

Bedömning av ekologisk potential i utbyggda vatten i Norrland

Roland Jansson
Landskapsekologigruppen
Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
Umeå universitet

2008

Sammanfattning

EU:s ramdirektiv för vatten föreskriver att vattenförekomster i unionen ska ha uppnått vad som definieras som ”god ekologisk status” senast 2015. Många vattenförekomster kommer inte att kunna uppnå denna status eftersom de används för någon viktig mänsklig verksamhet, t.ex. för kraftproduktion eller som transportled. Sådana vattenförekomster definieras som kraftigt modifierade. Där ska man istället sträva efter att uppnå ”god ekologisk potential”. Det betyder att de ekologiska förhållandena ska vara lika de som gäller vid god ekologisk status minus de förändringar som är nödvändiga p.g.a. av den pågående användningen av vattenförekomsten. Syftet med denna rapport är att utreda hur man ska bedöma den ekologiska potentialen i vattenförekomster som är kraftigt modifierade p.g.a. vattenkraft. Frågor som utreds i rapporten är hur den ekologiska potentialen ska fastställas och vilka miljöförbättringsåtgärder kan bli aktuella för att uppnå god ekologisk potential. Det finns en mängd åtgärder för att förbättra den ekologiska potentialen som endast skulle kräva en eller några procents bortfall i produktionsvärde av vattenkraften. Ur ekologisk synvinkel är det dock inte önskvärt att genomföra åtgärder i utbyggda vatten som leder till en minskning av kraftproduktionen, om denna ersätts med annan kraftproduktion med större miljöbelastning. Den föreslagna metodiken för att fastställa den ekologiska potentialen illustreras med två fallstudier, Rusforsmagasinet och Stornorrfors kraftverk med damm i Umeälven.

Innehållsförteckning

1.	Inledning	4
1.1.	Ramdirektivet för vatten	4
1.2.	Rapporten syfte	4
2.	Påverkan på norra Sveriges sjöar och vattendrag	5
3.	Metoder för bedömning av ekologisk potential	6
4.	Åtgärder för att förbättra den ekologiska statusen på ytvattenförekomster påverkade av vattenkraft	10
4.1.	Åtgärder för att förbättra flödesvariabler	11
4.2.	Åtgärder som befrämjar konnektiviteten	19
4.2.1.	Longitudinell konnektivitet	19
4.2.2.	Lateral konnektivitet	21
4.2.3.	Vertikal konnektivitet	22
4.3.	Åtgärder som förbättrar strukturer	22
4.4.	Åtgärder för att förbättra vattenkvalitet och näringsflöden	25
4.5.	Införelse av arter	25
5.	Möjlig arbetsgång för att avgöra ekologisk potential	26
5.1.	Fastställande av åtgärder för MEP och GEP	26
5.2.	Negativ inverkan på kraftproduktion	27
6.	Fallstudier	28
6.1.	Rusfors	28
6.2.	Stornorrfors	31
6.2.1.	Stornorrfors dämningssområde	31
6.2.2.	Sträckan Stornorrfors till Klabböle	32
7.	Diskussion	34
7.1.	Landskapsekologiska hänsyn	34
7.2.	Ökad risk för exploatering av fritt strömmande älvar till följd av kompensationsåtgärder i utbyggda älvar?	34
7.3.	Konsekvenser av klimatförändringar	35
8.	Referenser	36

1. Inledning

1.1. Ramdirektivet för vatten

EU:s ramdirektiv för vatten föreskriver att ytvattenförekomster i unionen ska ha uppnått vad som definieras som ”god ekologisk status” (GES) senast 2015. Med GES menas att vissa definierade miljö kvalitetsfaktorer bara lätt avviker från det tillstånd som kallas hög ekologisk status och som i sin tur innebär förhållanden som är opåverkade eller ringa påverkade av mänsklig verksamhet.

Många vattenförekomster kommer inte att kunna uppnå GES. Under vissa förutsättningar kan undantag från målet GES medges. Vattenförekomster används till en mängd mänskliga verksamheter, och att upphöra eller förändra dessa skulle kunna ge betydande sociala och ekonomiska konsekvenser. Vattenförekomster som har förändrats till följd av sådana verksamheter kan definieras som kraftigt modifierade vattenförekomster (KMV) eller konstgjorda vattenförekomster. Detta gäller om det kan anses troligt att de inte kan uppnå GES utan att det skulle få en betydande negativ inverkan på (1) miljön i stort, (2) sjöfart, inklusive hamnanläggningar, eller rekreation, (3) verksamheter för vilka vatten lagras, (4) vattenreglering, skydd mot översvämning, markdränering, eller (5) andra, lika viktiga, hållbara mänskliga utvecklingsverksamheter.

För ytvattenförekomster som har bedömts som kraftigt modifierade och där man bedömer att GES inte kan uppnås gäller istället att man ska sträva efter att uppnå ”god ekologisk potential” (GEP). GEP ska så långt som möjligt överensstämma med GES sedan hänsyn tagits till de negativa effekterna av den påverkan som föranlett definitionen som kraftigt modifierat eller konstgjort vatten. Med andra ord, GEP ska vara lika med GES minus de förändringar som är nödvändiga p.g.a. av den pågående användningen av vattenförekomster. För att kunna fastställa GEP måste man alltså i princip ha kunskap om vilka förhållanden som skulle gälla om den aktuella vattenförekomsten var opåverkad, samt på vilket sätt den pågående användningen gör att vattenförekomsten avviker från detta idealtillstånd.

1.2. Rapportens syfte

Syftet med denna rapport är att utreda hur man ska bedöma den ekologiska potentialen i KMV där vattenkraft är orsaken till klassificeringen som KMV. Framställningen koncentreras på norra Sverige, där majoriteten av Sveriges vattenkraft finns. Indelningen i ytvattenförekomster och vilka av dessa som ska betraktas som kraftigt modifierade förutsätts redan vara fastlagt. Frågor som utreds i rapporten är:

1. Hur ska god ekologisk potential definieras i vattendrag påverkade av vattenkraft framförallt i norra Sverige?
2. Hur ska man fastställa den ekologiska potentialen för olika KMV?
3. Vilka miljöförbättringsåtgärder kan bli aktuella för att ytvattenförekomster i utbyggda vattendrag ska uppnå god ekologisk potential?

För att svara på dessa frågor analyseras olika metoder för att bedöma ekologisk potential och hur tillämpliga dessa metoder är för vattendrag påverkade av vattenkraft. Jag går också igenom olika miljöförbättringsåtgärder som kan bli aktuella för att KMV ska uppnå GEP. Slutligen diskuterar jag en möjlig metodik för att fastställa GEP och föreslå åtgärder för att uppnå GEP. Arbetet har utförts på uppdrag av Vattenmyndigheten, Bottenvikens vattendragsregion (Bo Sundström, länsstyrelsen i Norrbottens län och Mats Johansson, länsstyrelsen i Västerbottens län). Vattenmyndigheten har inget ansvar för slutsatser och rekommendationer i rapporten, utan dessa är mina egna.

2. Påverkan på norra Sveriges sjöar och vattendrag

De flesta stora avrinningsområdena i Sverige är modifierade för att producera vattenkraft. Ungefär hälften av Sveriges elproduktion kommer från vattenkraft, och det finns ca 700 större (effekt >1,5 MW) och ca 1200 mindre vattenkraftverk (<1,5 MW). De 1200 mindre kraftverken svarar dock endast för ca 1,5 TWh av de 64 TWh som produceras i Sveriges under ett normalår (Anonym 2002). Vattenkraften är också den dominerande användaren av vattendragens resurser, varför genomförandet av vattendirektivet i de utbyggda älvarna främst berör påverkan från vattenkraft och miljöförbättrande åtgärder för att lindra vattenkraftens negativa miljöeffekter.

