vilka arter som spontant koloniserar, och vilka arter som försvinner p.g.a. klimatet.

Ambitionsnivå för restaurering

För relativt lite påverkade ekosystem där man genomför miljöförbättringar, eller i ekosystem där det resursutnyttjande som orsakade ekologisk degradering har avslutats är målbilden idag ofta att återställa ekosystemen till sitt ursprungliga, opåverkade tillstånd. Även sådana ekosystem kommer att förändras av klimatförändringar, och kommer därmed att avvika från sitt historiskt opåverkade och oskadade tillstånd. I sådana fall är det dock rimligt att ha som målbild att återställa ekosystemen från mänsklig påverkan. Man kan antingen återställa det historiska tillståndet och räkna med att det återställda ekosystemet sedan kommer att anpassa sig till ett nytt klimat spontant. Det andra alternativet är att genom modeller eller scenarier utgående från historiska referenser förutsäga vilka egenskaper som skulle karakterisera ett opåverkat ekosystem anpassat till framtida klimat, och satsa på att förverkliga det utan ”att gå via” ett historiskt tillstånd. Det senare är att föredra i situationer när man förväntar sig att aspekter av de ursprungliga ekosystemen inte skulle vara i samklang med ett framtida klimat, för att undvika att satsa resurser på att återskapa icke livskraftiga värden.

För ekosystem påverkade av pågående mänskliga aktiviteter där målbilden inte är att återskapa ett opåverkat ekosystem är det redan idag så att målbilden kan avgöras först efter ett arbete med att avgöra vilka naturvärden som man försöker återskapa. I detta arbete måste man ta hänsyn till klimatförändringar när målbilden bestäms, men hur målbilden kan mycket väl begränsas av andra processer än klimatförändringar. ”Naturlighet” i betydelsen av hur ett ekosystem utan mänsklig påverkan skulle se ut blir mindre viktigt. Istället hamnar fokus på att rädda vad som räddas kan av naturvärden, eller göra vad som är möjligt med tanke på pågående resursutnyttjande, som bestämmer vilket utrymme för miljöåtgärder som finns. Ett exempel på när begränsningar för

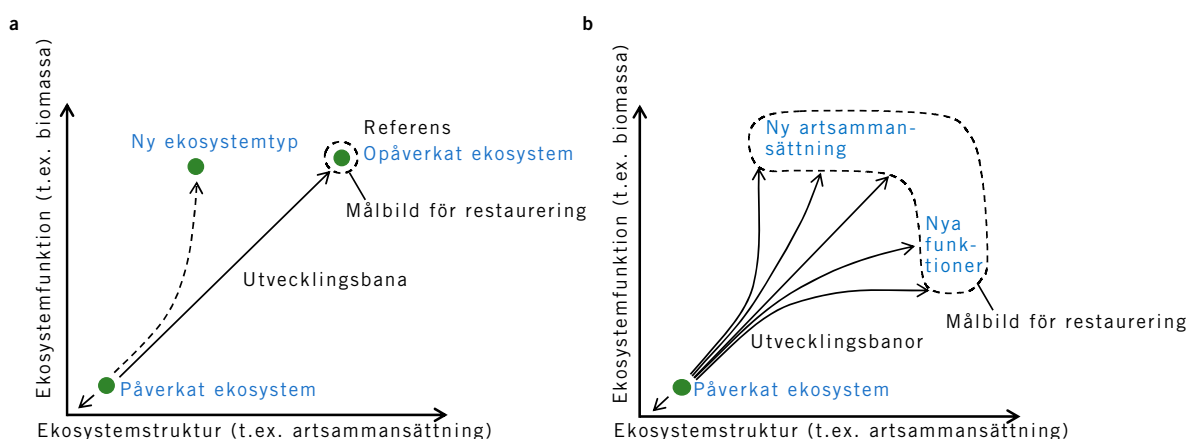
vad som kan göras har satts på ett mycket uttalat sätt är den nationella strategin för åtgärder inom vattenkraften (Havs och Vattenmyndigheten 2014) samt den nationella planen för omprövningar av vattenkraft (Anonym 2020), där ett tak för hur stor andel av vattenkraftsproduktionen som kan ”offras” för miljöåtgärder.

Bestämna målbild i ett förändrat klimat

Det har alltid behövts ett gediget analysarbete för att bestämma målbild för ekologiska restaureringsprojekt, där kunskap om tidsskalan för återhämtning av olika strukturer och processer är nödvändig (Hughes, 2007; Jungwirth m.fl., 2002; Zedler & Callaway, 1999). Samtidigt blir den potentiella kostnaden av misstag eller felaktiga förutsägelser mycket större i framtiden, där klimatet kommer att successivt förändras oavsett hur framgångsrikt arbetet med att minska klimatpåverkande utsläpp är. Eftersom förändring kommer att vara en del av verkligheten bör restaureringsprojekt inte utformas så att man genomför åtgärder som man uppfattar återställer naturliga förhållanden, och sedan låter naturen ”ha sin gång”. I den mån åtgärderna har som mål att återställa naturliga processer, och klimatförändringarna inte på ett fundamentalt sätt ändrar förutsättningarna för dessa kan denna strategi fungera även i framtiden. En bättre strategi är dock att (1) presentera en tydlig idé om tidsskalan för återhämtning av olika strukturer och processer, (2) planera för att minska osäkerheterna.

När mål för restaureringsinsatser satts kan opåverkade och historiska referenssystem ge värdefull information (Jackson & Hobbs, 2009), men bör inte längre ses som målbilder utan att en analys om det är rimligt i ett framtida klimat (Figur 3). Förändringar i artsammansättningen i referensområden till följd av klimatet kan ske vilket man bör ta hänsyn till (Jackson & Hobbs, 2009; Suding, 2011). Opåverkade ekosystem som används som referensområden kan också förändras på andra sätt, och en analys av hur referensområden påverkas av klimatförändringar med prognoser om förväntade framtida tillstånd behövs. Modeller har länge använts för att fastställa målbild och referensförhållanden vid restaurering av flodsystem i Europa i fall där opåverkade referenssystem inte finns kvar eller där det inte längre är möjligt att återskapa historiska förhållanden (Hughes m.fl., 2005).

I restaurerings- och rehabiliteringsprojekt bör målen formuleras som ett spann av förhållanden snarare än ett specifikt tillstånd (Figur 3b), vilket bör gälla artsammansättning såväl som ekosystemfunktioner, som alltså kan förväntas avvika från historiska tillstånd (Jackson & Hobbs, 2009). Ett sätt att hantera ökad osäkerhet om målbild och återhämtning är att definiera delmål och milstolpar för projekt (Watts, Whytock, Park m.fl., 2020) som nivåer att uppnå snarare än en tidpunkt. Även om man bör göra prognoser för den förväntade tiden för återhämtning måste man vara ödmjuk inför att precisionen i sådana förutsägelser ofta är låg, och vara nöjd så länge återhämtningen ligger inom en ”osäkerhets-korridor” definierat utifrån det spann av förhållanden som kan anses vara acceptabelt (Figur 2b).



Figur 3. Illustration av alternativa utvecklingsvägar för återhämtning av ekosystem efter ekologisk restaurering. (a) Målet för ekologisk restaurering är att ekosystemen ska komma närmare ett opåverkat, ursprungligt tillstånd, vilket är både målbild och referenstillståndet mot vilket restaureringens framgång utvärderas. Rehabilitering av ekosystem med en artsammansättning som avviker från de ursprungliga förhållandena resulterar i en ny ekosystemtyp (oavsett klimatförändring, streckad pil). Om ingen restaurering genomförs kan ytterligare försämring av ekosystemet ske (nedåtgående pil). (b) Klimatförändringar kan göra återgång till ursprungliga, opåverkade förhållanden irrelevant, och målbilden för restaurering får göras bredare. Beroende på situationen kan målbilden för restaurering omfatta olika grader av ny artsammansättning (men behålla målen för ekosystemfunktioner) eller nya ekosystemtyper (men med bevarande av inhemsk biologisk mångfald).

Målbilden för ekosystem där ambitionen är att återskapa opåverkade förhållanden bör vara naturliga ekosystem såsom de har påverkats och kommer att påverkas av klimatförändringar. Om det finns opåverkade referensområden kan man studera dessa och försöka prognosticera hur de kommer att påverkas i framtiden. Detta motsvarar arbetet för att bestämma referensområden ovan, och kan inkludera att modellera hur ekosystem kommer att svara på förändringar i t.ex. vattenflöden (Hughes m.fl., 2005). Modeller för arters geografiska utbredning i förhållande till klimatiska variabler kan användas för att indikera sannolikheten att en arts klimatiska nisch i framtiden omfattas av området som ska restaureras (Zhao, Nan, Cheng m.fl., 2006). Sådana modeller tar dock sällan hänsyn till mikroklimatet, och arters frånvaro eller närvaro på en lokal bestäms sällan direkt av klimatförhållanden (Lenoir, Graae, Aarrestad m.fl., 2013). En art kan t.ex. ha större tolerans mot olika klimatförhållanden än vad som indikeras av dess nuvarande geografiska utbredning p.g.a. spridningsbegränsningar, interaktioner med andra arter eller mänsklig påverkan (Svenning & Skov, 2004). Det är därför farligt att endast utifrån ekologiska nischmodeller som visar att en art kommer att försvinna från ett område i ett framtida klimat fatta beslut om att det ”inte lönar sig” att restaurera och klimatanpassa. Att använda resurser för naturskydd och restaurering effektivt är dock alltid viktigt, och om förutsättningarna för en art lokalt visar sig vara små, kan insatser på annat håll eller translokering av arter vara bättre strategier. Sådana beslut måste dock föregås av noggranna analyser.

Restaurering med det övergripande målet att återställa mer eller mindre ursprungliga ekosystem har ofta livskraftiga populationer av hotade och/eller minskande arter som en del av målbilden. Sådana mål kan styras av natio-

nell och internationell lagstiftning, t.ex. Art- och habitatdirektivet och Ålförordningen på EU-nivå. Dessa tar inte hänsyn till klimatförändringar, men det är snarare än fråga för nationella strategier än för enskilda restaureringsprojekt att ta hänsyn till: De restaureringsåtgärder som syftar till att förbättra förhållandena för enskilda arter som pekas ut i direktiven förväntas i regel ha positiva effekter för ekosystemens status generellt, och inte bara för målarterna.

I samband med restaurering kan man förvänta sig att tidsskalan för återhämtning av olika naturvärden är variabel (Watts m.fl., 2020). Medan strukturella åtgärder som att lägga tillbaka sten i fåran och öppna upp sidofårar har momentan effekt på hydrologin, kan det ta år och decennier för biologiska variabler att svara. Dessa tidsaspekter kan då sättas i relation till osäkerheterna i klimatförutsägelseerna för att kunna sätta en realistisk målbild. Ett utfall kan vara att återkomsten av vissa naturvärden bara är realistiskt under vissa klimatförutsättningar. Då osäkerheten om framtida förhållanden inte främst handlar om begränsningar i de modeller som används utan om osäkerhet om vilka val mänskligheten kommer att göra och därmed vilka scenarier som blir verklighet, så måste man acceptera denna inneboende osäkerhet, och i stället räkna med att målbilder måste förändras med tiden. Man måste också ta olikheter i förloppen hos återhämtnings skeenden i beaktande – I en del fall sker inte återhämtningen i ett förlopp som speglar hur förlusten av naturvärden skedde, utan uppvisar hysteresis, eller eftersläpning (Lake, Bond & Reich, 2007).

Ett sätt att minska osäkerheterna är dock att se till att de restaureringsmetoder som används genomförs av lokala utförare samt anpassas efter lokala naturförhållanden i t.ex. geografi, geomorfologi, hydrologi, såväl som samhällsliga förutsättningar som infrastruktur och annan påverkan. Detta har kallats platsberoende skötsel av Palmer m.fl. (2009). Ett sådant arbetssätt ökar chansen att restaurerade ekosystem har lättare att anpassa sig till ett nytt klimat än om en kokboksstrategi där samma metoder används oavsett lokala förutsättningar tillämpas (Hilderbrand, Watts & Randle, 2005).

I takt med att arters geografiska utbredningsområden och lokala abundans förändras i respons på klimatförändringar kan artsammansättningen lokalt förändras (Hein m.fl., 2011; Thuiller, Lavorel, Araùjo m.fl., 2005), samtidigt som markanvändning och spridning av främmande arter bidrar till ytterligare förändringar i artsammansättningen av lokala ekosystem. Någonstans går en gräns där återgång till historiska förhållanden inte längre är möjligt eller relevant, och en ny ekosystemtyp och ett nytt naturligt tillstånd har inträtt. Hobbs, Higgs och Harris (2009) gör en distinktion mellan hybridekosystem, som behåller egenskaper från historiska ekosystem, men utom dessas gränser för naturlig variabilitet, och nya ekosystem där vare sig artsammansättning eller ekosystemprocesser är inom gränserna för historiska förhållanden. Nya ekosystemtyper kan vara resultatet av både biotiska och abiotiska förändringar. Hobbs m.fl. (2009) argumenterar för att så länge endast en av dessa aspekter förändrats så är ekologisk restaurering fortfarande möjlig, men om båda har förändrats är restaurering svårt eller omöjligt. Kunskap om att förbättra sådana nya ekosystemtyper kallar de ”interventionsekologi” (Hobbs & Cramer, 2008) istället

för restaureringsekologi. Om abiotiska förhållanden har förändrats men art-sammansättningen är stabil så kan ett hybridekosystem upprätthållas med återkommande skötselåtgärder. Det kan ske om ekosystemen domineras av långlivade arter eller om stora resurser läggs på interventionerna för att bevara ekosystemen av kulturella skäl. På samma sätt kan åtgärder för att hålla invasiva arter stängna vara framgångsrika så länge abiotiska miljöförhållanden är opåverkade. Hobbs m.fl. (2009) föreslår också kriterier för om nya ekosystemtyper är bevarandevärda eller inte: Enligt dem bör de i så fall förändras med tiden i en stabil utvecklingsbana (någon typ av ekologisk succession), ha god återhämtningsförmåga, erbjuda ekosystemtjänster samt erbjuda tillfällen för lokalsamhällen att engagera sig i skötsel eller bevarande. Dessa kriterier säger något om vilken ”nytta” man kan ha av nya ekosystemtyper, men frågan är kanske i första hand vad alternativen till dessa ekosystem är: Termen restaurering är kanske inte relevant, men om man med åtgärder kan få dessa ekosystem att härbärgera populationer av sällsynta arter och/eller om de kan stå för önskvärda ekosystemfunktioner, har åtgärderna en roll att spela i klimatanpassning.

6 Vattenkraftsproduktion och ekoflöden i ett framtida klimat

Klimatförändringar påverkar ekosystem i sjöar och vattendrag direkt, vilket kan få konsekvenser för hur rehabilitering och restaurering genomförs och vilket resultat åtgärderna får. Vi har diskuterat sådana konsekvenser i de tidigare kapitlen. Klimatförändringar kommer dock att få konsekvenser även för andra verksamheter som i sin tur indirekt påverkar förutsättningarna för och resultaten av restaurering. Vattenkraftsproduktion är en av de viktigaste verksamheterna som påverkar sjöar och vattendrag i Sverige: En stor andel av Sveriges avrinningsområden har reglerade vattenföringar och kraftverksdammar, och vattenkraft står för en stor andel av Sveriges elproduktion, med en produktion på i genomsnitt 60–65 TWh/år (Sveriges officiella statistik, 2019). En hel del arbete har lagts ner på att var för sig beskriva och försöka förutsäga ett varmare klimats konsekvenser på å ena sidan sötvattens ekosystem (se tidigare kapitel i denna rapport) och å andra sidan landets vattenkraftsproduktion (Gode, Axelsson, Eriksson m.fl., 2007), men inte hur framtida vattenkraft kan påverka möjligheterna för restaurering och miljöförbättringar i utbyggda vattendrag.

Här analyserar vi hur olika ekoflödesalternativ påverkar vattenkraftsproduktionen i ett framtida klimat. Det säger något om möjligheterna att införa eller upprätthålla ekoflöden i reglerade vattendrag ökar eller minskar i ett framtida klimat, även om det förstås finns en mängd ytterligare faktorer att ta hänsyn till: Är de ekologiska effekterna av ekoflödesåtgärderna desamma i ett framtida klimat? Hur förändras efterfrågan på el? Vilken roll får vattenkraft i förhållande till andra energikällor? Dessa frågor ligger utanför denna analys, men vi berör dem i diskussionen nedan.

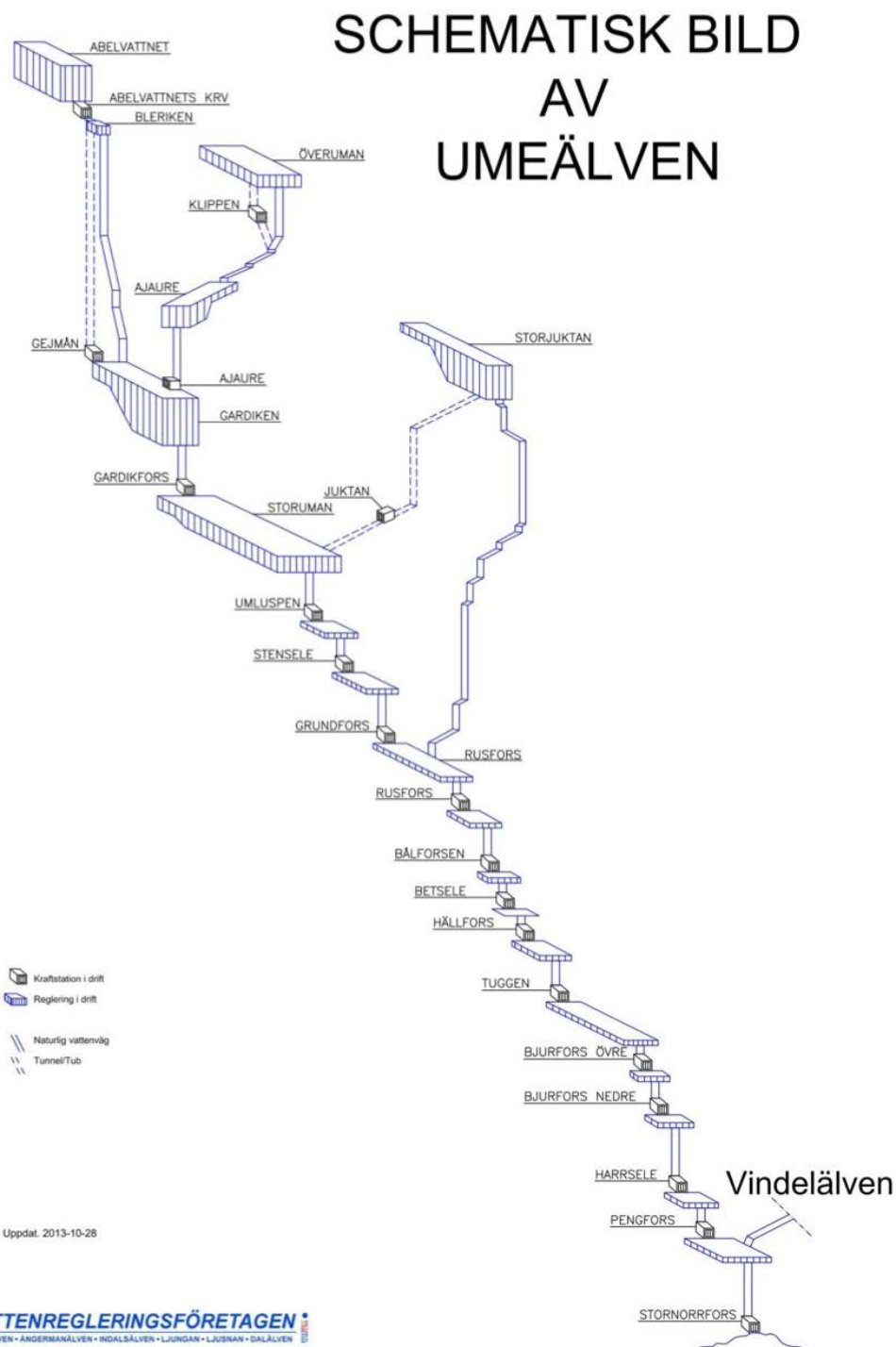
Analyser av hur ekoflöden påverkar vattenkraftsproduktion måste göras på avrinningsområdesnivå. Det är inte nog att beräkna t.ex. storleken på flöden som tappas förbi turbinerna vid enskilda kraftstationer och sedan summa dessa, eftersom man då inte tar hänsyn till möjligheten att kompensera för sådana förluster genom förändringar i andra delar av systemet. Vi har därför gjort analyserna för Umeälvens avrinningsområde (Figur 4) och inkluderat alla dammar och magasin i älvsystemet, och använt optimeringsverktyget Vansimtap utvecklat av SINTEF, Trondheim, Norge (www.sintef.no/programvare/vansimtap/) i samarbete med Statkraft Sverige, som använder detta verktyg för planering av vattenkraftsproduktionen vid sina anläggningar i älven. Programmet optimerar vattenkraftsproduktionen i älven givet avrinning till älven och variationen i elpriser (vi använde tolv olika prisavsnitt, som speglar prisvariationen t.ex. vid olika tidpunkter på dygnet). Programmet tar hänsyn till tekniska förutsättningar vid alla kraftverk (fallhöjd, turbinernas slukförmåga, drivvattenföring och verkningsgrad) och magasin (tappningsbar lagringsvolym). Vansimtap är en kombination av enmagasinsmodell och detaljerad vattendragsmodell. Produktion fördelas på kraftverk genom regel-

styrd tappningsfördelning. Det förutsätts att produktionen kan levereras till förhandsberäknade prisprognoser för varje prisavsnitt utan att påverka marknadspriserna.

Simulering av ekoflöden gjordes genom att lägga till regler för hur kraftverk och magasin opereras som speglar behovet av flöden och vattennivåer som krävs vid olika ekoflödesåtgärder. Ekoflödesåtgärder, som presenteras i Tabell 4, är inte en uttömmande lista av åtgärder som kan komma ifråga i reglerade vattendrag, utan ett urval av åtgärder som bedömts kunna ge stor ekologisk nytta i Umeälven i förhållande till sin påverkan på vattenkraftsproduktionen. Åtgärder som redan från början bedömdes ha mycket stora konsekvenser för produktionen togs alltså inte med.

Den första ekoflödesåtgärden vi räknat på, benämnd A i tabell 4, är att sätta regler för hur ofta och länge vattenflödena vid kraftstationerna får gå ned till noll. Det gjordes genom att stipulera om en minsta tillåten vattenföring. Denna motsvarar det lägsta vattenflödet som älven skulle ha naturligt på platsen under ett hydrologiskt normalt år (MLQ). I vissa fall är lågvattenföringen mindre än drivvattenföringen i kraftverkets turbiner, vilket skulle innebära att vattnet skulle behöva tappas istället för att gå genom kraftverket och producera el. I de fallen höjdes flödeskravet till att motsvara turbinernas lägsta drivvattenföring. Syftet är att i möjligaste mån undvika tappning förbi turbinerna som leder till kraftförluster. Den ekologiska nyttan med åtgärden skulle vara att undvika perioder med nolltappning, som regelmässigt kan vara flera veckor vid vissa kraftverk, med stillastående vatten uppströms och nedströms kraftverken som följd. De ekologiska konsekvenserna av sådana nolltappningsperioder är dåligt undersökta, men leder till ganska uppenbara problem för arter knutna till strömmande vatten, t.ex. filtrerande makrovertebrater, beteendeförändringar hos fisk och möjligen bristande syresättning av bottenmiljöer. I tabell 4 anges den beräknade ytan av habitat som skulle gynnas av åtgärden. I detta fall baseras beräkningen på den beräknade strömhastigheten som skulle uppnås med en minsta vattenföring, och ytan har angetts som de sektioner av strömfåran som får en vattenhastighet överstigande 0,1 m/s. Åtgärd A och B i tabell 4 skiljer sig åt såtillvida att i A omfattar nolltappningsförbudet bara kraftverken från Stensele och nedströms med korttidsreglering, eller alla kraftverk i älven, även de som ligger i anslutning till regleringsmagasin med stora vattenvolymer (Figur 4), där effekten av åtgärden lokalt kan antas vara mindre. Beräkningen av den ekologiska nyttan gjordes dock endast för älvmagasinen med korttidsreglering, d.v.s. från Stensele och nedströms. Den uppskattade miljönyttan med åtgärden är den beräknade ytan av grundområden i älvmagasinen med hårdbottnar (grus, sten och block) som skulle få en minsta strömhastighet om 0,1 m/s, och därmed skulle få förhållanden som är gynnsamma för t.ex. harr (Tabell 4). Ekoflödesåtgärd C handlar om att låta vattenståndet i älvmagasin med korttidsreglering variera med ett tidsmässigt mönster under sommarhalvåret som motsvarar vattenståndet i fritt strömmande älvar i regionen, med höga vattenstånd under försommaren till följd av snösmältning, följt av sjunkande vatten-

stånd under sensommaren. Detta antas gynna etablering av vegetation på magasinens stränder, åtminstone där det finns finmaterial som växter kan etablera sig i, och den beräknade ytan som gynnas är den uppskattade ytan av ny strandvegetation (Tabell 4).



Figur 4. Schematisk bild av Umeälven med kraftverk och dammar. Figur från Vattenregeringsföretagen. (http://www.vattenreglering.se/wp-content/uploads/2016/05/UVF_schematisk_bild.pdf)

Tabell 4. Alternativa ekoflödesåtgärder som användes i modellkörningarna För varje flödesåtgärd beskrivs hur åtgärden påverkade regelverket för vattenkraftsproduktion, vilka ekologiska processer som antas gynnas av åtgärden, och den beräknade ytan av vattendragsekosystem som skapas eller gynnas (ha).

Eko-flödes-åtgärd	Regel för vattenkraftsproduktion i modellkörningarna av älvens kraftproduktion	Ekologiska processer som gynnas av åtgärden	Beräknad yta vattendrags-ekosystem som skapas eller gynnas av åtgärden (ha)
A	Minsta vattenföring som inte får underskridas vid alla kraftverk från Stensele till Stornorrfors (13 stycken) Vattenföringen genom turbin ska överskrida den genomsnittliga lägsta vattenföringen per år (MLQ) eller minsta turbinvattenföring om denna var högre (Q_{min})	Sedimentdynamik, vattenhastighet, syresättning, undvikande av stillastående vatten och nolltappning	372 (grunda strömvattenhabitat med hårbottenar med strömhastighet på minst 0,1 m/s)
B	Minsta vattenföring som inte får underskridas i hela älven. Vattenföringen genom turbin ska överskrida den genomsnittliga lägsta vattenföringen per år (MLQ) eller minsta turbinvattenföring om denna var högre (Q_{min})	Sedimentdynamik, vattenhastighet, syresättning, undvikande av stillastående vatten och nolltappning	372 (grunda strömvattenhabitat med hårbottenar med strömhastighet på minst 0,1 m/s)
C	Säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin (vårflodstopp och låga vattenstånd på sensommaren) från maj till september	Ökad etablering av strandvegetation	156 (Yta på flacka stränder med finmaterial där vegetation kan etablera sig)
D	Vattenflöde i tekniska fiskvägar hela året motsvarande 3 % av oreglerad medelvattenföring	Ökad konnektivitet och spridning av fiskarter. Ökad yta av habitat med höga strömhastigheter	162 (tillgängliggjort habitat för befintliga fiskpopulationer)
E	Vattenflöde i tekniska fiskvägar hela året motsvarande 6 % av oreglerad medelvattenföring	Ökad konnektivitet och spridning av fiskarter. Ökad yta av habitat med höga strömhastigheter	162 (tillgängliggjort habitat för befintliga fiskpopulationer)
F	Vattenflöde i torrfåror, sidofåror och biokanaler med säsongsvariation under hela året motsvarande 1–12 % av oreglerad medelvattenföring	Konnektivitet, spridning och nytt habitat med hög strömhastighet	438 (strömhabitat i torrfåror m.m.)
G	Vattenflöde i torrfåror, sidofåror och biokanaler med säsongsvariation under hela året motsvarande 6–20 % av oreglerad medelvattenföring	Konnektivitet, spridning och nytt habitat med hög strömhastighet	438 (strömhabitat i torrfåror m.m.)

De två återstående ekoflödesåtgärderna vi analyserat är att släppa vatten i tekniska fiskvägar (Tabell 4, D och E) och torrfåror och sidofåror (Tabell 4, F och G). I båda fallen har vi jobbat med två nivåer på flöden, antingen 1–6 % eller 6–20 % av medelvattenföringen. Torrfåror är sträckor som lämnats helt eller delvis torra p.g.a. vatten förs i tunnlar eller kanaler till kraftstationer. I vissa fall finns det också torrlagda sidofåror vid kraftstationer, och vi har då räknat med vatten släpps också i dessa. För tekniska fiskvägar är den vunna ytan av ekosystem lekområden som görs tillgängliga för fiskvandring, och för tappning i torrfåror och sidofåror handlar det om ytan av strömfåra med strömmande vatten (Tabell 4). Även om lax och havsöring inte kan gå längre än till Pengfors kraftstation i Umeälven (Figur 4), finns små bestånd av harr och öring som potentiellt sett skulle kunna gynnas av fiskvägar högre upp i

älven genom att tillgängliggöra habitat ”på andra sidan” om en damm. I majoriteten av dammar i Umeälven kommer det knappast att bli aktuellt att bygga fiskvägar eftersom nyttan skulle anses vara för liten, så scenarierna vi presenterar här kan betraktas som maximalalternativ. I tabell 5 visas resultatet av prioriteringsindex som visar i vilken mån fiskvägar skulle gynna en fiskart på en specifik älvsträcka genom att ge fiskpopulationen access till nya områden. Ett högt värde i tabellen innebär en stor förekomst av arten på sträckan i kombination med en hög potential att tillgängliggöra stora arealer habitat uppströms (Pini Prato m.fl. 2011). Enligt modellen har en fiskväg i Stornorrforfs störst förväntad nytta följt av Bjurfors Övre, Rusfors och Storuman.

Tabell 8. Prioriteringsindex för olika fiskarter samt flodpärlmussla för olika sträckor i Umeälven. Från Widén m.fl. (2016).

Älvsträcka	Lax	Öring	Harr	Röding	Sik	Gädda	Abborre	Lake	Flodpärlmussla
Havet–Stornorrforfs	13192,1	3957,6	6156,3	saknas	13192,1	3957,6	1363,2	7035,8	saknas
Stornorrforfs–Pengfors	22,51	6,8	10,5	saknas	22,5	6,8	2,3	12,0	31,8
Pengfors–Harrsele	saknas	3,0	4,7	saknas	51,5	15,5	5,3	27,5	saknas
Harrsele–Bjurfors N	saknas	2,0	3,0	saknas	16,7	5,0	1,7	8,9	saknas
Bjurfors N–Bjurfors Ö	saknas	2,8	4,38	saknas	1044,1	313,2	107,9	556,9	13,2
Bjurfors Ö–Tuggen	saknas	0,2	0,3	saknas	28,3	8,5	2,9	15,1	9,1
Tuggen–Hällforsen	saknas	3,4	5,3	saknas	80,0	24,0	8,3	42,7	saknas
Hällforsen–Betsesele	saknas	5,4	8,4	saknas	47,5	14,3	4,9	25,3	saknas
Betsesele–Bålforsen	saknas	1,0	1,5	saknas	69,1	20,7	7,1	36,9	saknas
Bålforsen–Rusfors	saknas	818,7	1273,6	saknas	2263,4	679,0	233,9	1207,2	saknas
Rusfors–Storjuktan	saknas	31,1	48,3	saknas	146,4	43,9	15,1	78,1	146,0
Rusfors–Grundfors	saknas	2,3	3,5	saknas	17,3	5,2	1,8	9,2	10,6
Grundfors–Stensele	saknas	0,6	0,9	saknas	13,9	4,2	1,4	7,4	
Stensele–Storuman	saknas	3,6	5,6	saknas	2293,3	688,0	237,0	1223,1	16,9
Storuman–Gardiken	saknas	14,4	22,4	23,1	49,5	14,9	5,12	26,40	67,7
Gardiken–Bleriken	saknas	0,5	0,8	5,1	11,0	saknas	saknas	5,87	saknas
Gardiken–Ajaure	saknas	30,6	47,6	19,8	133,7	saknas	saknas	saknas	saknas
Ajaure–Överuman	saknas	0,0	0,0	247,0	175,2	saknas	saknas	saknas	saknas

Analys av vattenkraftsproduktion med och utan ekoflöden gjordes med projektioner av förväntade framtida flöden enligt IPCC (2007) SRES scenario A1B, som kännetecknas av en integrerad värld med snabb ekonomisk tillväxt, 9 miljarder invånare år 2050 och därefter avtagande, snabb spridning av ny och effektiv teknik (Nakicenovic, Alcamo, Grubler m.fl., 2000). A1B har en balanserad blandning av fossil och icke-fossil energi.

Hydrologerna använde ett modellrankningsverktyg för att testa vilka som bäst matchade dagens klimat i Skandinavien. Verktyget använde effektivvärdesavvikelsen för månads- och säsongsmedelvärden för att välja modeller som avvek minst från observerade värden. Det var ganska stora skillnader mellan modellkörningar och observationer, vilket visar behovet av att korrigera för bias i resultat från klimatmodeller. Valde sju kombinationer av globala klimatmodell (GCM) och regionala klimatmodeller (RCM) som nedskalats och korrigerats för bias av norska Meteorologisk Instituttt för att få en spridning av tillgängliga klimatscenarier (RCM och GCM):

CAIRCA3_A1B_HadCM3Q16_MM;
 CNRM-RM5.1_SCN_ARPEGE_MM;
 KNMI-RACMO2_A1B_ECHAM5-r1;
 KNMI-RACMO2_A1B_ECHAM5-r2;
 KNMI-RACMO2_A1B_ECHAM5-r3;
 KNMI-RACMO2_A1B_ECHAM5-r3;
 SMHIRCA_A1B_ECHAM5-r3_MM.

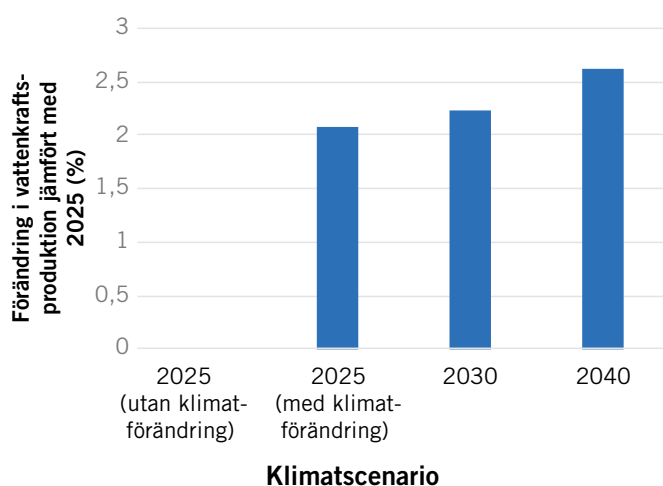
Nedskalning till ett avrinningsområde gjordes med delta-förändringsmetoden, som tar modellresultaten från GCM och använder en förändringsfaktor, kvoten mellan ett medelvärde i framtiden och historiska observationer. Denna förändringsfaktor appliceras sedan på observerade tidsserier för att transformera denna så att den representerar ett framtida klimat. Här användes en tidsserie omfattande 46 år (1931–2013) med flödesdata från Umeälven som bas.