Vattenkraft bygger på att vattnets rörelseenergi omvandlas till elkraft i vattenkraftverkens turbiner. Det innebär att fallhöjden vid forsar utnyttjas, och att forsarna torrläggs eller att flödet reduceras när vattnet istället leds via kanaler och tunnlar till kraftverken. Eftersom säsongsvariationen i en älvs flöde inte matchar elbehovet under året, lagras vatten i regleringsmagasin från vårens och sommarens höga flöden till kommande höst och vinter, då det naturliga flödet är litet men elbehovet stort. Förmågan att styra elkraftproduktionen genom att kontrollera hur stor mängd som tappas från regleringsmagasinen är en av vattenkraftens fördelar jämfört med andra energislag. Regleringsmagasinen utgörs i regel av uppdämda sjöar i avrinningsområdenas högre belägna delar. Vattenståndsvariationen i dem är stor, upp till 37 m mellan dämmnings- och sänkingsgräns (i Trängsletmagasinet i Dalälven).

I anslutning till tidigare forssträckor där fallhöjden är stor över en begränsad sträcka ligger vattenkraftverken. Dammar kontrollerar vattenflödet till kraftverkens intag, och områdena som däms av dessa dammar kallas för älvmagasin. Här varierar vattenståndet dagligen och veckovis i enlighet med kraftproduktionens behov, med sjunkande vattenstånd dagtid och under vardagar, medan vattenståndet höjs under nätter och veckoslut när elbehovet är mindre. Det är i regel ca 1 m mellan hög- och lågvatten under hela året.

Vattenkraften betraktas som en ren och förnyelsebar resurs, om än med stora ekonomiska, sociala och miljömässiga begränsningar. Jämfört med kraftproduktion baserad på förbränning av olja och kol är utsläppen av växthusgaser små. I de fall där man vid anläggandet av magasin har dämt över stora områden av myrar eller skog kan dock utsläppen av koldioxid och metan vara omfattande när det organiska materialet bryts ned (Abril *et al.* 2005; Guerin *et al.* 2006; Kemenes, Forsberg & Melack 2007). Eftersom detta kol inte binds i ny vegetation så länge magasinet finns kvar utgör dessa utsläpp ett nettotillskott till atmosfären. Från vissa magasin i Brasilien och Kanada har utsläppen befunnits vara i samma storleksordning per producerad kilowattimme som el från kolkraftverk (St Louis *et al.* 2000). Utsläppen från svenska vattenkraftsmagasin är dock förhållandevis små (Bergström *et al.* 2004). Ett annat miljöproblem när myrmarker däms över är urlakning av kvicksilver, som binds naturligt i vegetation i låga halter och sedan ackumuleras i torven (Friedl & Wuest 2002). När den överdämda torven successivt bryts ner frigörs metylkvicksilver som sedan anrikas i magasinens näringskedjor. Mindre utsläpp av hydrauliska oljor och andra kemikalier från kraftverken kan också förekomma och ge lokala problem omedelbart nedströms kraftverken.

De mest omfattande ekologiska konsekvenserna av vattenkraftproduktion härrör dock från fragmentering av älvfåran och de förändrade flödena (Malmqvist & Rundle 2002; Nilsson, Jansson & Zinko 1997; Nilsson *et al.* 2005b). Dammarna förhindrar flöden av arter, sediment och organiskt material längs älvarna, och förändringar i tidpunkten och storleken på flödesvariationen har i grunden förändrat vattendragens ekosystem (Jansson *et al.* 2000a; Jansson, Nilsson & Renofalt 2000b; Poff *et al.* 1997). Som ett resultat av detta hör

sötvattensekosystem till världens mest hotade ekosystem (Dudgeon *et al.* 2006; Malmqvist & Rundle 2002), och populationsstorlekarna av arter knutna till floder, sjöar och våtmarker har minskat med 50% mellan 1970 och 2000 (Millennium-Ecosystem-Assessment 2005).

De ekologiska effekterna av vattenkraft består grovt sett av två kategorier: Sådana som är en direkt konsekvens av att älvens flödesmönster har förändrats, t.ex. flödenas storlek och varaktighet, och sådana som är ett resultat av hur älven ”byggdes om” i samband med exploateringen. Det senare rör sig om dammarnas barriäreffekt, samt sprängningar och andra modifieringar framförallt i anslutning till forsarna. Effekterna av dammarnas förändrade flöden leder främst till lokal påverkan på enskilda älvsträckor eller sjöar, medan barriäreffekter kan påverka hela avrinningsområdet. Det sätt på vilken älvarna har modifierats har även lett till andra storskaliga förändringar: Kartorna har fått ritas om sedan sjöar dämts upp till högre nivåer och vattnet letts om till nya vägar.

Vattenkraftens miljöeffekter varierar beroende på var i avrinningsområdet strukturerna finns. För det första bygger man olika typer av anläggningar beroende på läget i avrinningsområdet: Regleringsmagasinen finns i första hand i högt belägna källsjöar i avrinningsområdet, medan älvarnas mellersta och lägre delar består av pärlband av intill varandra liggande älvmagasin. En och samma struktur har dock även olika effekter beroende på dess läge i avrinningsområdet (Pringle 2001). En damm nära en älvs mynning hindrar uppvandring av fisk till hela älvsystemet uppströms dammen, med förändringar i näringskedjor, genetisk utarmning eller utdöenden av arter som följd. Dammar belägna högt upp i ett flodsystem kan kontrollera vattenflödesvariationerna och sedimentflödet hela vägen ner till mynningsområdet. De kumulativa effekterna av serier av dammar kan påverka konnektiviteten, d.v.s. flödet av material och organismer, inom avrinningsområdet även på andra sätt. De flesta avrinningsområden består av ett finmaskigt dendritiskt nät av vattendrag, till vilken många akvatiska organismers spridning är knuten. I flodsystem med många dammar kan populationer av många arter vara isolerade fragment utan möjlighet till kontakt med andra populationer (Dudley & Platania 2007; Jansson *et al.* 2000b; Kawamura *et al.* 2007; Labonne & Gaudin 2006), vilket innebär stor risk för utdöenden. Även om en art fortfarande finns kvar i en utbyggd älv kan den vara känslig för lokala störningar jämfört med organismer i ett fritt strömmande flodsystem. Bedömningen nedan är koncentrerad på de ekologiska konsekvenserna av vattenkraftutbyggnad som hör samman med förändringar i flöden och de fysiska förändringarna orsakade av dammar och kraftverk.

3. Metoder för bedömning av ekologisk potential

Att fastställa den ekologiska potentialen utifrån ramdirektivet har visat sig vara svårt, då det dels kräver bra dataunderlag om miljöförhållandena i såväl KMV som referensvattenförekomster, dels kräver god kunskap om samband mellan biologi och miljöförhållanden.