Resultat redovisas för 2025 omskalat till dagens klimat (kontrollkörningar i klimatmodellerna), samt för modellerade och biaskorrigerade framtida flöden för 2025, 2030 och 2040. Resultaten vi redovisar består av elkraftsproduktion för varje produktionsscenario (Tabell 6) för vart och ett av de 46 åren i tidsserien. Dessutom analyserades förändringar i vattenstånd och vattenvolym i älvmagasin med timupplösning för vart och ett av scenarierna. Produktionen var fördelad över 12 prisavsnitt, som speglar variationen i elpriser, t.ex. över dygnet. Ingen analys har gjorts på effekter på balans- och reglerkraft, d.v.s. förmågan att snabbt ändra produktionen för att möta förändringar i förbrukning, av de olika scenarierna.

Tabell 6. Olika scenarier med kombinationer av ekoflödesalternativ som användes i modelleringarna.

Scenario	Beskrivning	Ekoflödes-kombination
1	Regel för minsta vattenflöden vid alla kraftstationer från Stensele till och med Stornorrfors)	A
2	Minsta vattenflöde + vattenföring i torrfåror och biokanaler (alt 1., 1–12 % av flödet)	A + F
3	Minsta vattenflöde + vattenföring i torrfåror och sidofåror med säsongsvariation (alt 2., 6–20 %)	A + G
4	Minsta vattenflöde + vattenföring i fiskvägar (alt 1. 3 %)	A + D
6	Minsta vattenflöde + Säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin	A + C
7	Minsta vattenflöde + vattenföring i fiskvägar (alt 1. 3 %) + vattenföring i torrfåror och sidofåror (alt 1., 1–12 % av flödet)	A + D + F
9	Minsta vattenflöde + Säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin + vattenföring i fiskvägar (alt 1. 3 %) + vattenföring i torrfåror och sidofåror (alt 1., 1–12 % av flödet)	A + C + D + F
11	Regel för minsta vattenflöden i hela älven	B
12	Minsta vattenflöde i hela älven + vattenföring i torrfåror och sidofåror (alt 1., 1–12 % av flödet)	B + F
13	Minsta vattenflöde i hela älven + vattenföring i torrfåror och sidofåror med säsongsvariation (alt 2., 6–20 %)	B + G
16	Minsta vattenflöde i hela älven + Säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin	B + C
19	Minsta vattenflöde i hela älven + Säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin + vattenföring i fiskvägar (alt 1. 3 %) vattenföring i torrfåror och sidofåror (alt 1., 1–12 % av flödet)	B + C + D + F

Slutsatser om hur balans- och reglerkraft har påverkats kan dras från analyser av tidsmässiga förändringar i produktion mellan scenarier. Figur 5 visar att vattenkraftsproduktionen har potential att öka i Umeälven i ett framtida klimat, tack vare högre vattenflöden. Produktionen beräknas öka med 2,1 % till 2025, med 2,2 % till 2030 och 2,6 % till 2040, jämfört med när klimatmodellerna körs med dagens klimatiska förhållanden. Detta beror på att avrinningen till älven i genomsnitt ökar i klimatförändringsscenarierna. Man kan dock tänka sig att man istället för att öka produktionen allokerar de ökade vattenflödena till ekoflödesåtgärder, som då skulle kunna genomföras utan kraftförluster. I de följande analyserna har vi jämfört konsekvenserna med att införa olika kombinationer av ekoflödesåtgärder dels med den förväntade produktionen i framtiden utan ekoflöden, dels med produktionen med dagens flöden och regler.



Figur 5. Vattenkraftsproduktionen i Umeälven har potential att öka i ett framtida klimat, med högre vattenflöden. Förändring i medelårsvattenproduktion i Umeälven jämfört med beräkningar för dagens regler för vattenkraftsproduktion med klimatmodellerna körda som kontroller, utan klimatförändring.

I den nationella plan för omprövning av vattenkraftens miljötillstånd som lagts fram av regeringen (Anonym, 2020) anges gränsen för betydande negativ påverkan av miljöåtgärder till produktionsförluster överstigande 2,7 % av kraftproduktionen för Umeälven. Det är alltså det tak som myndigheterna har satt för att den samlade minskning av vattenkraftsproduktionen med att genomföra miljöåtgärder i omprövningsprocessen nationellt inte ska överstiga 1,5 TWh (Anonym, 2020). Med tanke på hur vattenkraftsproduktionen varierar mellan år och kan förväntas att både öka och minska i ett framtida klimat beroende på avrinningsområde har det stor betydelse hur siffran man utgår från beräknas.

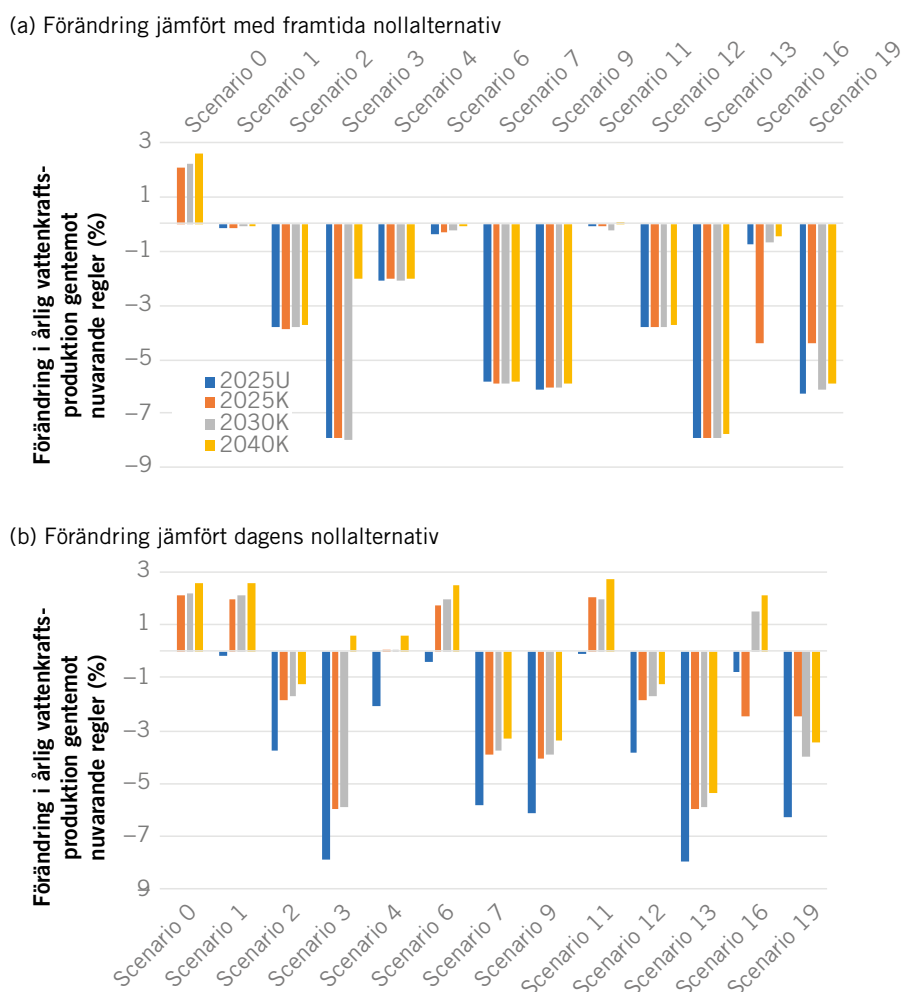
Effekten på kraftproduktion av att införa en regel som säger att det alltid ska gå ett vattenflöde motsvarande den lägsta vattenföringen per år (MLQ) vid alla kraftstationer ger upphov till mycket små kraftförluster, i genomsnitt 0,13 % per år om åtgärden införs från Stensele kraftverk och nedströms

(scenario 1), och endast 0,01 % per år om åtgärden får gälla i hela älven (scenario 11, Tabell 6, Figur 6). Det beror på att åtgärden är utformad så att tappning förbi turbinerna i görligaste mån undviks, och den huvudsakliga förlusten beror på att turbinerna körs med sämre verkningsgrad. Om man till det lägger införande av säsongsvariation i vattenstånd under sommaren i älvmagasinen (scenario 6) så ökar kraftförlusten marginellt till 0,40 % per år.

Effekterna på kraftproduktionen av att släppa vatten i alla potentiella tekniska fiskvägar och torrfåror i Umeälven är något högre (Figur 5). Regler om en minsta vattenföring tillsammans med vatten i tekniska fiskvägar (1–6 % av medelvattenföringen) skulle resultera i 2,1 % minskning av kraftproduktionen per år. Detta scenario bygger på att fiskvägar byggs vid ett flertal kraftstationer: Idag finns endast en fiskpassage vid Stornorrfors, kraftstationen närmast havet, som möjliggör för lax och havsöring att vandra upp i den oreglerade Vindelälven. Om man istället släpper vatten i alla torrfåror (1–6 % av medelvattenföringen, tillsammans med regler om minsta vattenföring, scenario 2) blir kraftförlusten i genomsnitt 3,8 % per år. Kombinerar dessa åtgärder stiger kraftförlusten till 6,1 % per år (scenario 9). Ökas tappningen till 6–20 % av medelvattenföringen blir minskningen i kraftproduktionen 7,9 %. Dessa siffror utgår från att vatten släpps i alla tänkbara fiskvägar och i alla torrfåror; ju fler av dessa som undantas, desto mindre blir kraftförlusten.

Eftersom introduktion av ekoflöden är långsiktiga åtaganden är det på många sätt mer relevant att analysera effekterna på kraftproduktion med de flöden som förväntas i framtiden. Som andel av den framtida kraftproduktionen skulle de ekoflödesåtgärder som presenterats här ge ungefär samma kraftförlust 2025, 2030 och 2040 som med dagens flöden (Figur 6a). De små skillnader man kan se har antagligen ingen reell betydelse i förhållande till mellanårsvariation i flöden och osäkerheter i modellerna. Räknat på ett genomsnittligt år vad gäller vattenflöden är alltså de presenterade ekoflödesåtgärderna ”framtidssäkra” i så måtto att de har samma påverkan på kraftproduktionen som de skulle ha idag.

Om vi istället har dagens vattenkraftsproduktion som utgångspunkt för bedömningen av ekoflödenas effekt, och låter den förväntade ökningen av älvens vattenflöde i framtiden ”tillfalla” ekoflöden, ändras slutsatserna. I figur 6b presenteras kraftförlusten med olika ekoflödesalternativ som en andel av dagens kraftproduktion. Kraftförlusterna blir då betydligt mindre för många ekoflödesscenarier: Scenario 9 (minsta vattenföring, vatten i fiskvägar och torrfåror, säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin) sjunker från 6,1 % till 3,3 % år 2040. Det finns alltså fog för att säga att det finns ökad potential för införande av ekoflödesåtgärder i Umeälven i ett framtida klimat, med avseende på påverkan på vattenkraftsproduktionen. Detta skulle i kombination med morfologiska åtgärder gynna strömlevande organsimer så som harr och möjliggöra återetablering av strandvegetation.

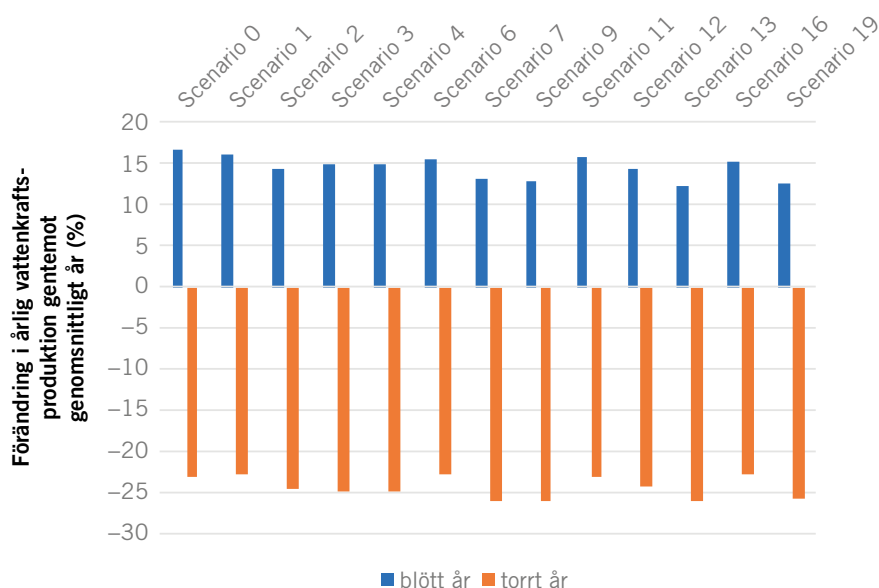


Figur 6. Förändring i vattenkraftsproduktion med införande av olika scenarier för ekoflöden i ett framtida klimat jämfört med scenario 0, som innebär produktion med dagens regler utan ekoflöden. Staplarna visar förändring i produktion för de olika scenarierna för 2025 utan klimatförändring (kontrollkörning i klimatmodellerna), och förväntad klimat 2025, 2030 och 2040 enligt klimatmodeller. (a) Förändring i elproduktion med olika ekoflödesalternativ jämfört med nollalternativet för respektive tidsperiod. (b) Förändring i elproduktion med olika ekoflödesalternativ jämfört med dagens produktion (hydrologi enligt klimatmodellernas kontrollkörning och utan ekoflöden). Scenarier för ekoflöden enligt tabell 5.

Denna slutsats bygger dock på analys av konsekvenser vid genomsnittliga flöden, d.v.s. för hydrologiska normalår. Under hydrologiska torrår kan vattenbrist göra att det blir mycket svårt att allokera vatten till ekoflödesåtgärder med de små kraftförluster som redovisats hittills. Det finns också skäl att förvänta sig att hydrologiska extremer, som skillnader mellan torra och blöta år, kommer att bli större i framtiden. Det beror på att vattenlagringen i form av snö under vintern kommer att bli mindre, och att både värmeperioder och nederbördshändelser förväntas bli mer intensiva i framtiden. Metoden som använts för att räkna fram skillnader mellan år möjliggör dock inte en sådan analys i detta data, eftersom de vattenflöden som förväntas i framtiden beräknats med hjälp av observerade, historiska vattenflödesdata som transformerats med en korrektionsfaktor för att visa fram-

tida flöden. Inom- och mellanårsvariation i framtiden blir då en funktion av dagens variation. Mellanårsvariationen är dock avsevärd redan idag, och gör att det kan bli flaskhalsar och avsevärt högre kostnader för ekoflöden under torra år.

I figur 7 visas hur mycket vattenkraftsproduktionen ökar respektive minskar under hydrologiskt torra respektive blöta år, i jämförelse med produktionen under ett normalår med förväntade vattenflöden 2040. Elproduktionen sjunker med mellan 23 % och 26 % jämfört med ett normalår under ett torrår (här baserat på observerade flöden 1996), och ökar med mellan 12 % och 17 % ett hydrologiskt blött år (1998) i förhållande till genomsnittet. Även om extremerna inte blir större i framtiden krävs att man tar med dessa i planeringen vid genomförande av ekoflödesåtgärder. För det första kan det behövas buffertar i vattenhushållningen för att se till att flöden kan upprätthållas under torra perioder. Denna planering bör även omfatta en prioritering av hur viktigt det är att upprätthålla ekoflödena även under hydrologiskt avvikande perioder. Som en förberedelse för torrperioder behövs en analys av de ekologiska konsekvenserna av att ekoflödena uteblir eller inte uppfyller normen under en period. Om tappning i en teknisk fiskväg uteblir under en säsong kanske det innebär att reproduktionen det året uteblir, det kanske inte hotar populationens överlevnad. Utebliven tappning i en torrfåra kan däremot innebära att alla insekts- och fiskpopulationer på sträckan slås ut. En del arter kan återkolonisera relativt snabbt, medan andra behöver lång tid för att återhämta sig, eller kanske t.o.m. kräver aktiva insatser (t.ex. utplantering).



Figur 7. Den genomsnittliga kraftproduktionen blir avsevärt lägre respektive högre under torra respektive blöta år, i förhållande till ett hydrologiskt genomsnittligt år. Här visas skillnaden i årlig kraftproduktion vid olika ekoflödesscenarier för 2040 års klimat.

Utebliven säsongsvariation i vattenstånd i älvmagasin ett enskilt år skulle ha relativt liten effekt på strandvegetationens utbredning, men leda till att vissa arter skulle försvinna från nivåer där översvämningstiden översteg artens tolerans. På samma sätt kan onormalt höga flöden, t.ex. stora tappningar i torrår under blöta perioder innebära en risk för populationer som etablerat sig längs fåran vid lägre flöden. Det ställer krav på att utforma fåran så att den tål sådana vattenflöden. Detta behövs dock i regel även för att klara förhållanden vid drift under normalår, eftersom torrår ofta ska ta emot flöden under t.ex. driftstopp.

I de resultat vi redovisar här ingår bara effekter på vattenkraftsproduktionen, men analyserna omfattar också effekter på intäkter. Minskad elproduktion beror på att vatten tappas förbi turbiner, eller att turbiner körs med sämre verkningsgrad. Intäktsförluster för kraftproducenten kan uppstå inte bara på grund av minskad elproduktion, utan också för att förändrade säsong- och korttidsreglering kan göra att vatten måste tappas på tidpunkter med lägre elpris än vad som skulle vara optimalt. Elpriset speglar i stor utsträckning efterfrågan på el och inskränkningar i säsong- och korttidsreglering innebär att elproduktion flyttas från ”tid med stor efterfrågan” till ”tid med mindre efterfrågan”, med påföljande lägre intäkter, brist och överskott. Vi har inte analyserat effekter på balans- och reglerkraft, d.v.s. beredskapen vid kraftverken att snabbt ändra tappningen för att möta variation i elkonsumtionen. Att införa regler om kontinuerliga vattenflöden för att undvika nolltappning, tillsammans med vatten som allokeras till torrår och fiskvägar innebär att potentialen för snabba ökning och minskningar vid enskilda kraftstationer minskar något. I vilken mån detta påverkar förmågan att klara att leverera elkraft som motsvarar konsumtionen kan analyseras genom statistik på i vilken omfattning elproduktionen flyttas tidsmässigt (t.ex. från dag till natt) och omfattningen på sådana förändringar under året med ekoflöden jämfört med dagens vattenhushållning (som är optimerad för att maximera produktion och intäkter).