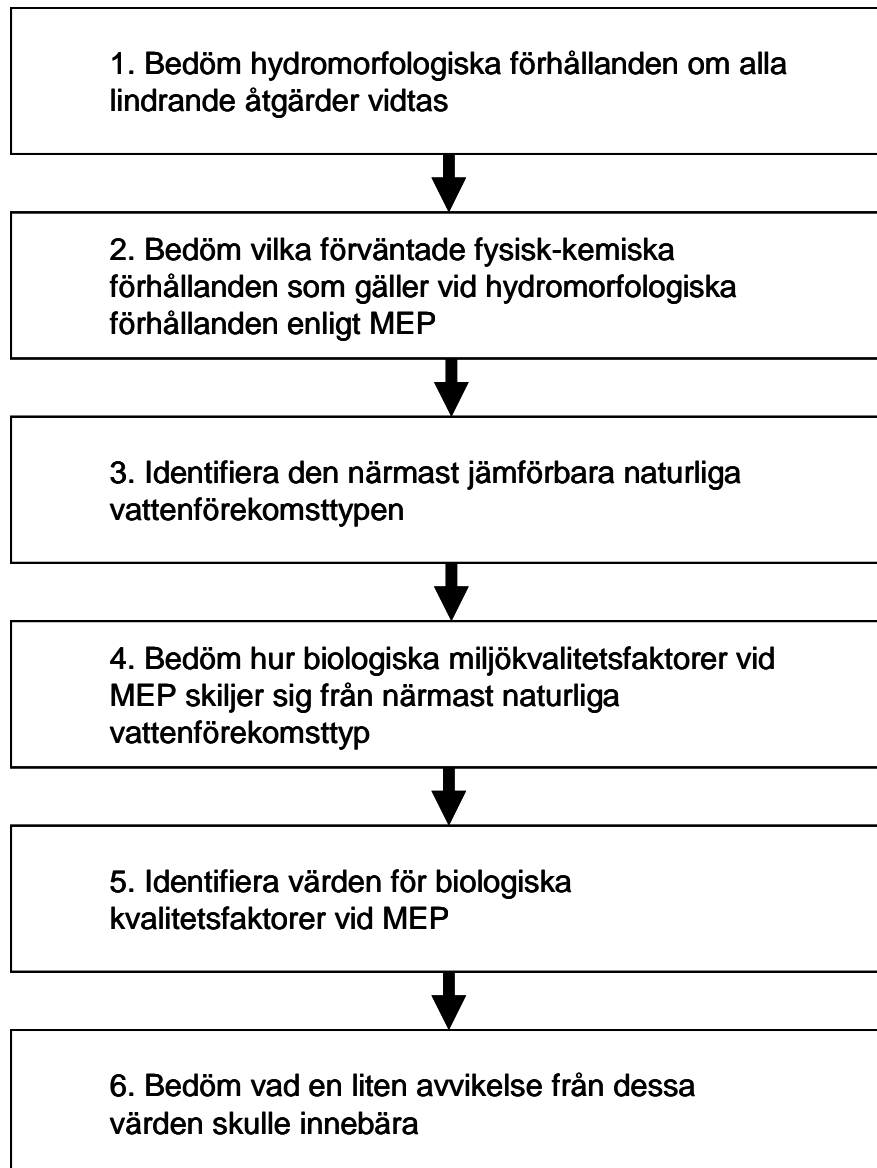
Behovet av god tillgång på biologiska och fysisk-kemiska data samt god kunskap om hur arters förekomst är avhängig de fysiska förutsättningarna är desamma vid bedömningen av såväl GES som GEP. Ju mindre data man har och ju sämre kunskapen är om samband mellan arter och dess miljö desto osäkrare blir bedömningen, och i desto högre grad får man förlita sig på expertbedömningar. Förutom dessa faktorer tillkommer för KMV svårigheten att veta hur vattenförekomsten hade sett ut utan påverkan från vattenkraft t.ex. genom att koppla objekten till fritt strömmande referensvattenförekomster.

I en handledning om hur man ska identifiera och klassificera KMV och KV (CIS Working

Group 2.2 2003) beskrivs en metod för att fastställa GEP. Den generella gången för att bedöma GEP som den beskrivs i ramdirektivet illustreras i figur 1. De första stegen är att bedöma hur de hydromorfologiska och fysisk-kemiska förhållandena skulle vara om alla miljöförbättrande åtgärder vidtogs. Härvidlag ska man ta hänsyn till användningen som är beroende av att vattenförekomsten är modifierad, och undvika alla åtgärder som har en påtaglig negativ inverkan antingen på den pågående användningen (i det aktuella fallet vattenkraftsproduktion) och miljön i stort. Däremot ska man inte ta hänsyn till kostnaderna för själva förbättringsåtgärderna. Nästa steg är att jämföra de potentiella förhållandena som skulle råda efter alla miljöförbättringar med den närmast jämförbara naturliga typen av vattenförekomst. I fall med KMV i utbyggda älvar i norra Sverige är sträckor i de älvar som fortfarande är fritt strömmande de närmast jämförbara objekten. Efter identifiering av referensvatten ska man bedöma hur den aktuella vattenförekomsten skiljer sig med avseende på biologiska förhållanden vid maximal ekologisk potential (MEP) från de i referensvattnet. MEP motsvarar de ekologiska förhållandena som råder om alla förbättringsåtgärder vidtagits som inte påverkar användningen av vattenförekomsten. Utifrån detta sätts sedan MEP.

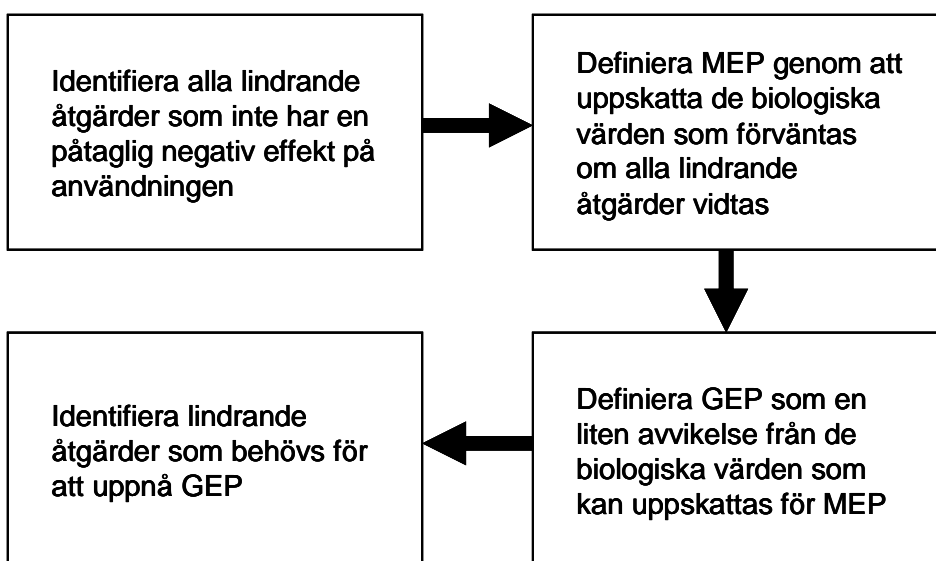
Den här strategin kan fungera bra om dataunderlaget om miljöförhållanden är gott och om kunskapen om vilka faktorer som styr arters förekomst är god. Den starka kopplingen mellan MEP och de förväntade resultaten av förbättringsåtgärder minskar också risken att man genomför åtgärder vars effekter är små. I verkligheten är det dock i regel brist på biologiska data och kunskap om samband mellan biologi och miljöfaktorer kan vara bristfällig. Eftersom de hydromorfologiska och ekologiska förändringarna vid reglering är stora, är det i regel svårt att med tillräcklig precision avgöra hur lika KMV var de återstående fritt strömmande vattendragen som kan tjäna som referensvatten. Även om det finns referensområden för många vattenförekomster i utbyggda älvar i och med att flera norrländska älvar är mer eller mindre fritt strömmande (Torneälven, Kalixälven, Piteälven och Vindelälven), saknas fritt strömmande älvar i södra Norrland. Här finns dock utbyggda sträckor i flera reglerade älvar. Den naturliga variationen mellan vattendrag är också tämligen stor. Även före reglering skiljde sig storälvarna åt med avseende på geomorfologi, klimat och hydrologi, vilket gav upphov till skillnader i älvarnas artsammansättning. Idag när de flesta är utbyggda är det i vissa fall svårt att avgöra i vilken mån skillnader kan hänföras till naturliga skillnader eller till effekter av regleringen. Vidare bygger strategin på att man bedömer både hur de biologiska förhållandena skulle vara i den kraftigt påverkade vattenförekomsten om alla åtgärder vidtogs, samt att dessa förhållanden jämförs med referensvattenförekomster. I de flesta fall finns det inte data för att kunna göra dessa jämförelser mer än för någon organismgrupp. I sådana fall blir bedömningen beroende av extrapolering eller expertbedömningar. Dessutom riskerar man att addera osäkerheterna eller felen, då förhållandena i referensvattenförekomster används för att uppskatta MEP.