Sammanfattningsvis visar analyserna vi presenterat att ekoflöden i Umeälven kan införas utan att vattenhushållningen riskeras i Umeälven i ett framtida klimat: Eftersom vattenflödena förväntas öka något i avrinningsområdet i framtiden finns det potential att antingen öka vattenkraftsproduktionen, eller att ekoflöden kan införas och upprätthållas med mindre påverkan på vattenkraftsproduktionen jämfört med dagens situation. Situationen kan dock bli mer ansträngd under hydrologiskt torra år, då vattenkraftsproduktionen normalt är lägre.

7 Prioritering

Prioritering kan handla om vilka områden som ska väljas ut för restaurering eller hur man prioriterar mellan olika restaureringsåtgärder som står till buds (Hobbs m.fl., 2009; Miller & Hobbs, 2007). Vi berör båda dessa aspekter utifrån de osäkerheter som ett klimat i förändring leder till i bedömningen av vilket resultat en given restaureringsinsats kan förväntas få. Vad gäller vilka områden som ska prioriteras, vad som kan kallas rumslig prioritering, är en första fråga om prioritering överhuvudtaget är relevant? I många situationer är rumslig prioritering inte aktuell då miljö kvalitetsnormer eller motsvarande ska uppnås överallt. Insatser ska göras överallt där man inte når upp till nivån eller standarden men i praktiken är resurserna för genomförande begränsade.

Om det finns utrymme för rumslig prioritering kan den göras efter olika principer. Om prioritering består i beslut om vilka områden som bör restaureras i första hand, finns det två huvudsakliga utgångspunkter för prioritering: (1) att välja områden med höga naturvärden för att säkerställa dessa i framtiden, respektive (2) att göra miljöinsatser de mest förstörda områdena i första hand. Dessa två synsätt leder till olika strategier. I det första fallet är det högsta prioritet att bevara befintliga naturvärden och hotade arter, under antagandet att åtgärder behövs för att dessa ska finnas kvar långsiktigt. Det kan vara så att man bedömer att det inte räcker att skydda områden med höga naturvärden i naturreservat eller Natura 2000-områden, utan att restaureringsinsatser också måste till för att t.ex. kunna erbjuda tillräckligt stora områden för att arternas populationsstorlekar ska vara stora nog för att undvika utdöenden på grund av t.ex. inavelsdepression eller att en störning gör att alla individer dör samtidigt. Fokus på höga naturvärden innebär att man prioriterar värdekärnor med sällsynta arter, eller oförstörda områden med intakta ekosystemprocesser och funktioner. Ett bra exempel på detta i förvaltningen av sötvattensekosystem är arbetet med att identifiera särskilt värdefulla vatten och en strategi för restaurering av skyddsvärda vattendrag (Anonym, 2007a; b) i ett samarbete mellan flera myndigheter. Roni m.fl (2002) presenterar en prioriteringsstrategi för restaurering som går ut på att identifiera vattendragssträckor med intakta ekosystemprocesser, och ha målet att sammanlänka dessa områden som ligger utspridda i ett avrinningsområde genom insatser som ökar konnektiviteten (som att ta bort vägtrummor m.m.).

Att i den typen av restaurering ta hänsyn till klimatförändringar är på ett konceptuellt plan enkelt: Vid analyser av vad som krävs för gynnsam bevarandestatus eller motsvarande får man lägga till en analys av hur ett förändrat klimat påverkar kraven på och möjligheterna för restaurering. Huruvida regionen kommer att vara klimatiskt gynnsam för arten i fokus i framtiden kan t.ex. analyseras med ekologiska nischmodeller som utnyttjar globala cirkulationsmodeller med scenarier av framtidens klimat (Hein m.fl., 2011; Hof m.fl., 2012; 2017). En annan aspekt är om de lokala förhållandena kommer att vara gynnsamma för arten i fokus i framtiden. Kanske behövs t.ex. restaureringsinsatser för att minska risken för uttorkning eller

höga vattentemperaturer i ett framtida klimat. Det kan handla om djuphålur eller beskuggning för att skapa refugier, eller ökad konnektivitet för att möjliggöra för fiskarter att hitta refugier under perioder med extremväder, åtgärder som har diskuterats i tidigare kapitel. Ökat hot från konkurrerande arter eller invasiva arter kan kräva specifika åtgärder i samband med restaureringen, eller i förvaltningen av de arterna (Palmer m.fl., 2010; Richardson, Holmes, Esler m.fl., 2007; Tallent-Halsell & Walker, 2002). Lika stor påverkan på arten eller ekosystemet i fokus kan förändringar i andra mänskliga aktiviteter i respons på klimatförändringar. Dessa är dock betydligt svårare att förutse och ge generella råd om, mer än att analyser av klimatförändringars effekter bör vara breda för att om möjligt fånga upp sådana responser.

Restaurering för att klara artbevarande har starkt stöd både i nationell lagstiftning och policys (t.ex. Åtgärdsprogram för hotade arter, se www.naturvardsverket.se) och i EU-direktiv (Art- och habitatdirektivet), så att anpassa detta arbete till att ta hänsyn till effekter av klimatförändring är ett nödvändigt. Sällsynta och särskilt bevarandevärda arter och naturtyper pekas ut i EUs Art- och habitatdirektiv, och för hotade arter tar man fram åtgärdsplaner med förslag på insatser, inklusive ekologisk restaurering, som ska säkra livskraftiga populationer av arten i landet.

Att istället fokusera på restaurering av de mest påverkade eller förstörda ekosystemen prioriterar de områden där den största förändringen i statusklass eller naturvärden kan förväntas. Med utgångspunkt i att förbättra påverkade ekosystem frågar man sig hur man kan maximera ökningen av naturvärden, mätt som ökningen i populationsstorleken av inhemska arter, eller ytan av restaurerat habitat för inhemska arter givet de resurser som står till buds. Denna metod tenderar att prioritera förbättringar för vanliga arter och naturtyper i första hand, då det kan antas vara svårt att återställa starkt påverkade ekosystem helt så att de kan hysa sällsynta arter med specialiserade krav på sin livsmiljö. Fokus på att restaurera de mest förstörda miljöerna har också stöd i lagar och direktiv. EUs Ramdirektiv för vatten (Direktiv 2000/60/EG – en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område) dikterar att den ekologiska statusen på alla sötvattens ekosystem i unionen ska säkerställas, med krav på restaurering av de miljöer som inte lever upp till kraven.

Prioritering av de mest påverkade områdena vid restaurering liknar prioritering av restaureringsåtgärder i områden där de skulle ge störst miljönytta eller effekt i betydelse störst höjning av statusklass, miljökvalitetsnorm eller motsvarande. Den modell för prioritering av miljöförbättringsåtgärder i reglerade vattendrag som togs fram i forskningsprojektet Priokliv (Renöfält, Widén, Jansson m.fl., 2017) är ett exempel på det. Modellen togs fram inom forskningsprogrammet ”Kraft och Liv I Vatten” (Rönneberg, Aronsson, Rivinoja m.fl., 2017): Modellen bygger på att man har data på restaureringspotential i betydelse vilka åtgärder som skulle kunna användas och vilka förväntade resultat de förväntas ha. I förenklad form bygger metoden på följande steg:

- Inventera vattendrag med avseende på påverkan från vattenkraft och kvarvarande naturvärden.
- Beräkna kostnader och nyttor med olika miljöförbättringsåtgärder.

- Kostnaden är åtgärderna påverkan på vattenkraftsproduktion tillsammans med rena kostnader för projektens genomförande.
- Den förväntade miljönyttan med olika åtgärder beräknas som ökningen i yta av habitat för vattendragsanknutna arter.
- Åtgärderna rangordnas efter hur stor miljönytta de ger, och prioritering sker genom att stegvis välja den åtgärd som ger störst ökning i ytan av lämpligt habitat för arter som inte redan har adekvata ytor habitat.
- Urvalet fortsätter tills åtgärdsutrymme tagit slut, d.v.s. nivån på kostnader man kan tänka sig att allokera på miljöförbättringar.

På detta sätt maximeras miljönytta man får för en given insats i form av kostnader eller förluster i form av vattenkraftsproduktion. Observera att denna strategi inte är samma sak som en samhällsekonomisk lönsamhetsanalys, som väger nyttor mot kostnader i form av kronor och ören, där miljönyttorna uttrycks i monetära termer (Söderqvist, Nordzell, Hasselström m.fl., 2017).

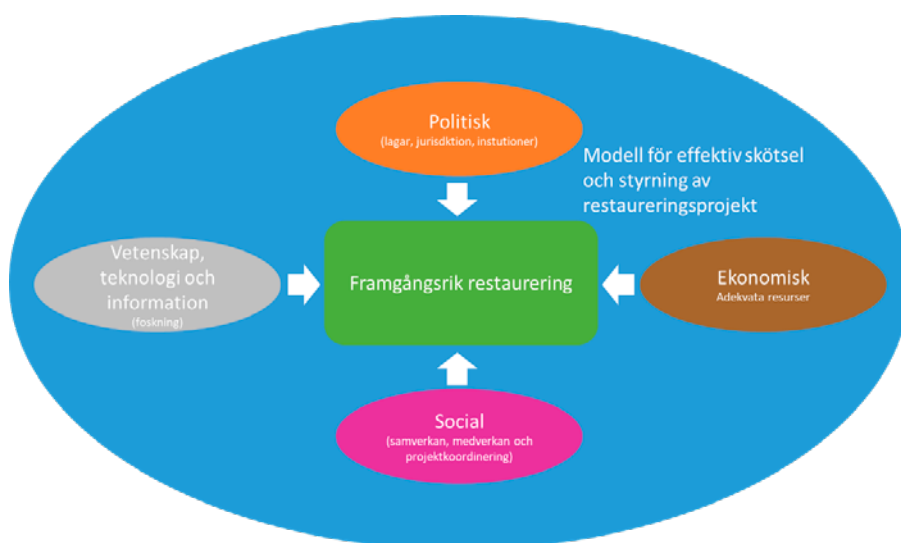
Man kan ta hänsyn till ett förändrat klimat i denna prioriteringsmodell genom att beräkna hur stora de förväntade miljönyttorna skulle vara vid ett givet tillfälle i framtiden i stället för idag. Miljönyttan uttrycks i den beräknade förväntade ytan skapat habitat eller den förväntad respons på populationer av önskvärda arter. Hur ska man veta hur stor denna miljönytta blir i framtiden?

Olika metoder får användas till att beräkna framtida miljönyttor beroende på åtgärd. För olika ekoflödesåtgärder handlar beräkningarna mer om i vilken mån man kan klara vattenhushållningen med föreslagna vattenstånd och flöden i framtiden, medan miljönyttan vid ett givet flöde eller vattenstånd skulle vara densamma. För beräkning av miljönyttan med fiskvägar är det under förutsättning att det skulle finnas vandringsfisk (t.ex. harr och öring) vid de bedömda vattendragssträckorna även i framtiden. När det gäller beräkning av kostnaderna kan samma tänk som för miljönyttor appliceras. När det gäller effekter på vattenkraftsproduktion av att introducera ekoflöden i ett framtida klimat hänvisar vi till de beräkningar av sådana kostnader vi redovisar i kapitel 6 av denna rapport.

8 Skötsel och styrning

8.1 Vikten av skötsel och styrning i ekologisk restaurering

Att restaurera skadade ekosystem är en nödvändigt för att stärka viktiga ekosystemtjänster och stoppa förlusten av biologisk mångfald (Bullock et al. 2011). Det finns också flera fall där man kan visa på att restaureringen faktiskt får önskad effekt och man ser en förbättring av ekosystemhälsan (Rood m.fl. 2003). Dock finns det flera exempel där man inte når uppsatta mål, även efter en lång tidsrymd (Moreno-Mateos 2012). Sapotka m.fl. (2018) beskriver olika anledningar till varför restaureringsprojekt kanske inte alltid når hela vägen att återställa skadade ekosystem. En del faktorer har att göra med tillräcklig finansiering och att återställande av ekosystemen inte är något man anser ingår i kostnaden av nyttjandet av naturresurserna. Andra faktorer har att göra med hur det ser ut med t.ex. nationella restaureringsprogram, om det finns lagliga ramverk kring restaurering, hur pass väl intressenter och allmänhet engagerar sig, att övervakning och utvärdering av de projekt som görs är bristfällig, att kopplingen mellan restaurering och betydelsen av ekosystemen och dess ekosystemtjänster inte är tydlig, att det ibland kan saknas tekniska förutsättningar för att utföra restaurering. Kunskap, teknik, föreskrifter och förordningar kring restaurering behöver också förankras i juridiska, socioekonomiska och politiska system och sammanhang på alla nivåer. Som lösning på dessa brister föreslår Sapotka m.fl. en holistisk modell för skötsel och styrning av restaureringsprojekt (*restoration governance*, Figur 8). och trycker på att detta måste införlivas i all ekologisk restaurering. Modellen bygger på att man (1) fokuserar på flera olika temporala och rumsliga skalor, (2) verkligen försäkras om att projektet är möjligt biologiskt sett; d.v.s. finns rätt förutsättningar för den/de arter man restaurerar för och kan de sprida sig dit? (3) att projekten är sociokulturellt accepterade, (4) att projekten har tillräcklig finansiering, och (5) att det finns en institutionellt lätthanterlighet kring restaureringsprojekt (Richardson & Lefroy 2016). Dessa aspekter kan sammanfattas i fyra olika nyckelkomponenter av ekologisk restaurering; (1) Politiska (lagar, juridik och institutioner), (2) Ekonomiska (adekvata långsiktiga resurser), (3) Sociala (fungerande samverkan, medverkan och projektkoordinering), samt (4) Vetenskapliga, inklusive teknologi och information (forskning). Sammantaget ger detta en holistisk modell för effektiv skötsel och styrning av restaureringsprojekt. Utan välförankrade restaureringsprojekt där det finns en samverkan och en tillit mellan aktörerna är det svårt att få till detta holistiska arbetssätt.



Figur 8. Modell för effektiv skötsel och styrning av restaureringsprojekt. Omarbetad från Sapotka m.fl. (2018).

Tänker man restaurering i ett klimatförändringsperspektiv blir det allt tydligare hur viktigt ett holistiskt och långsiktigt arbetssätt kring restaurering är. Rollen för den politiska aspekten av modellen, d.v.s. lagar, jurisdiktion och institutioner, är att ge vägledning kring, samt att ta fram principer och ramverk för hur och när restaureringsprojekt skall genomföras. Även om detta i mångt och mycket finns i svensk vattenförvaltning, och hos de myndigheter som ansvarar för restaurering i sötvattensmiljöer finns det anledning att fundera över hur denna aspekt kan förbättras. Benyas m.fl. (2009) nämner t.ex. avsaknaden av en systematisk utvärdering av restaureringsprojekt för att undersöka effektiviteten i de åtgärder vi gör. Detta är redan nu ett problem, då mycket restaurering görs utan att resultaten följs upp. I och med den extra osäkerhet som klimatförändringsscenarier innebär är det extra viktigt att man i vägledningar, principer och ramverk för hur restaureringsprojekt skall genomföras även jobbar med långsiktig uppföljning, både när det gäller en långsiktig finansieringsmodell kring detta och rent praktiskt hur man kan arbeta på ett systematiskt sätt för att kunna dra slutsatser av resultaten.

Behovet av en flexibel och adaptiv skötsel av sötvattensmiljöer kommer sannolikt att öka i ett förändrat klimat. Frekvensen av extremer, som t.ex. långa perioder av torka kommer att sätta extra press på våra vattenresurser, och det är viktigt att vi skapar ramverk där vi kan möta upp behovet av att arbeta dynamiskt och flexibelt. Man bör t.ex. utforma vattendomar så att de möjliggör en adaptiv och dynamisk skötsel där man tar hänsyn till att det under perioder av klimatologiska extremer kan komma flaskhalsar i t.ex. flöde och vattenstånd där ekosystemet blir starkt negativt påverkat. Vid finansiering av restaureringsprojekt bör man också säkerställa att man arbetar utifrån ett klimatförändringsperspektiv när man utformar åtgärderna. Det kan handla om att man arbetar med modellerade flödesdata för att undersöka behov av att t.ex. skapa lågflödesrefugier, eller säkerställa tillräckligt robusta struktu-

rer för att inte spolats bort av extrema högflöden. Det kan även handla om att inkorporera modeller för arters geografiska utbredning i ett framtida klimat.

För att undersöka hur pass väl behovet av att ta hänsyn till klimatförändringar är tillgodosett inom styrning och skötsel i olika restaureringsprojekt utförde vi en systematisk litteraturstudie, vilken inkluderade vetenskapligt publicerade artiklar inom ämnesområdet skötsel och styrning i vattendragsrestaurering.

8.2 Litteraturstudie

Syftet med litteraturstudien var att (1) jämföra och syntetisera publicerade data för att svara på följande fråga: ”Är nuvarande metoder för projektledning och styrning inom restaureringsprojekt anpassade för att klara de utmaningar klimatförändring medför?”, samt att (2) identifiera vilken förvaltningsmodell som är bäst anpassad klara de utmaningar klimatförändring medför och att bedöma vilken styrningsmetod som har medfört störst uppnåelse av målsättningar, samt att identifiera viktiga framgångsfaktorer.

8.2.1 Metod

Frågeformuleringen bestod av tre delfrågor:

1. Anpassning till klimatförändringarna (i vilken utsträckning är de identifierade metoderna för styrning av flodåterställningsprojekt anpassade till klimatförändringsutmaningarna?)
2. Styrningsnivå (på vilka nivåer använder de identifierade metoderna för styrning av projekt för flodåterställning?)
3. Viktiga framgångsfaktorer (vilka är de viktigaste framgångsfaktorerna för flodåterställande projektmetoder?)

Relevanta studier identifierades genom sökningar i databaserna Web of Science och Scopus. Följande söktermer användes i olika kombinationer (skrivna i prioritetsordning uppifrån och ner):

- River
- Restoration
- Management
- Governance
- Climate change
- Adaptation

Termerna kombineras med följande sökfraser:

1. river* restor* manag* climat* chang*
2. river* restor* govern* climat* chang*
3. river* restor* manag* climat* chang* adapt*
4. river* restor* govern* climat* chang* adapt*

Studierna var tvungna att uppfylla följande kriterier för att inkluderas i den slutliga fasen av den systematiska granskningen:

- Relevanta ämnen: Skötsel och / eller styrning av restaureringsprojekt kopplade till vattendrag.
- Omfattning: Klimatförändringar inkluderades på något sätt i studien.
- Resultat: Ett resultat som utvärderade framgången för den valda lednings- eller styrningsmodellen.
- Typ av studie: Artiklar som genomgått peer review-granskning.

8.2.2 Sökresultat

Sökningarna resulterade i totalt 1310 titlar (inklusive duplikat av samma artikel i mer än ett sökresultat) och för 271 av dessa var titeln tillräckligt relevant för att motivera läsning av abstract. Efter genomläsning av abstract gick totalt 58 unika artiklar vidare för en genomläsning av hela artikeln (tabell 7 och 8). För att klara det sista steget i granskningen behövde artikeln uppfylla kriterierna för införande (nämns i 8.2.1). Denna process resulterade i 13 godkända artiklar som gick vidare till analysfasen.

Tabell 7. Sökresultat – Web of Science (inkl. duplikat).

Sökfras	Sökresultat	Accepterad efter titelläsning	Accepterad efter genomläsning av abstract (unika artiklar)
1	609	96	36 (24)
2	79	25	12 (6)
3	120	41	22 (5)
4	17	12	9 (0)

Tabell 8. Sökresultat – Scopus (inkl. duplikat).

Sökfras	Sökresultat	Accepterad efter titelläsning	Accepterad efter genomläsning av abstract (unika artiklar)
1	359	55	23 (23)
2	51	11	8 (0)
3	65	24	9 (0)
4	15	7	6 (0)

8.2.3 Analys

Allmän information om studieområdena, restaureringsmål, metoder och resultat, styrning och ledningsnivåer, mål, metoder och resultat för varje accepterad artikel sammanfattades. De viktigaste framgångsfaktorerna för restaureringsprojekt identifierades. De förvaltnings- och styrningsmetoder som nämns i de 13 godkända artiklarna analyserades och sättet med vilket man inkluderade hänsyn till klimatförändringar i projektledningen för varje metod kategoriserades i en av följande fyra kategorier (Tabell 9):

1. Behovet av att hänsyn tas till klimatförändringar nämns i artikeln.
2. Åtgärder utvärderas antingen som adekvata eller otillräckliga att möta utmaningar från klimatförändringar.
3. Anpassning till klimatförändringar i åtgärder utvärderas och kvantifieras.
4. Anpassning till klimatförändringar implementeras i åtgärder.

Projektens plats och omfattning

De analyserade projekten representerar vattendrag från alla kontinenter förutom Sydamerika och Antarktis (Tabell 9). Projektens mål varierar till stor del både i geografisk och ekologisk skala (från förbättrat öringfiske i specificerade vattendragssträckor (Temperton m.fl. 2014; Orr m.fl. 2015; Williams m.fl. 2015) till förbättring av ekosystemets funktion på avrinningsområdesnivå. (t.ex. Pittock och Finlayson 2011, Plum 2014,; Overton m.fl. 2014).

Nivåer av skötsel och styrning

De analyserade projekten representerade ett brett spektrum av lednings- och styrningsnivåer från internationellt samarbete mellan statliga myndigheter (Ebert m.fl. 2009; Linde m.fl. 2010; Plum and Schulte-Wülwer-Leidig 2014) eller på initiativ av nationella statliga organ (Pittock & Finlayson 2011; Temperton m.fl. 2014; Lobanova m.fl. 2017) till nationella och lokala samarbeten mellan myndigheter, NGO: s, företag och privata intressenter (Boer 2010; Farag m.fl. 2017; Gujja m.fl. 2009; Kashaigili m.fl. 2009; Orr m.fl. 2015; Overton m.fl. 2014; Williams m.fl. 2015).

Metoder för anpassning till klimatförändringar

Fyra av projekten har inte direkt som syfte att anpassa sig till förväntade klimatförändringsutmaningar (Ebert m.fl. 2009; Gujja m.fl. 2009; Kashaigili m.fl. 2009; Lobanova m.fl. 2017). Här är anpassningar till klimatförändringar mer en bieffekt av att man med de åtgärder som föreslås strävar efter att uppfylla nuvarande samhällsbehov. Exempel på detta är att öppna upp avskurna sidofårar och tillgängliggöra andra typer av våtmarker för att öka retentionskapaciteten och på så sätt ge ett ökat skydd mot översvämningar (Ebert m.fl. 2009). Tre projekt är delvis inriktade på att mildra förväntade klimatförändringseffekter på lokal skala genom t.ex. trädplantering längs stränderna på vissa sträckor för att sänka vattentemperaturer och på så sätt skydda laxartad fisk (Orr m.fl. 2015). Sex av projekten föreslår adaptiva strategier vilka inkluderar modeller av predikterade flödesförändringar till följd av klimatförändringar, samt föreslagna flödesåtgärder för att mildra effekterna av klimatförändring (Boer 2010; Linde m.fl. 2010; Plum, Schulte-Wülwer-Leidig 2014; Farag m.fl. 2017).

Tabell 9. Tabellen visar generell information om huvudförfattare, år för publicering, region, styrningsnivå / ledning, bevarande / restaureringsmål och metoder, anpassningsmetoder för klimatförändringar, resultat, identifierade nyckelfaktorer för framgång eller begränsande faktorer, utvärderingsmetoder och implementeringsnivå för klimatförändringar (impl. nivå) som nämns i var och en av de 13 godkända artiklarna. Om klimatförändringsåtgärderna utvärderades noterades detta antingen som AD (adekvat) eller som INAD (otillräcklig).

Huvudförfattare och år	Region	Nivå av skötsel/styrning	Restaureringsmål och metod	Anpassningsmetoder	Utvärderingsmetod, resultat, framgångsfaktorer	Impl. nivå
Boer 2010	Nordöstra Queensland, Australien	Statliga myndigheter, nationella vetenskapliga forskningsorganisationer, akademiska forskningscentra, regionala förvaltare av naturresurser och icke-statliga organisationer	Bevara ekosystemen knutna till våtmarker, vattendrag och estuarier. Återställa områden som påverkas av urbana och industriella exploateringar	Inkluderat i lagstiftning och program för bevarande	Intervjuer med personer som arbetar med att ta fram policies, programansvariga och forskare. Lindring av icke-klimatorsakade effekter på sötvattensmiljöer prioriteras framför att arbeta långsiktigt med åtgärder för att möta effekter av klimatförändringar. Avsaknad av data, forskning och kunskap om klimatförändringseffekter i beslutsprocessen kan leda till långsiktig framgång av klimatanpassningsscenarios	2 INAD
Ebert m.fl. 2009	Donau	WWF, Danube Delta Research Institute, Odessa Oblast Water Management Board	Återknytta invallade områden, avskurna sidofårar och sjöar, samt ta bort diken i syfte att restaurera strandmiljöer och svämplan och på så sätt lindra effekten av stora översvämningar	En bieffekt av ansträngningarna att lindra effekten av översvämningar	GIS data, satellitbilder samt ett analytiskt ramverk. Restaurerade områden blev mindre känsliga för översvämningar, visade en ökning av nivåer på ekosystemtjänster, och ökat bevarande av biodiversitet. Ökad medvetenhet om socio-ekonomiska nyttor av att restaurera svämplan och strandmiljöer och nyttan med åtgärderna uteblir	2 INAD
Farag m.fl. 2017	Virginia och Utah, USA och Melbourne, Australien	Fallstudier med breda intressentprogram och projekt som betonar vikten av tidig och kontinuerlig input från intressenter i hela beslutskedjan för att få en adaptiv skötsel	Restaurera förorenade delar av vattendragsekosystem genom att lindra effekten av utsläpp och fysisk störning. Fysisk restaurering för att kontrollera ytavrinning efter håftiga regn, övervakning av nivåer och effekter och plantering av träd	Utgår från modeller för adaptiv skötsel vilket betyder att man skulle kunna inkludera klimatförändringsscenarioer i beslutsprocessen, men detta har inte gjorts i de olika fallstudierna	Fallstudier. Primära restaureringsmål nåddes på kort sikt men implementeringen av klimatdata i beslutsprocessen är bristfällig. Restaureringsprojektets framtida framgång är beroende av bred input från intressenter, långsiktig övervakning och ekologisk riskbedömning	2 INAD

Huvudförfattare och år	Region	Nivå av skötsel/styrning	Restaureringsmål och metod	Anpassningsmetoder	Utvärderingsmetod, resultat, framgångsfaktorer	Impl. nivå
Gujja et al. 2009	Godavariflodens avrinningsområde, Indien	Modern Architects for rural India (MARI), WWF	Säkra tillgången på vatten för jordbruk och hushållskonsumtion genom att restaurera traditionella vattentankar	Sidoeffekt av vattenhushållnings-åtgärd. Den totala ökade magasin-kapaciteten kan mildra effekten av framtida torka	ArcGis modellering	2 INAD
Kashaigili et al. 2009	Great Ruahaflodens avrinningsområde, Tanzania	WWF-Ruaha Water Programme	Återställning av perenna naturliga flöden. Detta görs genom flera åtgärder som syftar till att hålla kvar regnvatten i avrinningsområdet	Oavsiktlig effekt av åtgärder, som främst riktar sig att försäkra sig om tillräcklig vattentillgång för jordbruk och hushållsvatten	Diskussioner i fokusgrupper, direkta observationer, ostrukturerade intervjuer. Samhällets sårbarhet för torkperioder minimerades. Avsaknad av finansieringslösningar på nationell nivå är en begränsande faktor	2 INAD
Linde et al. 2010	Rhenflodens avrinningsområde, Tyskland och Nederländerna	International Commission on the Protection of the Rhine (ICPR), Rhine Action Plan on Floods (APF)	Åtgärder för att hantera översvämningar. Återknytta avskurna delar av vattendraget, svämplan och strandmiljöer, samt meandersträckor och plantering av träd på stranden	Inkorporerade i modellen	HBV och SOBEK modellering av extrema högflöden. För närvarande implementerad och åtgärder föreslagna i den föreslagna ActionPlan on Floods (APF). Anses dock inte tillräckligt för att svara upp mot de förväntade högflöden som klimatförändringsscenarioer pekar på skall komma	3 INAD
Lobanova et al. 2017	Targusflodens avrinningsområde, Spanien	Spanish National Strategy of River Restoration, River Basin Management Plan för perioden 2016–2021	Säkerställa tillgång på vatten för samhällets, industrins och jordbrukets behov i och utanför avrinningsområdet och säkerställa ekologiskt hållbara flöden i vattendraget genom att implementera miljöanpassade flödesregimer	Nationella restaureringsmål: att öka resiliensen genom att öka möjligheten för vattendraget att anpassa sig till naturlig störning	Jämförelser mellan kända vattennivåer och nuvarande flödesrestriktioner och modellerade avrinningsdata som speglar klimatförändring. Föreslagna åtgärder väntas inte vara tillräckliga för att möta utmaningar från medelhöga till höga nivåer av klimatförändring	2 INAD

Huvudförfattare och år	Region	Nivå av skötsel/styrning	Restaureringsmål och metod	Anpassningsmetoder	Utvärderingsmetod, resultat, framgångsfaktorer	Impl. nivå
Orr et al. 2015	Storbritannien	Environment Agency (National Adaption Plan to build resilience to climate change), Keeping Rivers Cool	Förbättra möjligheten för laxartad fisk att leva i vattendragen. Sänka vattentemperaturen genom att öka beskuggning	Plantering av träd längs stränderna	Skillnader i vattentemperatur mellan vattendragssträckor med låg och hög täckningsgrad av träd övervakas. Åtgärden förväntas lindra effekten av ökad medelårstemperatur. Ingen direkt koppling till faktiska klimatförändrings-scenarier. Mer kunskap behövs också om vilken roll andra åtgärder har för att kontrollera vattentemperaturer	1
Overton et al. 2014	Panganiflodens avrinningsområde, Tanzania	Pangani River Basin Management Project, Water Users Associations	Framtagande av modeller för miljöanpassade flöden för att säkerställa sociala, ekonomiska och miljömässiga behov. Tillämpa en ekosystemapproach i implementandet av miljöanpassade flödesregimer	Resultaten från klimatförändringsmodeller används för att sköta vattenrelaterade och vattenberoende ekosystemtjänster på ett integrerat och holistiskt sätt	Bättre förståelse för vattensektors sårbarhet för klimatförändringar. Pilotprojekt har skapat kunskap om anpassningsmetoder. Kontinuerlig övervakning av klimatförändringseffekter och policies för anpassning	4
Pittock and Finlayson 2011	Murray-Darlingflodens avrinningsområde, Australien	Murray-Darling Basin Authority Basin Plan	Att skydda, återställa och sörja för ekologiska värden och ekosystemtjänster inklusive att hantera risker som uppstår av användandet av vatten, effekter av klimatförändring, förändrad markanvändning, och brist på kunskap	Implementering av ekologiska flöden	CSIRO:s nedskalade hydrologiska modellering. Betoningen på åtgärder för effektivisering av vattenanvändning har kritiserats som ekonomiskt och miljömässigt ineffektivt. Regeringens planer på att hantera klimatförändringarna betonar ett medianscenario när den kortsiktiga vattenbristen 2009 var allvarligare än CSIRO:s "extremt torra" scenario 2030. Ansträngningarna bör koncentreras till att minska riskerna för effekterna av katastrofala klimatförändringar, bland annat genom att tillämpa en robust anpassning som medför ingen eller låg risk att man ångrar åtgärder	2 INAD

Huvudförfattare och år	Region	Nivå av skötsel/styrning	Restaureringsmål och metod	Anpassningsmetoder	Utvärderingsmetod, resultat, framgångsfaktorer	Impl. nivå
Plum & Schulte-Wülwer-Leidig	Rhenflodens avrinningsområde, Nordvästra Europa	International Commission for the protection of the Rhine	Ekosystemförbättring för att säkerställa naturliga populationer av havsöring och lax, garantera produktion av dricksvatten för framtiden, minska föroreningarna av bottensediment i en sådan utsträckning att slam när som helst kan användas för landfyllning eller dumpas till havs och förbättra ekologiska tillståndet i Nordsjön. Uppnås främst genom att förbättra lateral och longitudinell konnektivitet	ICPR kommer att utveckla internationellt samordnade tvärvetenskapliga adaptiva strategier inklusive åtgärder för att kontrollera användning av mängden vatten, samt för olika aspekter av vattenkvalitet och ekologi	Konstant övervakning av och anpassning till klimatförändringseffekter	1
Temperton m.fl. 2014	Cheongyecheonfloden, Seoul, Sydkorea	National Institute of Ecology in South Korea	Restaurera delar av floden som rinner genom staden, främst av PR-syfte, genom att frilägga och pumpa vatten till de gamla konstgjorda, tidigare övertäckta sträckorna samt att plantera inhemska växter	Anpassning till klimatförändringar genom adaptiv skötsel	En restaureringsmetod för kraftigt modifierade vattendragssträckor i urbana områden som skapar refuer för biologisk mångfald i staden	1
Williams m.fl. 2015	Maggie Creek, NV; Crow Creek, ID; Wasson Creek, MT; västra USA	Myndigheter, icke-statliga organisationer, privata markägare och företag, Trout Unlimited	Restaurering av habitat för öring. Restaurera strandmiljöer, öka meandringen, restaurera svämplan, våtmarker och strandängar. Förbättra trummor och vägpassager, öka reglerade flödesnivåer	Lokala åtgärder för att adressera hoten från klimatförändring för inhemska öringpopulationer	Det är nödvändigt att arbeta på avrinningsområdesnivå för att maximera effekten av lokala fysiska åtgärder	2 INAD

Nivåer av klimatförändringsanpassningar

Nivån på anpassning till klimatförändringar varierar ganska mycket mellan projekten, från nivå 1, där klimatförändringsanpassning av åtgärderna endast noteras som något som bör övervägas (Temperton m.fl. 2014; Orr m.fl. 2015) till nivå 4, där klimatförändringshänsyn implementeras fullt ut i skötselmodellerna (Overton m.fl. 2014). Majoriteten av projekten visar en anpassning till klimatförändringsutmaningar på nivå 2, där åtgärderna i projekten utvärderas som antingen adekvata eller otillräckliga att bemöta utmaningar orsakade av klimatförändringar (Ebert m.fl. 2009; Gujja m.fl. 2009; Kashaigili m.fl. 2009; Boer 2010, Pittock & Finlayson 2011; Plum & Schulte-Wülwer-Leidig 2014; Williams m.fl. 2015; Farag m.fl. 2017; Lobanova m.fl. 2017) eller på nivå 3, där nivån av klimatförändringsanpassning av åtgärderna också kvantifieras (Linde m.fl. 2010).