En alternativ strategi beskrivs i dokumentet ” Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive” (Anonym 2006). Det första steget är detsamma som i CIS Working Group 2.2 (2003): Man identifierar alla förbättringsåtgärder som inte har en påtagligt negativ inverkan på den pågående användningen, och definierar MEP som de biologiska förhållandena som antas råda om man vidtar alla åtgärder (Fig. 2). Nästa steg är dock att exkludera alla åtgärder som endast anses ringa ekologisk förbättring, och fastställa GEP som de biologiska förhållanden man förväntar sig att få om man vidtar alla dessa åtgärder. Istället för att försöka fastställa vilka biologiska förhållanden som skulle gälla om alla åtgärder vidtogs med hjälp av jämförelser med referensområden och modellering, kan fokus läggas på att identifiera vilka åtgärder som skulle ge positiva effekter. Man behöver i

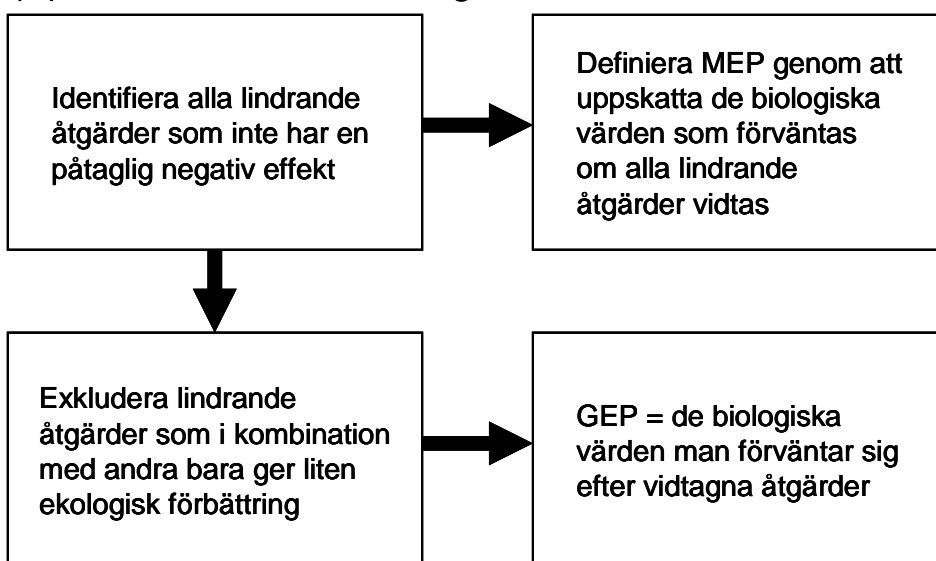


Figur 1. De olika stegen för att fastställa god ekologisk potential för kraftigt modifierade vattenförekomster. Modifierad från Anonym (2006).

(A) Definition av GEP enligt den ursprungliga metoden



(B) Definition av GEP enligt den alternativa metoden



Figur 2. Illustration av två olika metoder för att definiera god ekologisk potential (GEP) i kraftigt modifierade vattenförekomster. (A) Definition av GEP enligt CIS Working Group 2.2 (2003). (B) Definition av GEP enligt den alternativa metoden som beskrivs i Anonym (2006). Skillnaden mellan förslagen ligger i att man i förslag (B) definierar GEP som uppnådd om alla relevanta förbättringsåtgärder har genomförts och haft avsedd effekt, medan man i förslag (A) först måste hitta metoder för att fastställa maximal ekologisk potential (MEP).

första hand kunskap för att lista vilka åtgärder som skulle kunna komma i fråga och sedan prioritera mellan dessa.

Fördelarna med denna metod är flera: Tillförlitligheten på GEP är inte avhängig säkerheten i bedömningen av MEP utifrån biologiska värden. Istället gör man en bedömning av vilka åtgärder som kan komma ifråga, och fastställer GEP utifrån att dessa har förväntat resultat. Referensområden används som förebilder för i vilken riktning miljöförbättringarna kan gå, motsvarande begreppet "Letbild" inom restaureringsekologin (Palmer *et al.* 2005). En Leitbild tjänar som en förebild eller vision av det restaurerade ekosystemet, och kan fastställas antingen genom att studera referensområden, historiska data eller genom modellering (Palmer *et al.* 2005). Fokus ligger alltså på att välja de mest effektiva förbättringsåtgärderna, istället för att modellera eller förutsäga vilka förhållanden som skulle råda i ett tänkt idealtillstånd där alla åtgärder är vidtagna. Risken att fastställa GEP till en nivå som inte kan uppnås eller endast kan uppnås genom påtaglig påverkan på den pågående användningen är mindre. Det måste betonas att ambitionsnivån för GEP inte ska skilja sig åt mellan de två metoderna. Oavsett vilken metod man väljer, är monitoring för att utvärdera om de genomförda åtgärderna haft avsedd effekt avgörande för ett lyckat resultat.

När det gäller att fastställa GEP för KMV i utbyggda älvar i Norrland har den alternativa metoden har avsevärda fördelar jämfört med arbetsgången presenterad i CIS Working Group 2.2 (2003). Det är sannolikt att dessa fördelar även är relevanta även i andra typer av vattenförekomster. Trots att situationen för KMV påverkade av vattenkraft är tämligen enkel, så tillvida att (1) påverkan huvudsakligen kommer från vattenkraft, (2) opåverkade referensområden finns tillgängliga i form av Europas sista fritt strömmande älvar, och (3) kunskapen om vattenkraftens miljöeffekter är tämligen god, är det i praktiken svårt att fastställa vilka biologiska värden som skulle gälla vid MEP. Däremot är förutsättningarna goda för att föreslå miljöförbättrande åtgärder och förutsäga dess effekter.

4. Åtgärder för att förbättra den ekologiska statusen på ytvattenförekomster påverkade av vattenkraft

Ekosystemen i sjöar och vattendrag som exploaterats för vattenkraftsproduktion har förändrats genom att vattenflödets mängd och variation har modifierats, genom att miljön har blivit fysiskt omstrukturerad framförallt i anslutning till tidigare forssträckor, och genom att dammar utgör barriärer för flöden av material och organismer. Åtgärder för att förbättra de ekologiska förhållandena i utbyggda vatten försöker återskapa eller imitera aspekter av de naturliga ekosystemen. Man kan grovt dela in åtgärderna i tre kategorier:

- åtgärder som inte påverkar flödet
- åtgärder som påverkar flödet men inte leder till något bortfall i kraftproduktion
- åtgärder som påverkar både flödet och kraftproduktionen.

Åtgärder som återskapar naturliga flöden helt eller delvis har störst förutsättningar att vara framgångsrika. Vattendragens och sjöarnas organismer är anpassade till olika processer som drivs av en eller flera aspekter av vattenflödet (Poff *et al.* 1997; Power, Dietrich & Finlay 1996). Exempel på flöden med avgörande inflytande på organismernas livsmiljö är t.ex. de högsta flödena som bara inträffar en gång per år eller ännu mer sällan (Richter & Richter 2000; Stanford *et al.* 1996; Stromberg *et al.* 2007; Ward *et al.* 2001a), vilket i Norrland inträffar under vårfloden i samband med snösmältningen, eller årets lägsta flöde under senvintern. Magnituden av låga vinterflöden bestämmer hur mycket habitat det finns för vattenlevande organismer, och har stort inflytande på vinteröverlevnaden (Huusko *et al.* 2007). Vårflodens höga flöden är viktiga genom att de fungerar som en störningskälla som

förhindrar dominanta arter att konkurrera ut andra arter (Bornette & Amoros 1996; Wootton, Parker & Power 1996). De har också förmåga att transportera sediment och organiskt material, som eroderas från vissa ställen och ackumuleras nedströms (Nilsson & Grelsson 1990; Patten *et al.* 2001). Denna process bidrar till att förstöra och nyskapa habitat för t.ex. strandväxter.

Att återskapa olika aspekter av naturliga flöden innebär i regel att man kommer i konflikt med kraftproduktion, och därför faller många möjliga miljöförbättringsåtgärder utanför ramen för vad som kan bli aktuellt för att uppnå GEP i KMV. I vissa fall kan dock en förbättring i en flödeskomponent ge en direkt positiv effekt oavsett hur liten den är. Detta gäller för situationer när det råder ett linjärt förhållande mellan värdet på flödeskomponenten och den ekologiska funktionen. Det kan gälla t.ex. förhållandet mellan minimitappning och mängden fiskhabitat (ner till en gräns när flödet är för litet för fisköverlevnad). För sambandet mellan andra flödeskomponenter och ekologiska funktioner gäller dock att det finns tröskelvärden, där flödet bara kan fylla en ekologisk funktion om det överstiger ett visst värde. Ett exempel på ett tröskelvärde är det flöde som behövs för att mobilisera sediment i strömfåran och bidra till erosion och sedimentation i vattendrag (Dauble *et al.* 2003). Är flödet mindre än detta tröskelvärde är det meningslöst att tappa vatten och hoppas på naturlig sedimentdynamik.

För de ekologiska funktioner där det råder ett mer eller mindre linjärt förhållande mellan flödeskomponenten och ekologisk funktion kan man i princip alltid tänka sig att modifiera flödet för att uppnå GEP upp till den gräns där man kan anse att en påtaglig negativ inverkan på kraftproduktionen inträder. I sådana fall blir bedömningen av hur stor inverkan på kraftproduktionen som kraftproducenten ska behöva tåla avgörande för åtgärdernas storlek. Vissa ekologiska processer som upprätthålls av naturliga flöden kan man imitera med att anlägga eller modifiera fysiska strukturer eller med mekaniska åtgärder. Exempel på sådana åtgärder är att ta återföra block och stenar till flottningsrensade fåror, mekanisk rensning av oönskad vegetation, eller att plantera in fisk och så ut frön. Sådana åtgärder har dock i regel förhållandevis kort varaktighet.

Nedan följer en genomgång av möjliga miljöförbättringsåtgärder. Åtgärderna delas in efter hur flödet har påverkats eller vilken effekt strukturer för att reglera flödet har:

- Åtgärder för att förbättra flödesvariabler
- Åtgärder som befrämjar konnektiviteten
- Åtgärder för att minska fysisk habitatpåverkan
- Åtgärder för att förbättra vattenkvalitet och näringsflöden
- Införsel eller kontroll av arter

En sammanfattning av åtgärderna, deras förväntade respons och relevans för att uppnå GEP presenteras i Tabell 1.

4.1. Åtgärder för att förbättra flödesvariabler

Ökad tappning i torrfåror. – I de fall där regleringen har inneburit att flödet i vattendrag har minskat genom att vatten leds via tunnlar eller konstgjorda kanaler till kraftstationer eller till andra vattendrag, är ökning av flödet den mest närliggande åtgärden för att förbättra miljöförhållandena. Många torrfåror saknar reglerade minimitappningar, och är torrlagda större delen av året. Rinnande vatten förekommer endast i samband med flöden som överskrider kraftstationens kapacitet, eller när kraftstationen inte producerar någon el. I de fall när det finns regler om minimitappning är syftet ofta att underlätta fiskvandring för att fisk t.ex. ska komma upp till fisktrappor, och gäller endast under perioder när lekuppvandring sker.

Tabell 1. Olika förbättringsåtgärder som kan bli aktuella för att uppnå god ekologisk potential i kraftigt modifierade vattenförekomster påverkade av vattenkraft.

	Förbättringsåtgärd	Förväntad respons	Målområden	Tid för respons	Varaktighet eller hållbarhet	Kraftproduktionsbortfall	Potential för att höja ekologisk status	Referenser
1. Flöde								
1.1. Magnitud	Ökad årlig vattenföring	Mer habitat för akvatiska organismer	Torrflödar	0-10 år	Bestående	Ja	Stor	(Azzellino & Vismara 2001; Halleraker <i>et al.</i> 2007; Harby <i>et al.</i> 2007; Oliveria <i>et al.</i> 2004; Travnichek, Bain & Maceina 1995)
	Ökat sommarflöde	Ökad reproduktion och tillväxt hos akvatiska organismer Gynnar vandring av fisk	Torrflödar	0-10 år	Bestående	Ja	Stor	(Gibbins <i>et al.</i> 2001)
	Ökat vinterflöde	Ökad överlevnad hos akvatiska organismer	Torrflödar	0-10 år	Bestående	Ja	Stor	
1.2. Variation	Återinföra naturlig säsongsvariation i flöden	Bredare strandzon med ökad etablering och produktion av växter Ökad produktion i akvatiska miljöer Spola bort dominanta arter och gynna konkurrenssvaga arter	Alla	0-10 år	Bestående	Ja	Stor	(Englund, Jonsson & Malmqvist 1997; Englund & Malmqvist 1996; Hill, Keddy & Wisheu 1998; Nilsson 1996b; Power <i>et al.</i> 1996; Richter & Richter 2000; Springer <i>et al.</i> 1999)
	Återinföra vårflood	Återskapa naturlig erosions- och sedimentationsdynamik Bredare strandzon med ökad etablering och produktion av växter Ökad produktion i akvatiska miljöer Spola bort dominanta arter och gynna konkurrenssvaga arter	Alla	0-5 år	Bestående	Ja	Stor	(Ellis, Molles & Crawford 1999; Nilsson 1996b; Patten <i>et al.</i> 2001; Richter & Richter 2000; Rood <i>et al.</i> 2005; Scheurer & Molinari 2003)
	Kortvariga höga flöden	Spola bort dominanta arter och gynna konkurrenssvaga arter	Sträckor med minskad genomströmning	Omedelbar	Bestående	Ja	Stor	(Power <i>et al.</i> 1996; Rørslett & Johansen 1996)