Nyckelfaktorer för framgång

Vad man ansåg vara en nyckel för framgång varierade ganska mycket i de olika fallen. I fyra av projekten identifierades överhuvudtaget inga viktiga faktorer för framgång (Gujja m.fl. 2009; Linde m.fl. 2010; Temperton m.fl. 2014; Lobanova m.fl. 2017). Tillgången på tillförlitliga data identifieras som en viktig framgångsfaktor i två av projekten (Boer 2010; Orr m.fl. 2015). Hänsyn till avrinningsområdet identifieras som en viktig faktor i ett fall (Williams m.fl. 2015) och i ett fall betonar man inkluderingen av breda intressentgrupper i projektledningsorganisationen (Farag m.fl. 2017). En projektutvärdering betonar vikten av att kommunicera de socioekonomiska fördelarna med restaureringsinsatserna (Ebert m.fl. 2009) och i tre projekt betonas vikten av att övervaka och inkludera korrekta klimatförändringsdata i restaureringsplanerna (Pittock & Finlayson 2011; Overton m.fl. 2014, Plommon & Schulte-Wülwer-Leidig 2014). Ett projekt nämner väl implementerade finansieringsprogram som en nyckelfaktor för framgång (Kashaigili m.fl. 2009).

Tabell 10. Detaljerad jämförelse mellan projekt definierade som kategori 2 och kategori 4 i nivå av klimatanpassning.

Huvudförfattare och kategori	Typ av studie	Metod för anpassning till klimatförändring	Hänsyn till och/ eller interaktion med vetenskapliga studier inom området och ledning och/eller styrning	Styrkor och svagheter med vald metod
Boer 2010/ kategori 2	Expertintervjuer, dokumentanalys, litteraturgranskning	Inkluderar klimatförändringsprojektioner i överväganden och planer kring restaurering och bevarande av sötvattensmiljöer	Input från vetenskapliga studier implementeras i nationella och regionala stadgar och riktlinjer för beslutsprocesser	Att inkludera anpassning till klimatförändringar i befintliga beslutsramar anses vara ineffektivt, mycket på grund av den traditionella avvägningspraxis mellan miljö-, samhälls- och ekonomiska behov som finns inom dessa ramar
Overton m.fl. 2014/ kategori 4	Fallstudier av Integrated Water Resources Management (IWRM) project	Antar en ekosystem approach (EA) i IWRM processen genom att basera alla samhällliga och ekonomiska vattenresursbehov på säkerställda långsiktiga och klimatanpassningsbara hållbara ekosystemfunktioner	Kontinuerligt övervägande och offentlig kommunikation av aktuella vetenskapliga data och vetenskapligt baserade rekommendationer i alla instanser, från lokala beslutsforum till instanser på avrinningsområdesnivå	En bred samhällsförståelse och enighet för att prioritera långsiktig ekosystemhälsa anpassad för klimatförändringar för att säkerställa de framtida samhällliga och ekonomiska behov som är beroende av de ekosystemtjänster som tillhandahålls av vattendragsanknutna ekosystem

Åtgärderna för anpassning till klimatförändringar i sex av de granskade projekten utvärderades som otillräckliga och klimatförändringshänsyn implementerades helt endast i ett projekt (Tabell 9). En jämförelse mellan projekt som uppskattades visa otillräcklig (kategori 2) och fullständigt genomförd klimatförändringshänsyn (kategori 4) visar att man i båda fallen erkände och utgick från behovet av att integrera klimatförändringsanpassning i restaurerings- och bevarandeplaner och basera sådana överväganden på vetenskapliga data. Skillnaden mellan projekten låg främst i när klimatförändring som faktor kom in i projektet. I kategori 2-artikeln visade man att klimatförändringshänsyn främst införlivades i nationella och regionala stadgar och riktlinjer i projektplaneringsfasen medan man i kategori 4-projektartikeln visade på ett kontinuerligt övervägande av aktuella klimatförändringsdata på alla nivåer från avrinningsområdesnivå ner till beslutsprocesserna på lokal nivå (Tabell 10). Vidare beskrev kategori 4-artikeln hur man etablerat en bred samhällsförståelse och acceptans för att prioritera långsiktig resiliens hos

ekosystemet och ekologisk hållbarhet framför kortsiktiga ekonomiska och samhällliga behov. Detta gjordes genom att involvera alla kända intressenter och kommunicera hur ekonomiska och samhällliga aktiviteter är beroende av ekosystemtjänsterna i avrinningsområdet. Med andra ord byggdes en förståelse upp hos relevanta intressenter om vikten av att jobba med klimatförändringshänsyn, inte bara som en faktor i raden av många, utan istället som en grundförutsättning för att få långsiktigt hållbara ekosystem. Man anger även att ett viktigt verktyg för att kommunicera betydelsen av ekosystemtjänster för samhället är att kvantifiera de monetära värdena för sådana tjänster (Overton m.fl. 2014).

I kategori 2-artikeln beskrivs hur restaurerings- och bevarandebehov konkurrerade med kortsiktiga ekonomiska och samhällliga behov i en prioriteringssituation (t.ex. vid upprättande av regler för avledning av vatten) i planeringsfasen och att detta gjorde det svårt att få gehör för behovet av bevarande och restaurering, särskilt om dessa åtgärder är avsedda att fungera som lindring av långsiktiga klimatförändringseffekter. Utan en bred samhälllig förståelse för den långsiktiga kopplingen mellan ekonomiska och samhällliga aktiviteter och upprätthållande av ekosystemtjänsterna i avrinningsområdet blir det svårare att genomföra anpassningar för att lindra framtida klimatförändringseffekter. I artikeln betonas behovet av nya och anpassningsbara politiska beslutsprocesser som prioriterar ekosystemens motståndskraft och hållbarhet framför mer kortsiktiga samhällsbehov och ekonomisk verksamhet och utveckling (Boer 2010). Liknande begränsande omständigheter identifieras för projekt i Rhône-, Thames-, Colorado- och Murrayflodernas avrinningsområden (Overton m.fl. 2014).

8.2.4 Utvärdering av litteraturanalysen

De ganska strikta sök- och inkluderingskriterierna som användes ledde till att alla tekniska rapporter, samt refereegranskade artiklar som inte direkt nämnde vattendragsrestaurering i titeln eller klimatförändringshänsyn i abstract uteslöts från granskningen. Detta kan vara en begränsande faktor för hur väl resultaten återspeglar den totala kunskapen i ämnet. Dock tror vi att vi genom dessa strikta kriterier faktiskt tittar på relevanta projekt, och inte projekt där man möjligtvis ad hoc nämner behovet av klimatanpassningar i slutsatserna. Även om insikten om behovet av att arbeta med restaurering med ett klimatförändringsperspektiv är stor (Harris m.fl. 2006), och att det på forskarnivå finns en konsensus att det är nödvändigt att inkludera klimatförändringar i restaureringsarbete, finns det färre konkreta fall där man faktiskt systematiskt arbetar utifrån ett klimatförändringsperspektiv.

I nio fall av tretton uppskattades restaureringsåtgärderna som gjorts vara otillräckliga för att möta behovet av klimatanpassning. Endast i ett av dessa fall innehåller utvärderingen en kvantifierad uppskattning av effektiviteten i restaureringsinsatserna i ett klimatförändringsperspektiv. Tre av artiklarna lyfter behovet av klimatförändringsanpassning av restaureringsåtgärderna, men de specificerar inte hur och i vilken utsträckning åtgärderna i projektet möter

upp mot detta behov. De bedömer inte heller om restaureringsinsatserna är tillräckliga för att mildra förväntade klimatförändringar. En beskrivning om hur klimatförändringsanpassning av restaureringsåtgärderna implementeras fullt ut beskrivs endast i en av artiklarna. Detta görs genom att man kontinuerligt övervakar av klimatförändringseffekterna och anpassar restaureringsinsatserna för att mildra sådana effekter (Overton m.fl. 2014). Sex av artiklarna beskriver projekt som är inriktade på att säkerställa ekologiskt hållbara vattenflöden i delar av eller hela avrinningsområdet (Boer 2010; Linde m.fl. 2010; Pittock & Finlayson 2011, Overton m.fl. 2014; Plum & Schulte-Wülwer-Leidig 2014; Farag m.fl. 2017). Tre av artiklarna beskriver projekt som är inriktade på att mildra klimatförändrings-effekterna på en lokal skala genom insatser för återställning av strandzonen (Temperton m.fl. 2014; Orr m.fl. 2015; Williams m.fl. 2015) och fyra av artiklarna beskriver projekt där man inte har inkluderat strategier för att lindra klimatförändringseffekterna i skötselåtgärderna (Ebert m.fl. 2009; Gujja m.fl. 2009; Kashaigili m.fl. 2009; Lobanova m.fl. 2017).

Vikten av att integrera klimatförändringshänsyn i vattenresurshantering (Kundzewicz m.fl. 2007) och restaureringsprojekt (Morelli m.fl. 2016; Williams m.fl. 2017), samt behovet av att inkludera övervakningsprogram som möjliggör adaptiv förvaltning av restaureringsprojekten (Speed m.fl. 2016) för att säkerställa långsiktig framgång för insatserna är välkänd. De granskade artiklarna visar att anpassningen till klimatförändringen till stor del är en bieffekt av andra restaureringsåtgärder och oftast inte genomförs på en adekvat nivå. Direkt och adaptiv inkludering av klimatförändrings effekter på avrinningsområdesnivå görs bara i ett av restaureringsprojekten. Detta indikerar att förvaltnings- och styrningsmetoder i allmänhet behöver integrera klimatförändringar på ett mer specifikt sätt för att säkerställa långsiktig framgång för restaureringsprojekt.

Nivå av skötsel och styrning

Administrativ nivå av skötsel och styrning för projekten i de granskade artiklarna varierar från lokalt samarbete mellan myndigheter, icke-statliga organisationer, företag och privata intressenter (Boer 2010; Farag m.fl. 2017; Gujja m.fl. 2009, Kashaigili m.fl. 2009; Orr m.fl. 2015; Overton m.fl. 2014; Williams m.fl. 2015) till internationella samarbeten mellan länder (Ebert m.fl. 2009; Linde m.fl. 2010, Plum & Schulte-Wülwer-Leidig 2014) eller projekt initierade av nationella myndigheter (Pittock & Finlayson 2011; Temperton m.fl. 2014; Lobanova m.fl. 2017).

Sötvattensekosystem tillhandahåller viktiga ekosystemtjänster för samhället och restaurering och skadelindring av negativt påverkade sötvattenssystem behövs för att säkra hållbara ekosystem (Baron m.fl. 2002; Gunderson m.fl. 2016). Behovet av styrningsmetoder som omfattar breda intressentgrupper som kan påverkas av eller påverka resultatet av restaureringsprojekt har identifierats som en kärnfaktor (Gunderson m.fl. 2016). Man bör även arbeta med de ekologiska, samhällliga och ekonomiska effekterna av restaureringsåtgärderna på minst avrinningsområdesnivå för att det skall vara effektiva, robusta och

hållbara åtgärder (Speed m.fl. 2016). Majoriteten av artiklarna som analyserats reflekterar situationer där skötsel och styrning av projekt sker på en skala från delavrinningsområde ned till enskilda vattendragssträckor. Man kan då misslyckas med att inkludera viktiga och inflytelserika intressentgrupper, vilket kan medföra begränsad framgång för många restaureringsinsatser. Att inkludera effektiva kommunikationsmedel i modeller och metoder för restaurering som visar de samhälleliga fördelarna med de ekosystemtjänster som ett hållbart sötvattensekosystem kan erbjuda alla intressentgrupper är identifieras som en nyckelfaktor för att skapa enighet om och acceptans för föreslagna miljöåtgärder.

Identifierade nyckelfaktorer för framgångsrik restaurering i ett klimatförändringsperspektiv

Tre av tretton projektutvärderingar betonar vikten av att samla in och införliva korrekta klimatförändringsdata i restaureringsplanerna (Pittock & Finlayson 2011; Overton m.fl. 2014; Plum & Schulte-Wülwer-Leidig 2014). Vikten av detta för också fram i andra studier (Morelli m.fl. 2016; Williams m.fl. 2017). Nio av utvärderingarna uttrycker just också att bristen på långsiktig klimatförändrings-hänsyn som bygger på robusta och trovärdiga framtida klimatdata som en sannolikt starkt begränsande faktor för framgång hos projekten (tabell 8). Adaptiv skötsel och styrning av restaureringsarbete som införlivar korrekta och aktuella klimatförändringsdata i beslutsprocessen kommer sannolikt att ha större framgång än de som inte beaktar klimatförändringseffekter eller använder felaktiga eller föråldrade data (Gunderson m.fl. 2016).

Två utvärderingar (Boer 2010; Orr m.fl. 2015) betonar behovet av att effektivt kommunicera de socioekonomiska fördelarna med restaureringsinsatserna och Ebert m.fl. (2009) visar på tillgängligheten av tillförlitliga data i beslutsprocesser som en viktig komponent. Dessa två viktiga framgångsfaktorer har också identifierats i bredare skala som generellt viktiga framgångsfaktorer i restaureringsprojekt (Speed m.fl. 2016). Andra viktiga framgångsfaktorer som nämns är att arbeta på avrinningsområdesnivå, (Williams m.fl. 2015), samt att inkludera breda intressentgrupper i projektledningsorganisationerna (Farag m.fl. 2017) Även detta har identifierats i ett bredare perspektiv som generellt viktiga faktorer för en framgångsrik restaurering (Gunderson m.fl. 2016, Speed m.fl. 2016). Kashaigili (m.fl. 2009) identifierar väl förankrade nationella finansieringsprogram för restaureringsarbete som en viktig för att säkerställa önskade resultat vilket är i överensstämmelse med rekommendationer från IPCC (Kundzewicz m.fl. 2007).

Graden av framgång hos ett restaurerings- eller bevarandeprojekt kan vara begränsad om en avvägningssituation mellan ekonomiska, samhälleliga och ekologiska behov uppstår i beslutsfasen (Gunderson m.fl. 2016). Detta identifierades som ett problem i flera av projektutvärderingarna där åtgärderna uppskattats vara otillräckliga för att mildra klimatförändringarnas effekter (Boer 2010; Overton m.fl. 2014).

I Panganiflodens avrinningsområde kommunicerades betydelsen av att bevara och återställa vattendraget ekosystem för att säkerställa långsiktiga ekosystemtjänster som möjliggör samhälleliga och ekonomiska och alla kända intressentgrupper inkluderades i beslutsprocesserna. Det långsiktiga monetära värdet av ekosystemtjänster kvantifierades vilket gjorde det svårare att prioritera kortsiktiga ekonomiska och samhälleliga behov framför behoven hos nuvarande och framtida välfungerande ekosystemtjänster i beslutsprocessen. En naturlig del av ett sådant tillvägagångssätt är att säkerställa framtida ekosystemtjänster genom att förbereda sig för och anpassa sig till de förväntade effekterna av klimatförändringen. Det finns därför ett brett samhälleligt samförstånd för behovet av att prioritera åtgärder för klimatanpassning i Panganiflodens avrinningsområde (Overton m.fl. 2014).

Det faktum att endast Panganiprojektet (Overton m.fl. 2014) av de granskade projekten visar på fullständigt genomförda, allmänt accepterade och anpassningsbara överväganden om klimatförändringar indikerar att mycket behöver göras på styrnings- och förvaltningsnivå om arbetet med restaurering av sötvattensmiljöer skall kunna hantera de förväntade effekterna av klimatförändringar på ekosystemen. Vikten av att prioritera ekosystemtjänster före kortsiktiga samhällsekonomiska överväganden har kommunicerats av vetenskapssamhället till beslutsfattare och intressenter i många år över hela världen, men avvägningssituationer, där ekosystemen ofta kommer till korta, verkar fortfarande vara normen inom skötsel och styrning av restaureringsarbete. För att säkerställa resilienta och hållbara sötvattens ekosystem i ett framtida klimat är det viktigt att beslutsfattare både på nationell och internationell nivå anpassar stadgar och lagstiftning så att man inkorporerar klimatförändringseffekter i all skötsel och styrning.

8.3 Slutsatser

Det faktum att endast 13 artiklar kunde accepteras till analysstadiet i denna litteraturöversyn som ändå initialt fångade upp över 1300 artiklar visar att integrering av klimatförändringar i restaureringsarbete är en bristvara, och det saknas kunskap inom detta forskningsområde. Att utformning, skötsel och styrning av restaureringsprojekt utifrån ett klimatförändringsperspektiv i stort sett saknas i den genomgångna litteraturen demonstreras av det faktum att majoriteten av de accepterade artiklarna bara nämner att projektet diffust har beaktat klimatförändringsfaktorer eller bästa fall utvärderar restaureringsåtgärderna som tillräckliga eller otillräckliga att möta upp mot klimatförändringseffekter.

Utvärderingarna av projekten i artiklarna betonar tillgängligheten av tillförlitliga data som en möjlig begränsande faktor för framgångsrika restaureringsprojekt. De betonar också behovet av att inkludera klimatförändringseffekter och överväganden som behöver göras på grund av dessa, samt behovet av att inkludera breda intressentgrupper. Detta behöver göras tidigt i planeringsstadiet och på avrinningsområdesnivå för att maximera chansen att åtgärder

skall vara långsiktigt framgångsfulla. Väl implementerade nationella finansieringsprogram och effektiv offentlig kommunikation om de socioekonomiska fördelarna med de föreslagna åtgärderna identifieras också som viktiga framgångsfaktorer.

Att arbeta utifrån ett klimatförändringsperspektiv behöver till fullo inkluderas i skötsel och styrning av restaureringsprojekt. Detta kräver adaptiva och långsiktiga program för restaurering och uppföljning av sötvattensmiljöer som utgår från att arbeta med bästa tillgängliga data på klimatförändringseffekter för att kunna anpassas till osäkerheten och oförutsägbarheten i klimatförändringseffekter på vattendragsekosystemen. Om vi inte gör detta kan restaureringsåtgärder i framtiden inte bara vara meningslösa, utan i värsta fall till och med kontraproduktiva.

9 Tack

Projektmedlemmarna vill rikta ett tack till deltagarna i en workshop om ekologisk restaurering av sjöar och vattendrag som hölls i Umeå 2–3 mars 2020: Birgitta Adell, Fortum, Elisabet Andersson, Skogsstyrelsen, Jakob Bergengren, Tekniska verken, Marcus Bryntesson, länsstyrelsen i Västernorrlands län, Tobias Eriksson, länsstyrelsen i Västerbotten, och Erik Sparrevik, Vattenfall. Projektet vill också tacka Angela Odelberg, Lotta Bertilsson och Emma Wikner på Statkraft Sverige, och Thea Bruun-Olsen och Ragnhild Bjartnes på Statkraft Norge för ovärderlig hjälp med beräkningar av vattenkraftsproduktion i Umeälven med ekoflöden i ett framtida klimat.