	Förbättringsåtgärd	Förväntad respons	Målområden	Tid för respons	Varaktighet eller hållbarhet	Kraftproduktionsbortfall	Potential för att höja ekologisk status	Referenser
	Minskad amplitud i vattenståndsvariation	Etablering av arter i den littoral zonen	Torrfåror, reglerade strömsträckor	0-5 år	Bestående	Ja, stor	Liten	
	Långsamt sjunkande sommarvattenstånd	Ökad etablering av strandväxter	Alla	0-10 år	permanent	Ja	Stor	(Hellsten <i>et al.</i> 1996; Nilsson 1996b)
	Långsamt sjunkande vintervattenstånd	Etablering av amfibiska växter	Alla	0-10 år	permanent	Ja	Liten	(Hellsten <i>et al.</i> 1996; Nilsson 1996b)
1.3. Förändringshastighet	Undvika hastiga dygnsvariationer i vattenstånd till följd av kortidsreglering	Strandning av fisk vid minskade flöden Minska stranderosion	Torrfåror, reglerade strömsträckor	0-10 år	lång	Ja, minskat produktionsvärde	Måttlig	
	Undvika plötsliga stora tappningar	Undvika bortspolning av organismer och organiskt material	Torrfåror, reglerade strömsträckor	0-10 år	2-10 år	Nej, men kan vara oförenligt med dammsäkerhet	Måttlig	(Englund & Malmqvist 1996; Halleraker <i>et al.</i> 2007)
2. Konnektivitet								
2.1. Longitudinell	Anläggning av fisktrappor och omlöp	Ökad fiskvandring	Dammar, torrfåror	0-5 år	Permanent	Ja, i regel max. några procent	Stor	(Cada 1998; Ferguson <i>et al.</i> 2007; Katopodis 2005; Schilt 2007)
	Smoltavskiljare	Ökad överlevnad av smolt vid passage genom kraftverk	Kraftverk	0-5 år	Permanent	Nej	Stor	(Coutant & Whitney 2000; Mathur <i>et al.</i> 2000)
	Tappning via dammluckorna för att öka nedströmstransport	Ökad nedströmstransport av sediment och organiskt material Spridning av organismer (insekter och frön)	Dammar	0-20 år	Beror på tappningsfrekvensen	Ja, men kan göras när flödet är stort och elbehovet litet	Potentiellt stor, men behöver utvärderas	

	Förbättringsåtgärd	Förväntad respons	Målområden	Tid för respons	Varaktighet eller hållbarhet	Kraftproduktionsbortfall	Potential för att höja ekologisk status	Referenser
	Flytta sediment från magasin till deltan	Mobilisera sediment, upprätthålla sediment-deposition i deltan	Magasin, reglerade strömsträckor	0-5 år	5-10 år	Nej	Liten	(Rovira & Ibanez 2007)
2.2. Lateral	Avlägsna ledarmar, stenkistor, vallar och muddermassor	Ökad översvämning av strandzoner Ökat utbyte av organismer och material mellan stränder och vattendrag	Torrfåror, reglerade strömsträckor	5-10 år	Permanent	Nej	Stor	(Tockner, Schiemer & Ward 1998)
	Återinföra säsongsvariation i flöden	Ökad översvämning av strandzoner Ökat utbyte av organismer och material mellan stränder och vattendrag	Alla	0-10 år	Permanent	Ja	Stor	(Englund <i>et al.</i> 1997; Englund & Malmqvist 1996; Hill <i>et al.</i> 1998; Nilsson 1996b; Power <i>et al.</i> 1996; Richter & Richter 2000; Springer <i>et al.</i> 1999)
2.3. Vertikal	Öka utbytet med hyporheiska zonen m.h.a. block, ved och trösklar	Ökad syresättning av hyporheiska zonen genom öka vattengenomströmning Minskad sedimentation på lekbottnar för strömlevande fisk	Torrfåror, reglerade strömsträckor	0-5 år	Permanent	Nej	Liten	(Boulton 2007; Calles, Nyberg & Greenberg 2007)
3. Fysiska åtgärder								
	Artificiellt skapa isdämmen för att öka översvämning och isrivning	Ökad yta av strandzon Ökad etablering av växter i strandzonen	Reglerade strömsträckor	0-5 år	1-10 år	Nej	Liten	(Prowse & Demuth 1996)
	Anlägga spegeldammar och trösklar	Öka vattentäckta ytan i fåran vid ett givet flöde	Torrfåror	0-1 år	Lång	Nej	Liten	(Fjellheim & Raddum 1996)
	Terrassera biflödesutlopp	Stabilisera underlaget, gynna etablering av strandväxter och akvatiska organismer	Magasin	0-10 år	20-40 år	Nej	Liten	(Nilsson 1996b)
	Återföra block och ved till strömfåran	Ökad habitattillgång för akvatiska organismer Sänka flödes hastigheten och öka medelvattendjupet	Torrfåror, reglerade strömsträckor	0-5 år	Permanent	Nej	Liten	(Helfield <i>et al.</i> 2007; Lepori <i>et al.</i> 2005; Nilsson <i>et al.</i> 2005a)

Förbättringsåtgärd	Förväntad respons	Målområden	Tid för respons	Varaktighet eller hållbarhet	Kraftproduktionsbortfall	Potential för att höja ekologisk status	Referenser
Öppna sidofårar	Ökad habitattillgång för akvatiska organismer Alternativa vandringsvägar för fisk	Torrfårar, reglerade strömsträckor	0-5 år	Permanent	Nej	Liten	(Nilsson <i>et al.</i> 2005a; Reckendorfer <i>et al.</i> 2006)
Grusbäddar för att återskapa lekbottnar för fisk	Höja produktionen av strömlekande fisk	Torrfårar, reglerade strömsträckor	0-5 år	1-100 år	Nej	Liten	(Palm <i>et al.</i> 2007)
Avslantning av branta eroderade stränder	Ökad etablering och produktion av strandväxter som stabiliserar jorden	Magasin	1-10 år	10-30 år	Nej	Liten	(Nilsson 1996b)
Utplacering av erosionskydd i strandzoner	Minska erosionen och öka etableringen av strandväxter	Magasin, reglerade strömsträckor	1-10 år	10-30 år	Nej	Liten	(Nilsson 1996b)
4. Åtgärder för att höja vattenkravlitet och näringsflöden							
Tillförsel av närsalter	Öka näringsomsättningen i akvatiska födokedjor för att stimulera ökad fiskproduktion	Regleringsmagasin	1-5 år	1-5 år	Nej	Måttlig	(Anonym 1996; Perrin <i>et al.</i> 2006; Wilson <i>et al.</i> 2003; Vrede, Rydin & Milbrink 2005)
5. Introduktion och kontroll av arter							
Inplantering av fisk	Öka tätheten av fiskarter av betydelse för fiske	Alla	1-5 år	5-10 år	Nej	Liten	(Aass 1993; Ritter 1997)
Sådd och plantering av växter	Ökad täthet och artrikedom av strandvegetation, minskad erosion	Magasin	1-5 år	5-20 år	Nej	Liten	(Hellsten 1996; Winfield & Hughes 2002)

Med permanent tappning i en tidigare helt eller periodvis torrlagd fåra ökar livsvillkoren för att akvatiska organismer (Azzellino & Vismara 2001; Halleraker *et al.* 2007; Harby *et al.* 2007; Oliveria *et al.* 2004; Travnichek *et al.* 1995). Resultatet av en minimitappning som bara motsvarar en liten del av den oreglerade vattenföringen kan dock aldrig bli annat än att skapa ett litet vattendrag i det gamla, större vattendragets fåra. Man bör då fråga sig vilka ekologiska värden en sådan sträcka kan tillföra jämfört med andra vattendrag i samma storlek i närheten: En liten bäck ersätter inte en älv. Även om den ekologiska potentialen i en enskild torrfåra kan stiga dramatiskt till följd av att återföra vatten, kanske de flesta arter och samhällen som skapas redan finns representerade i närliggande mindre vattendrag, som är talrika i landskapet. Minimitappningar i stora vattendrag kan dock erbjuda värden som inte motsvaras av mindre biflöden tack vare sitt läge i landskapet. De kan bl.a. tjäna som korridorer för fiskvandring, och älvar som avvattnar fjällkedjan har en annan vattenkvalitet jämfört med biflöden där skog- och myrmarker dominerar i avrinningsområdet.

En svårighet vid minimitappningar är att när lite vatten släpps i en forssträcka med kapacitet för stora flöden kommer en ny strandzon få svårt att etablera sig, eftersom det måste ske nere i den gamla fåran, där finmaterial för växtetablering i regel saknas. I många fall där man gjort restaureringsarbeten i fåror med minimitappningar, t.ex. Juktån och Klippen i Umeälvens avrinningsområde har man anlagt trösklar av sten för att höja vattenståndet, vilka minskar genomströmningshastigheten.

Minimitappningar som sker under sommar- respektive vinterhalvåret gynnar delvis olika grupper av organismer. Tappningar under sommarhalvåret har förutsättningar att gynna fiskvandringar och strandvegetation, medan vintertappningarnas storlek kan avgöra vinteröverlevnaden hos fiskar och akvatiska evertebrater, genom att styra habitattillgången.

Ökade minimitappningar ger snabb effekt: Abundans och artantal av t.ex. fisk kan öka inom några år, och effekten är varaktig (Bednarek & Hart 2005; McKinney *et al.* 2001). Emellertid är effekten i regel kostsam, då det tappade vattnet direkt motsvarar kraftförluster. Förhållandet mellan tappningens storlek och den ekologiska responsen kan förmodas vara linjärt för att avta när flödet närmar sig naturliga värden, vilket talar för att även små flödesökningar kan ha positiva effekter. Av särskild signifikans är förstas om man inför tappning där sådana tidigare helt saknats. Eftersom små vattendrag är allmänt förekommande i de flesta avrinningsområden, bör man fråga sig vilka unika värden minimitappning i en torrfåra i en storälv har potential att skapa. Ett exempel på ett sådant värde kan vara om fåran efter att tappningar har införts har potential att fungera som vandringsled för havsvandrande fisk, eller som lekrområden för strömlevande fisk.

Sammanfattningsvis kan ökade tappningar i fåror med reducerad vattenföring inte föreslås som en generell åtgärd, om tappningarna inte gynnar särskilda värden, som t.ex. fiskvandring eller att sannolikheten för etablering av växter på stränderna är god.

Åtgärder för att öka säsongsvariationer i flödet. – Inte bara mängden vatten, utan även variationen i flöde och tidpunkten för flödesförändringarna är viktiga eftersom akvatiska organismer är anpassade till naturliga flödesregimer med stora säsongsvariationer (Poff *et al.* 1997). De flesta metoder som går ut på att öka säsongsvariationer i flödet handlar om att införa perioder eller pulser av höga flöden som imiterar de naturliga vattendragens medelhög vattenföring (Godinho, Kynard & Martinez 2007; Patten *et al.* 2001; Scheurer & Molinari 2003), som inträffar under vårfloeden i samband med snösmältningen i norra Sveriges vattendrag. Pulser av höga flöden har förmågan att:

- Återskapa och underhålla vattendragens geomorfologi genom erosions- och sedimentationsdynamik. Det krävs höga flöden för att mobilisera sediment på fårornas botten och deponera t.ex. på stränderna (Patten *et al.* 2001).
- Höga flöden innebär en störning för de flesta organismer, och förhindrar konkurrensstarka arter att konkurrera ut mindre dominanta arter, och bidrar på sås sätt till hög artrikedom (Wootton *et al.* 1996).
- Höga flöden gör också att strandzoner översvämmas, vilket ökar kontakten mellan strömfåran och strandmiljöerna, och berikar såväl strändernas som strömfårnas ekosystem (Bornette & Amoros 1996; Stanford *et al.* 1996).

För att tjäna alla dessa syften bör de höga flödena infalla vid samma tidpunkt som vårfloden i vattendrag med naturlig hydrologi.

Att återinföra en vårflod är tillämpligt på de flesta typer av reglerade vattendragssträckor utom regleringsmagasin. I regleringsmagasin är vattenståndet som lägst på våren när snösmältningen startar, efter att vattnet har tappats av under hösten och vintern, och det tar i regel ända till mitten eller slutet av sommaren innan magasinet är fyllt igen. Höga vattenstånd i början av sommaren är oförenligt med dess roll som vattenlager. I samband med vårfloden kan flödet i utbyggda vattendrag vara högre än kraftverkens kapacitet, vilket gör att kortvariga tappningar i torrflöden och reglerade strömsträckor inte automatiskt innebär produktionsbortfall. I annat fall blir kraftförlustens storlek proportionell mot hur mycket vatten som tappas, d.v.s. hur hög vårflod man vill åstadkomma och hur länge den ska vara. För att fungera som en störning kan vårfloden vara tämligen kortvarig: några dagar eller en vecka räcker förmodligen, men om man eftersträvar att återskapa naturlig geomorfologi krävs längre varaktighet av höga flöden.

För att gynna vegetationen på stränder är flödesvariationer och deras tidpunkt avgörande. Under vårfloden översvämmas strandområdena, vilket omfördelar organiskt material, och skapar öppna fläckar där växter kan etablera sig (Nilsson & Grelsson 1990; Xiong & Nilsson 1997). Det strömmande vattnet transporterar också mängder med frön av många arter, som har möjlighet att gro efter att de deponeras på stranden när vattnet sjunker undan (Jansson *et al.* 2005; Nilsson, Gardfjell & Grelsson 1991). Älvsträndernas växtarter är fördelade efter hur översvämningsståligen de är. De flesta arter utom rena vattenväxter och amfibiska växter växer långsamt eller inte alls under perioder de är översvämmade. På magasinstränder i utbyggda älvar är höga vattenstånd mer varaktiga än i fritt strömmande älvar, vilket gör att många växter endast klarar av att växa nära högvattenlinjen (Johansson & Nilsson 2002).

I älvmagasin kan man införa säsongsvariation i vattenståndsväxlingarna med bibehållen dygnsvariation (Nilsson 1996a). Det innebär att medelvattenståndet hålls nära dämningsskänslan under tiden för den naturliga vårfloden, och att medelvattenståndet sedan successivt sänks under sommaren, hösten och vintern, hela tiden med vattenståndet varierande dygnsvis i enlighet med produktionen i kraftverket. Det ger växter möjlighet att växa och utvecklas under sensommaren. Om vattenståndet tillåts sjunka även under vintern så att isen lägger sig på de strandpartier som hamnar ovan vattenytan ges s.k. ävjebroddsvegetation möjlighet att utvecklas. Denna består av små rosettväxter som tål att frysa in (eller som etablerar sig snabbt) och som klarar att växa under vatten, och består av arter som ävjebrodd (*Limosella aquatica*), sylört (*Subularia aquatica*) och vekt braxengräs (*Isoetes echinospora*).