10 Källförteckning

- Acreman, M., Arthington, A.H., Colloff, M.J., Couch, C., Crossman, N.D., Dyer, F., Overton, I., Pollino, C.A., Stewardson, M.J. & Young, W. (2014). Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 466–473.
- Andréasson, J., Bergström, S., Carlsson, B., Graham, L.P. & Lindström, G. (2004). Hydrological change – climate change impact simulations for Sweden. *Ambio* 33, 228–234.
- Anonym (2007a). Nationell strategi för restaurering av skyddsvärda vattendrag – Delmål 2, Levande sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 5746.
- Anonym (2007b). Nationell strategi för skydd av vattenanknutna natur- och kulturmiljöer – delmål 1, Levande sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 5666.
- Anonym (2020) Förslag till nationell plan för omprövning av vattenkraft – med beskrivning av vattenmiljö och effektiv tillgång till vattenkraftselsamt identifierade behov för fortsatt arbete. Havs- och vattenmyndigheten, Energimyndigheten, Svenska kraftnät.
- Arheimer, B. & Lindström, G. (2015). Climate impact on floods: changes in high flows in Sweden in the past and the future (1911–2100). *Hydrology and Earth System Sciences* 19, 771–784.
- 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.
- Auffret, A.G. & Thomas, C.D. (2019). Synergistic and antagonistic effects of land use and non-native species on community responses to climate change. *Global Change Biology* 25, 4303–4314.
- Baker, S., Eckerberg, K. & Zachrisson, A. (2014). Political science and ecological restoration. *Environmental Politics* 2, 509–524.
- Bakkenes, M., Alkemade, J.R.M., Ihle, F., Leemans, R. & Latour, J.B. (2002). Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8, 390–407.
- Ballinger, A. & Lake, P.S. (2006). Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. *Marine and Freshwater Research* 57, 15–28.
- Baptist, M.J., Penning, W.E., Duel, H., Smits, A.J.M., Geerling, G.W., van der Lee, G.E.M. & Van Alphen, J.S.L. (2004). Assessment of the effects of cyclic

floodplain rejuvenation on flood levels and biodiversity along the Rhine river. *River Research and Applications* 20, 285–297.

Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., Dahm, C.N., Gleick, P.H., Hairston, N.G., Jackson, R.B., Johnston, C.A., Richter, B.D. & Steinman, A.D. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications* 12, 1247–1260.

Barton, D.R., Taylor, W.D. & Biette, R.M. (1985). Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario (Canada) streams. *North American Journal of Fisheries Management* 5, 364–378.

Bash, J.S. & Ryan, C.M. (2002). Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental Management* 29, 877–885.

Battin, J., Wiley, M.W., Ruckelshaus, M.H., Palmer, R.N., Korb, E., Bartz, K.K. & Imaki, H. (2007). Projected impacts of climate change on salmon habitat restoration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 6720–6725.

Bednarek, A.T. (2001). Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* 27, 803–814.

Beechie, T., Imaki, H., Greene, J., Wade, A., Wu, H., Pess, G., Roni, P., Kimball, J., Stanford, J., Kiffney, P. & Mantua, N. (2013). Restoring salmon habitat for a changing climate. *River Research and Applications* 29, 939–960.

Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., & Bullock, J.M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325, 1121–1124.

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.

Bergman, P., Bleckert, S., Degerman, E. & Henriksson, L. (2006). UNK – Urvatten, naturvatten, kulturvatten. *Världsnaturfonden WWF, Solna*.

Boedeltje, G., Bakker, J.P., Ten Brinke, A., Van Groenendael, J.M. & Soesbergen, M. (2004). Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology* 92, 786–796.

Boer, H. (2010). Policy options for, and constraints on, effective adaptation for rivers and wetlands in northeast Queensland, *Australasian Journal of Environmental Management*, 17, 154–164.

- Boulton, A.J. (2007). Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52, 632–650.
- Bradshaw, A.D. (1996). Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 3–9.
- Brown, R.L. & Peet, R.K. (2003). Diversity and invasibility of southern Appalachian plant communities. *Ecology* 84, 32–39.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & Rey-Benayas, J.M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26, 541–549.
- Buraas, E.M., Renshaw, C.E., Magilligan, F.J. & Dade, W.B. (2014). Impact of reach geometry on stream channel sensitivity to extreme floods. *Earth Surface Processes and Landforms* 39, 1778–1789.
- Byström, P., Karlsson, J., Nilsson, P., Van Kooten, T., Ask, J. & Olofsson, F. (2007). Substitution of top predators: effects of pike invasion in a subarctic lake. *Freshwater Biology* 52, 1271–1280.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., S., G. & Näslund, I. (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.
- Capon, S.J. (2005). Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large and floodplain. *Journal of Arid Environments* 60, 283–302.
- Capon, S.J., Chambers, L.E., Mac Nally, R., Naiman, R.J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., Catford, J., Baldwin, D.S., Stewardson, M., Roberts, J., Parsons, M. & Williams, S.E. (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century: Hotspots for Climate Change Adaptation? *Ecosystems* 16, 359–381.
- 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.
- Catford, J.A., Downes, B.J., Gippel, C.J. & Vesk, P.A. (2011a). Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. *Journal of Applied Ecology* 48, 432–442.
- Catford, J.A., Naiman, R.J., Chambers, L.E., Roberts, J., Douglas, M. & Davies, P. (2013). Predicting novel riparian ecosystems in a changing climate. *Ecosystems* 16, 382–400.

Catford, J.A., Vesk, P.A., Richardson, D.M. & Pysek, P. (2012). Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology* 18, 44–62.

Catford, J.A., Vesk, P.A., White, M.D. & Wintle, B.A. (2011b). Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *Diversity and Distributions* 17, 1099–1110.

Chapin, F.S., Danell, K., Elmqvist, T., Folke, C. & Fresco, N. (2007). Managing climate change impacts to enhance the resilience and sustainability of Fennoscandian forests. *Ambio* 36, 528–533.

Davies, P.M. (2010). Climate change implications for river restoration in global biodiversity hotspots. *Restoration Ecology* 18, 261–268.

Degerman, E. (2008) Ekologisk restaurering av vattendrag, Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Stockholm, Drottningholm, Göteborg.

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.

Dukes, J.S. & Mooney, H.A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14, 135–139.

Ebert, S., Hulea, O. & Stroebel, D. (2009). Floodplain restoration along the lower Danube: A climate change adaptation case study, *Climate and Development* 1, 212–219.

Ehsani, N., Vörösmarty, C.J., Fekete, B.M. & Stakhiv, E.Z. (2017). Reservoir operations under climate change: Storage capacity options to mitigate risk. *Journal of Hydrology* 555, 435–446.

Eriksson, T. & Eriksson, L.O. (1993). The status of wild and hatchery propagated Swedish salmon stocks after 40 years of hatchery releases in the Baltic rivers. *Fisheries Research* 18, 147–159.

European Environment Agency (1995) Europe's environment: the Dobris Assessment, European Environment Agency, Copenhagen.

Europeiska Gemenskapernas Kommission (2009). COM / 2009/147 Vitbok. Anpassning till klimatförändring: en europeisk handlingsram.

Europeiska Gemenskapernas Kommission (2019). COM / 2019/ 95 Rapport från kommissionen till Europaparlamentet och rådet om genomförandet av vattendirektivet (2000/60/EG) och översvämningdirektivet (2007/60/EG).

Falk, D.A., Palmer, M.A., Zedler, J.D. & Hobbs, R.J. (2006) *Foundations of Restoration Ecology*, Island Press, Washington.

- Farag, A.M., Lardon, D.L., Sauber, D.L., Stauber, J., Stahl, R., Isanhart, J., McAbee, K. & Walsh, C.J. (2017). Restoration of contaminated ecosystems: adaptive management in a changing climate. *Restoration Ecology* 25, 884–893.
- Fischer, E.M. & Schaer, C. (2010). Consistent geographical patterns of changes in high-impact European heatwaves. *Nature Geoscience* 3, 398–403.
- Friberg, N., Bergfur, J., Rasmussen, J. & Sandin, L. (2013). Changing Northern catchments: Is altered hydrology, temperature or both going to shape future stream communities and ecosystem processes? *Hydrological Processes* 27, 734–740.
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J.G., Hua, F.Y., Echeverria, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. & Dixon, K.W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27, S3–S46.
- Gode, J., Axelsson, J., Eriksson, S., Holmgren, K., Hovsenius, G., Kjellström, E., Larsson, P., Lundström, L. & Persson, G. (2007). Tänkbara konsekvenser för energisektorn av klimatförändringar: effekter, sårbarhet och anpassning. *Elforsk rapport* 07:39.
- Göthe, E., Degerman, E., Sandin, L., Segersten, J., Tamario, C. & McKie, B.G. (2019). Flow restoration and the impacts of multiple stressors on fish communities in regulated rivers. *Journal of Applied Ecology* 56, 1687–1702.
- Gujja, B., Dalai, S., Shaik, H. & Goud, V. (2009). Adapting to climate change in the Godavari River basin of India by restoring traditional water storage systems. *Climate and Development* 1, 229–240.
- Gulati, R.D., Pires, L.M.D. & Van Donk, E. (2008). Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologia* 38, 233–247.
- Gunderson, L.H., Cosens, B. & Garmestani, A.S. (2016). Adaptive governance of riverine and wetland ecosystem goods and services. *Journal of Environmental Management* 183, 353–360.
- Hagstrom, C.A., Leckie, D.A. & Smith, M.G. (2018). Point bar sedimentation and erosion produced by an extreme flood in a Check for sand and gravel-bed meandering river. *Sedimentary Geology* 377, 1–16.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. & Aronson, J. (2006). Ecological restoration and climate change. *Restoration Ecology* 14, 170–176.
- Harris, R.R. (1999). Defining reference conditions for restoration of riparian plant communities: Examples from California, USA. *Environmental Management* 24, 55–63.

Hart, D.D., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek, A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.A. & Velinsky, D.J. (2002). Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *Bioscience* 52, 669–681.

Havs- och vattenmyndigheten (2014). Strategi för åtgärder i vattenkraften: avvägning mellan energimål och miljö kvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:14.

Hedström-Ringvall, A., Kjörk, C., Pettersson, K., Enström, M., Wisaeus, D., Hjerdt, N., Berglund, J. & Sandberg, P.-E. (2017). Ekologiskt anpassad årsreglering för Dalälven. Länsstyrelsen i Dalarnas län Rapport 2017-09.

Heiler, G., Hein, T., Schiemer, F. & Bornette, G. (1995). Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers-Research and Management* 11, 351–361.

Hein, C.L., Öhlund, G. & Englund, G. (2011). Dispersal through stream networks: modelling climate-driven range expansions of fishes. *Diversity and Distribution* 17, 641–651.

Hein, C.L., Öhlund, G. & Englund, G. (2012). Future distribution of arctic char *salvelinus alpinus* in Sweden under climate change: Effects of temperature, lake size and species interactions. *Ambio* 41, 303–312.

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.

Higgs, E., Falk, D.A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R.J., Jackson, S.T., Rhemtulla, J.M. & Throop, W. (2014). The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 499–506.

Hilderbrand, R.H., Watts, A.C. & Randle, A.M. (2005). The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10.

Hobbs, R.J. & Cramer, V.A. (2008). Restoration ecology: Interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources* 33, 39–61.

Hobbs, R.J., Higgs, E. & Harris, J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 599–605.

Hof, A.R., Jansson, R. & Nilsson, C. (2012). Future Climate Change Will Favour Non-Specialist Mammals in the (Sub)Arctics. *Plos One* 7.

Hof, A.R., Rodríguez-Castañeda, G., Allen, A.M., Jansson, R. & Nilsson, C. (2017). Vulnerability of Subarctic and Arctic breeding birds. *Ecological Applications* 27, 219–234.

- Hughes, F.M.R., Colston, A. & Mountford, J.O. (2005). Restoring riparian ecosystems: The challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society* 10, 12.
- Hughes, J.M. (2007). Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology* 52, 616–631.
- Hupp, C.R. & Osterkamp, W.R. (1996). Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, 277–295.
- Hynes, N. (1975). The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19, 1–15.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]*, IPCC, Geneva, Switzerland.
- Isaak, D.J., Young, M.K., Nagel, D.E., Horan, D.L. & Groce, M.C. (2015). The cold-water climate shield: delineating refugia for preserving salmonid fishes through the 21st century. *Global Change Biology* 21, 2540–2553.
- Jackson, S.T. & Hobbs, R.J. (2009). Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325, 567–569.
- Jansson, R., Backx, H., Boulton, A.J., Dixon, M., Dudgeon, D., Hughes, F.M.R., Nakamura, K., Stanley, E.H. & Tockner, K. (2005). Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42, 218–222.
- Jansson, R., Nilsson, C. & Malmqvist, B. (2007). Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52, 589–596.
- Jansson, R., Nilsson, C. & Renöfält, B. (2000). Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81, 899–903.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M. & Andersson, E. (2000). Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10, 203–224.
- Jansson, R., Zinko, U., Merritt, D.M. & Nilsson, C. (2005). Hydrochory increases riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. *Journal of Ecology* 93, 1094–1103.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., Gonzalez-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Maria Conde-Porcuna, J., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmqvist, H.J., Liu, Z., Balayla, D. & Lazzaro,

- X. (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646, 73–90.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Liu, Z. (2017). Lake restoration and management in a climate change perspective: An introduction. *Water* 9.
- Johnes, P.J. (1999). Understanding lake and catchment history as a tool for integrated lake management. *Hydrobiologia* 395, 41–60.
- Jørgensen, D. & Renöfält, B.M. (2013). Damned if you do, damned if you don't: debates on dam removal in the Swedish media. *Ecology and Society* 18.
- Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (2002). Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47, 867–887.
- Justice, C., White, S.M., McCullough, D.A., Graves, D.S. & Blanchard, M.R. (2017). Can stream and riparian restoration offset climate change impacts to salmon populations? *Journal of Environmental Management* 188, 212–227.
- Jyvasjärvi, J., Marttila, H., Rossi, P.M., Ala-Aho, P., Olofsson, B., Nisell, J., Backman, B., Ilmonen, J., Virtanen, R., Paasivirta, L., Britschgi, R., Klove, B. & Muotka, T. (2015). Climate-induced warming imposes a threat to north European spring ecosystems. *Global Change Biology* 21, 4561–4569.
- Kashaigili, J.J., Rajabu, K. & Masolwa, P. (2009). Freshwater management and climate change adaptation: Experiences from the Great Ruaha River catchment in Tanzania, *Climate and Development* 1, 220–228.
- Kentula, M.E. (1997). A comparison of approaches to prioritizing sites for riparian restoration. *Restoration Ecology* 5, 69–74.
- Kolar, C. (2004). Risk assessment and screening for potentially invasive fishes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38, 391–397.
- 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.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, H. (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334, 74–84.
- Kuglerová, L., Botková, K. & Jansson, R. (2017). Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* 10.
- Kuglerová, L., Hasselquist, E.M., Richardson, J.S., Sponseller, R.A., Kreutzweiser, D.P. & Laudon, H. (2017). Management perspectives on *Aqua incognita*: connectivity and cumulative effects of small natural and artificial streams in boreal forests. *Hydrological Processes* 31, 4238–4244.

Kundzewicz, K.W., Mata, L.J., Arnell, N.W., Doll, K.P., Jiminez, B., Miller, K.A., Oki, T., Sen, Z. & Shiklomanov, A. 2007, Freshwater resources and their management, in Parry, M.L. Canziani, O.R., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. and Hanson, C.E. (eds). 2007. Climate change impacts, adaptation and vulnerability, contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the International Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 174–210.

Kundzewicz, Z.W., Kanae, S., Seneviratne, S.I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., Mechler, R., Bouwer, L.M., Arnell, N., Mach, K., Muir-Wood, R., Brakenridge, G.R., Kron, W., Benito, G., Honda, Y., Takahashi, K. & Sherstyukov, B. (2014). Flood risk and climate change: global and regional perspectives. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 59, 1–28.

Lake, P.S., Bond, N. & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52, 597–615.

Lappalainen, J. & Lehtonen, H. (1997). Temperature habitats for freshwater fishes in a warming climate. *Boreal Environmental Research* 2, 69–84.

Lasenby, D.C., Northcote, T.G. & Furst, M. (1986). Theory, practice, and effects of Mysis-relicta introductions to North-American and Scandinavian lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1277–1284.

Leach, J.A., Lidberg, W., Kuglerova, L., Peralta-Tapia, A., Agren, A. & Laudon, H. (2017). Evaluating topography-based predictions of shallow lateral groundwater discharge zones for a boreal lake-stream system. *Water Resources Research* 53, 5420–5437.

Lehtonen, H. (1998). Does global warming threaten the existence of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (Salmonidae), in northern Finland? *Italian Journal of Zoology* 65, 471–474.

Lejon, A.G.C., Renöfält, B.M. & Nilsson, C. (2009). Conflicts associated with dam removal in Sweden. *Ecology and Society* 14, 19.

Lenoir, J., Graae, B.J., Aarrestad, P.A., Alsos, I.G., Armbruster, W.S., Austrheim, G., Bergendorff, C., Birks, H.J.B., Brathen, K.A., Brunet, J., Bruun, H.H., Dahlberg, C.J., Decocq, G., Diekmann, M., Dynesius, M., Ejrnaes, R., Grytnes, J.A., Hylander, K., Klanderud, K., Luoto, M., Milbau, A., Moora, M., Nygaard, B., Odland, A., Ravolainen, V.T., Reinhardt, S., Sandvik, S.M., Schei, F.H., Speed, J.D.M., Tveraabak, L.U., Vandvik, V., Velle, L.G., Virtanen, R., Zobel, M. & Svenning, J.C. (2013). Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. *Global Change Biology* 19, 1470–1481.

Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E. & Malmqvist, B. (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15, 2060–2071.

- Lind, L., Alfredsen, K., Kuglerová, L. & Nilsson, C. (2016). Hydrological and thermal controls of ice formation in 25 boreal stream reaches. *Journal of Hydrology* 540, 797–811.
- Lind, L., Nilsson, C., Polvi, L.E. & Weber, C. (2014). The role of ice dynamics in shaping vegetation in flowing waters. *Biological Reviews*, n/a-n/a.
- Linde, A.H. Te., Aerts J.C.J.H. & Kwadijk, J.C.J. (2010). Effectiveness of flood management measures on peak discharges in the Rhine basin under climate change. *Journal of Flood Risk Management* 3, 248–269.
- Lobanova, A., Lierscha, S., Tàbarab, J.D., Koch, H., Hattermann, F.F. & Krysanova, V. (2017). Harmonizing human-hydrological system under climate change: a scenario-based approach for the case of the headwaters of the Tagus River. *Journal of Hydrology* 548, 436–447.
- Löfgren, S., Grandin, U. & Stendera, S. (2014). Long-term effects on nitrogen and benthic fauna of extreme weather events: Examples from two Swedish headwater streams. *Ambio* 43, 58–76.
- Magoulick, D.D. & Kobza, R.M. (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48, 1186–1198.
- Malard, F., Tockner, K., Dole-Olivier, M.J. & Ward, J.V. (2002). A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47, 621–640.
- Malmqvist, B., Adler, P.H., Kuusela, K., Merritt, R.W. & Wotton, R.S. (2004). Black flies in the boreal biome, key organisms in both terrestrial and aquatic environments: a review. *Ecoscience* 11, 187–200.
- Mandryk, A.M. & Wein, R.W. (2006). Exotic vascular plant invasiveness and forest invasibility in urban boreal forest types. *Biological Invasions* 8, 1651–1662.
- Melles, S.J., Chu, C., Alofs, K.M. & Jackson, D.A. (2015). Potential spread of Great Lakes fishes given climate change and proposed dams: an approach using circuit theory to evaluate invasion risk. *Landscape Ecology* 30, 919–935.
- Merriam, E.R. & Petty, J.T. (2019). Stream channel restoration increases climate resiliency in a thermally vulnerable Appalachian river. *Restoration Ecology* 27, 1420–1428.
- Miller, J.R. & Hobbs, R.J. (2007). Habitat restoration – Do we know what we’re doing? *Restoration Ecology* 15, 382–390.
- Milly, P.C.D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R.M., Kundzewicz, Z.W., Lettenmaier, D.P. & Stouffer, R.J. (2008). Stationarity is dead: whither water management? *Science* 319, 573–574.
- Morelli, T.L., Daly, C., Dobrowski, S.Z., Dulen, D.M., Ebersole, J.L., Jackson, S.T., Monahan, W.B., Nydick, K.R., Redmond, K.T., Sawyer, S.C.,

- Stock, S. & Beissinger, S.R. (2016). Managing Climate Change Refugia for Climate Adaptation. *PLoS One* 11, e0159909.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A. & Yockteng, R., (2012). Structural and functional loss of restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10, 1–10.
- Mürle, U., Ortlepp, J. & Zahner, M. (2003). Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Sciences* 65, 191–198.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Grubler, A., Riahi, i.K., Roehrl, R.A., Rogner, H.-H. & Victor, N. (2000) Special report on emissions scenarios (SRES), a special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University press, Cambridge.
- Nichols, A.L., Willis, A.D., Jeffres, C.A. & Deas, M.L. (2014). Water temperature patterns below large groundwater springs: Management implications for coho salmon in the shasta river, california. *River Research and Applications* 30, 442–455.
- 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., Jansson, R., Kuglerová, L., Lind, L. & Ström, L. (2013). Boreal riparian vegetation under climate change. *Ecosystems* 16, 401–410.
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Törnlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J.M., Palm, D., Östergren, J., Jansson, R., Brännäs, E. & Lundqvist, H. (2005a). 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.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005b). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405–408.
- Nilsson, C., Sarneel, J.M., Palm, D., Gardeström, J., Pilotto, F., Polvi, L.E., Lind, L., Holmqvist, D. & Lundqvist, H. (2017). How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* 20, 144–162.
- 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. & Naiman, R.J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55, 86–107.

Olden, J.D., Kennard, M.J., Lawler, J.J. & Poff, N.L. (2011). Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. *Conservation Biology* 25, 40–47.

Orr, H.G., Johnson, M.F., Wilby, R.L., Hatton-Ellis, T. & Broadmeadow, S. (2015). What else do managers need to know about warming rivers? A United Kingdom perspective. *WIREs Water* 2015, 55–64.

Overton, I.C., Smith, D.M., Dalton, J., Barchiesi, S., Acreman, M.C., Stromberg, J.C. & Kirby, J.M. (2014). Implementing environmental flows in integrated water resources management and the ecosystem approach. *Hydrological Sciences Journal* 59, 860–877.

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., Hondula, K.L. & Koch, B.J. (2014) Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 247–269.

Palmer, M.A., Lettenmaier, D.P., Poff, N.L., Postel, S.L., Richter, B. & Warner, R. (2009). Climate change and river ecosystems: protection and adaptation options. *Environmental Management* 44, 1053–1068.

Palmer, M.A., Liermann, C.A.R., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P.S. & Bond, N. (2008). Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 81–89.

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.

Pini Prato E., C. Comoglio & O. Calles. (2011). A simple management tool for planning the restoration of river longitudinal connectivity at watershed level: priority indices for fish passes. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 73–79.

Pittock, J. & Finlayson, M. (2011). Australia's Murray-Darling Basin: freshwater ecosystem conservation options in an era of climate change. *Marine and Freshwater Research* 62, 232–243.

- Pittock, J. & Hartmann, J. (2011). Taking a second look: climate change, periodic relicensing and improved management of dams. *Marine and Freshwater Research* 62, 312–320.
- Plum, N. & Schulte-Wülwer-Leidig, A. (2014). From a sewer into a living river: the Rhine between Sandoz and Salmon. *Hydrobiologia* 729, 95–106.
- 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.
- Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O’Keeffe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E. & Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55, 147–170.
- Pollock, M.M., Naiman, R.J. & Hanley, T.A. (1998). Plant species richness in riparian wetlands – a test of biodiversity theory. *Ecology* 79, 94–105.
- Postel, S.L. & Richter, B.D. (2003) *Rivers for Life: Managing Water for People and Life*, Island Press, Washington D.C.
- Rapport, D. & Friend, A. (1979). Towards a comprehensive framework for environmental statistics: a stress-response approach. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa.
- Renöfält, B. & Ahonen, J. (2013) *Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering: underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft*, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Renöfält, B.M., Jansson, R. & Ahonen, J. (2015). *Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk*. Havs- och Vattenmyndigheten Rapport 2015:22.
- 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., Widén, Å., Jansson, R. & Degerman, E. (2017). Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft. *Energiforsk Rapport* 2017:429.
- Richards, K., Brasington, J. & Hughes, F. (2002). Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and a potential modelling strategy. *Freshwater Biology* 47, 559–579.
- Richardson, B.J. & Lefroy, T. (2016). Restoration dialogues: improving the governance of ecological restoration. *Restoration Ecology* 24, 668–673.

- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pysek, P. & Hobbs, R.J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13, 126–139.
- Richter, B.D. & Richter, H.E. (2000). Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology* 14, 1467–1478.
- Rinaldo, A., Gatto, M. & Rodriguez-Iturbe, I. (2018). River networks as ecological corridors: A coherent ecohydrological perspective. *Advances in Water Resources Research* 112, 27–58.
- 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.
- Rohde, S., Schutz, M., Kienast, F. & Englmaier, P. (2005). River widening: An approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Research and Applications* 21, 1075–1094.
- Rojas, R., Feyen, L., Bianchi, A. & Dosio, A. (2012). Assessment of future flood hazard in Europe using a large ensemble of bias-corrected regional climate simulations. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 117.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & Pess, G.R. (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 1–20.
- Rönnerberg, A., Aronsson, A., Rivinoja, P. & Nordling, T. (2017). Syntes av kraft och liv i vatten, KLIV: Omvärldsanalys, resultat och framtida utvecklingsområden. *Energiforsk Rapport* 2017:452.
- Rood, S.B., Gourley, C.R., Ammon, E.M., Heki, L.G., Klotz, J.R., Morrison, M.L., Mosley, D., Scopettone, G.G., Swanson, S. & Wagner, P.L. (2003). Flows for floodplain forests: a successful riparian restoration. *BioScience* 53, 647–656.
- Roudier, P., Andersson, J.C.M., Donnelly, C., Feyen, L., Greuell, W. & Ludwig, F. (2016). Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2 degrees C global warming. *Climatic Change* 135, 341–355.
- Sapotka, R.P., Stahl, P.D. & Rijal, K. (2018). Restoration governance: an integrated approach towards sustainably restoring degraded ecosystems. *Environmental Development* 27, 83–97.
- Sarneel, J.M., Hefting, M.M., Kowalchuk, G.A., Nilsson, C., Van der Velden, M., Visser, E.J.W., Voesenek, L. & Jansson, R. (2019).

- Alternative transient states and slow plant community responses after changed flooding regimes. *Global Change Biology* 25, 1358–1367.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 275–279.
- Schnitzler, A., Hale, B.W. & Alsum, E.M. (2007). Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138, 146–156.
- Scott, M.L., Friedman, J.M. & Auble, G.T. (1996). Fluvial process and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14, 327–339.
- Shatwell, T., Thiery, W. & Kirillin, G. (2019). Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. *Hydrology and Earth System Sciences* 23, 1533–1551.
- Smit, B. & Wandel, J. (2006). Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 16, 282–292.
- Söderqvist, T., Nordzell, H., Hasselström, L., Wallentin, E., Franzén, F., Ivarsson, M. & Soutukorva, Å. (2017). Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljötåtgärder i vattendrag: ett användarverktyg från FRAM-KLIV. *Energiforsk Rapport* 2017:428.
- Speed, R., Li, Y., Tickner, D., Huang H., Naiman, R., Cao, J., Lei G., Yu, L., Sayers, P., Zhao, Z. & Yu, W., (2016). *River Restoration: A Strategic Approach to Planning and Management*. Paris, UNESCO.
- Stanley, E.H. & Doyle, M.W. (2003). Trading off: the ecological removal effects of dam. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 15–22.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, N.E.I. & Malmqvist, B. (2013). Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis* 155, 348–356.
- Ström, L., Jansson, R. & Nilsson, C. (2012). Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology* 57, 49–60.
- Ström, L., Jansson, R. & Nilsson, C. (2014). Invasibility of boreal wetland plant communities. *Journal of Vegetation Science* 25, 1078–1089.
- Ström, L., Jansson, R., Nilsson, C., Johansson, M.E. & Xiong, S. (2011). Hydrologic effects on riparian vegetation in a boreal river: an experiment testing climate change predictions. *Global Change Biology* 17, 254–267.
- Suding, K.N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42, 465–487.

- Sundborg, Å. (1956). The River Klarälven: a study of fluvial processes. *Geografiska Annaler* 38, 125–316.
- Svenning, J.C. & Skov, F. (2004). Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters* 7, 565–573.
- Svenska Kraftnät, Svensk Energi, SveMin & SMHI 2011 Dammsäkerhet och klimatförändringar.
- Sveriges officiella statistik (2019). El-, gas- och fjärrvärmeförsörjningen 2018. Statistiska Meddelanden EN 11 SM 1901.
- Tallent-Halsell, N.G. & Walker, L.R. (2002). Responses of *Salix gooddingii* and *Tamarix ramosissima* to flooding. *Wetlands* 22, 776–785.
- Tamario, C., Sunde, J., Petersson, E., Tibblin, P. & Forsman, A. (2019). Ecological and evolutionary consequences of environmental change and management actions for migrating fish. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7, 271.
- Temperton, V.M., Higgs, E., Choi, Y.D., Allen, E., Lamb, D., Lee, C.-S., Harris, J., Hobbs, R.J. & Zedler, J.B. (2014). Flexible and adaptable restoration: an example from South Korea. *Restoration Ecology* 22, 271–278.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araùjo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 8245–8250.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. & Rouget, M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11, 2234–2250.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330.
- Tockner, K., Malard, F. & Ward, J.V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14, 2861–2883.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Degerman, E. & Tamario, C. (2017). Prioritizing dam removal and stream restoration using critical habitat patch threshold for brown trout (*Salmo trutta* L.): a catchment case study from Sweden. *Ecoscience* 24, 157–166.
- van Eck, W., Lenssen, J.P.M., van de Steeg, H.M., Blom, C. & de Kroon, H. (2006). Seasonal dependent effects of flooding on plant species survival and zonation: a comparative study of 10 terrestrial grassland species. *Hydrobiologia* 565, 59–69.
- Vartapetian, B.B. & Jackson, M.B. (1997). Plant adaptations to anaerobic stress. *Annals of Botany* 79, 3–20.

- Vicente-Serrano, S.M., Lopez-Moreno, J.I., Begueria, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sanchez-Lorenzo, A., Garcia-Ruiz, J.M., Azorin-Molina, C., Moran-Tejeda, E., Revuelto, J., Trigo, R., Coelho, F. & Espejo, F. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters* 9, 9.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. & Webster, J.R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277, 102–104.
- Walsh, C.L. & Kilsby, C.G. (2007). Implications of climate change on flow regime affecting Atlantic salmon. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1125–1141.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers – Research and Management* 11, 105–119.
- Ward, J.V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2–8.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B. & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47, 517–539.
- Ward, J.V., Tockner, K., Edwards, P.J., Kollmann, J., Bretschko, G., Gurnell, A.M., Petts, G.E. & Rossaro, B. (1999). A reference river system for the Alps: The 'Fiume Tagliamento'. *Regulated Rivers – Research and Management* 15, 63–75.
- Watts, K., Whytock, R.C., Park, K.J., Fuentes-Montemayor, E., Macgregor, N.A., Duffield, S. & McGowan, P.J.K. (2020). Ecological time lags and the journey towards conservation success. *Nature Ecology & Evolution* 4, 304–311.
- Watts, R.J., Richter, B.D., Opperman, J.J. & Bowmer, K.H. (2011). Dam reoperation in an era of climate change. *Marine and Freshwater Research* 62, 321–327.
- Weber, C., Nilsson, C., Lind, L., Alfredsen, K.T. & Polvi, L.E. (2013). Winter disturbances and riverine fish in temperate and cold regions. *BioScience* 63, 199–210.
- Westra, S., Fowler, H.J., Evans, J.P., Alexander, L.V., Berg, P., Johnson, F., Kendon, E.J., Lenderink, G. & Roberts, N.M. (2014). Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall. *Reviews of Geophysics* 52, 522–555.
- Widén, Å, Jansson, R., Johansson, M., Lindström, M., Sandin, L. & Wisaeus, D. (2016). Maximal ekologisk potential i Umeälven. Rapport från Umeälvsprojektet.

- Wiens, J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515.
- Williams, J.E., Neville, H.M., Haak, A.L., Colyer W.T., Wenger, S.J. & Bradshaw, S. (2015). Climate change adaptation and restoration of Western trout streams: opportunities and strategies. *Fisheries* 40, 304–317.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. & Kutzbach, J.E. (2007). Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 5738–5742.
- Williams, M.R., Bratt, G., Filoso, S. & Yactavo, G. (2017). Stream restoration performance and its contribution to the Chesapeake Bay TMDL: challenges posed by climate change in urban areas. *Estuaries and Coasts* 40, 1227–1246.
- Willis, K.J. & Birks, H.J.B. (2006). What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science* 314, 1261–1265.
- Wissmar, R.C. & Beschta, R.L. (1998). Restoration and management of riparian ecosystems: a catchment perspective. *Freshwater Biology* 40, 571–585.
- Wortley, L., Hero, J.M. & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21, 537–543.
- Zalewski, M. (2006). Flood pulses and river ecosystem robustness. *Frontiers in Flood Research* 305, 143–154.
- Zedler, J.B. & Callaway, J.C. (1999). Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7, 69–73.
- Zhao, C.Y., Nan, Z.R., Cheng, G.D., Zhang, J.H. & Feng, Z.D. (2006). GIS-assisted modelling of the spatial distribution of Qinghai spruce (*Picea crassifolia*) in the Qilian Mountains, northwestern China based on biophysical parameters. *Ecological Modelling* 191, 487–500.
- Zweig, C.L., Newman, S. & Saunders, C.J. (2020). Applied use of alternate stable state modeling in restoration ecology. *Ecological Applications*, 10.

Restaurering av sjöar och vattendrag i ett framtida klimat

RAPPORT 6951

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6951-3
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

ROLAND JANSSON, BIRGITTA MALM RENÖFÄLT, ÅSA WIDÉN OCH JANI AHONEN

Rapporten är resultatet av ett forskningsprojekt som utvärderat olika restaureringsmetoders relevans för att lindra effekterna av eller anpassa sjöar och vattendrag till ett förändrat klimat. I analysen ingår hur mål ska sättas och resultat utvärderas, samt alternativ för att förvalta biologisk mångfald och ekosystemfunktioner i ett nytt klimat.

Åtgärder som återskapar naturliga processer i vattendrag och sjöar gör också att de blir mer motståndskraftiga eller återhämtar sig bättre från störningar orsakade av klimatförändringar. Ekologisk restaurering kan därför bidra till att anpassa ekosystem till ett förändrat klimat, även om klimatförändringar samtidigt gör det omöjligt att återskapa historiska förhållanden.

Projekt som integrerat klimatförändringsperspektiv i ekologisk restaurering pekar på vikten av att ta in klimataspekter redan på planeringsstadiet, att jobba på avrinningsområdesnivå, och att inkludera många intressegrupper i arbetet.

Forskningen har finansierats av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndighetens verksamhet.

Havs
och Vatten
myndigheten