Den främsta vinsten med en vårflod följt av sjunkande vattenstånd i älvmagasin skulle vara att gynna etablering av strandväxter. För att ge ett påtagligt resultat inom de befintliga dämningsskänslans och sänkningsgränserna bör dessa ligga längre ifrån varandra än de ca 100 cm som är normalt. Åtgärden behöver inte leda till särskilt stora kraftförluster under förutsättning att produktionen

i kraftverk kan samordnas, så fallhöjden vid varje kraftstation bibehålls. Om nivån i ett magasin sänks skulle produktionsbortfallet detta leder till i kraftverket som ligger i anslutning till magasinet kompenseras av att nivån i älvmagasinet omedelbart nedströms kraftverket också sänks i motsvarande omfattning. Om vattennivåerna kan samordnas på detta sätt i flera kraftverk behöver metoden endast ge upphov till ringa kraftförluster, om det inte finns trösklar som förhindrar att fallhöjd vinnas i angränsande magasin.

Det finns goda bevis för att kortvariga höga flöden kan användas som en metod för att återskapa ekosystemfunktioner. Grundliga studier av de ekologiska effekterna av experimentella höga flöden från två magasin i floden Spöl i Schweiz mellan 2000 och 2002 visade att en eller två höga flöden var tillräckligt för att förbättra och underhålla vattendragets ekologiska integritet (Scheurer & Molinari 2003). Experimentet omfattade studier av vattendragets morfologi, strandvegetation (Mürle, Ortlepp & Zahner 2003), påväxtalger och akvatisk metabolism (Uehlinger, Kawecka & Robinson 2003), såväl som akvatiska evertebrater (Robinson, Uehlinger & Monaghan 2003) och öring (Ortlepp & Mürle 2003).

Höga flöden har även använts som ett sätt att förflytta sediment och återuppbygga stränder och grusbankar i Coloradofloden i delen som flyter genom Grand Canyon. Under 1996 släpptes vatten från Glen Canyondammen under sju dagar, vilket skapade flöden av knappt halva magnituden av en normal flod i samband med snösmältning i Klippiga Bergen före regleringen av Coloradofloden (Patten *et al.* 2001). Denna flod var tillräcklig för att mobilisera sediment som låg på botten av fåran och deponera det på stränderna. Sandbankar återskapades längs hela sträckan, men dessa eroderades tämligen snabbt bort igen när flödet återgick till det normala (Dalton 2005). Tidpunkten för flödestoppen valdes för att undvika att gynna spridning och etablering av främmande växter, framför allt busken tamarisk (*Tamarix spp.*), som har invaderat en stor andel av Coloradoflodens stränder. Ett sätt att få sandbankarna mer varaktiga är troligen att låta vattenståndet sjunka långsammare och på så sätt låta bankarnas nedre delar byggas upp under en längre tid. Experimenten visar att relativt kortvariga flöden kan användas för att återskapa miljöer och gynna en rad ekosystemfunktioner, men att flödenas specifika utformning och tidpunkt är viktiga för slutresultatet. För att vara framgångsrika behöver flödena anpassas till de lokala förhållanden, vilket mest effektivt görs med hjälp av adaptiv förvaltning. Kortvariga höga flöden som restaureringsmetod bör därför utformas som experiment som noga följs upp och utvärderas så att flödenas tidpunkt, varaktighet och magnitud kan modifieras.

Kortvariga höga flöden har också används med framgång för att rensa sträckor med reducerat flöde eller minskad genomströmning från vattenvegetation (Rørslett & Johansen 1996). I avsaknad av naturlig störning kan biomassan av vattenväxter byggas upp till nivåer där de orsakar problem för människan och andra akvatiska organismer. Kortvariga flödespulser kan då spola bort stor andel av vegetationen. Sådana tappningar bör göras på sensommar eller tidig höst när vattenvegetationens utbredning är maximal.

Sammanfattningsvis har införande av naturliga säsongsvariationer stor potential som miljöförbättrande åtgärd, då de ger stor ekologisk effekt på förhållandevis kort tid. Mer naturliga säsongsvariationer leder dock i regel till kraftproduktionsbortfall. I många fall kommer man sannolikt att kunna konstatera att åtgärden leder till påtagligt negativ inverkan på kraftproduktionen, och därför inte att vara aktuell. Även om kraftbolagen anses kunna tåla intrånget måste man noga analysera om åtgärden ger så stor ekologisk nytta att det motiverar kraftbortfallet.

Minska förändringshastighet i flöden eller vattenstånd. – En annan aspekt av flödesvariation är förändringshastigheten, som också kan vara av stor ekologisk betydelse. Även om

vattenståndet i naturliga vattendrag kan variera med flera meter mellan olika säsonger, är de dygnsvisa variationerna i regel högst några decimeter i vår del av världen. I reglerade vattendrag kan de dygnsvisa förändringarna i flödet dock vara betydligt större, och orsaka problem för vattenlevande organismer (Englund & Malmqvist 1996). Omedelbart nedströms kraftverk kan flödet variera kraftigt beroende på hur mycket kraftverket producerar, om kraftverket är i drift eller avställd för underhåll eller reparation, samt om flödet är så högt att tappning sker genom dammens dammluckor. Mycket kraftiga variationer i flödet innebär en störning för vattenlevande organismer som evertebrater och fisk. Dels riskerar de att spolats bort vid kraftiga ökning av flödet, dels riskerar de att stranda eller fångas i små bassänger och pölar om vattenståndet snabbt minskar. Ett annat problem är att plötsligt höga flöden i en torrfåra hindrar strandvegetation att etablera sig på nya nivåer i samklang med de förhärskande låga flödena. Med återkommande stora tappningar spolats mycket växter bort och stränderna lämnas kala.

Den här typen av plötsliga förändringar i tappningen är i regel styrda av produktionsstopp och extremt höga flöden, och tappningarna sker då av dammsäkerhetsskäl och kan därför svåra att undvika. I de fall där möjligheten finns att göra långsammare tappningsförändringar kan de ekologiska vinsterna lokalt vara stora i nedströms liggande torrfåror och reglerade strömsträckor. .

4.2. Åtgärder som befrämjar konnektiviteten

Det finns åtgärder för att befrämja olika typer av konnektivitet, d.v.s. flöden av material och organismer längs med älven, mellan strand och strömfåra, och mellan strömfåra och grundvatten i anslutning till vattendraget.

4.2.1. Longitudinell konnektivitet

Fisktrappor eller omlöp. – Dammar utgör barriärer för den longitudinella konnektiviteten i ett vattendrag, d.v.s. de hindrar transport av sediment, organiskt material och arter längs med vattendraget. Att förbättra konnektiviteten, särskilt för vandrande fisk, nämns särskilt i ramdirektivet för vatten som betydelsefullt för att höja den ekologiska potentialen i utbyggda vattendrag. De flesta större kraftverk och dammar i Sverige saknar fiskpassager. Även om fiskpassager finns, ökar tids- och energiåtgången för vandringen då fisken måste ta sig igenom lugnflytande älvmagasin (Waples *et al.* 2008). Istället har man satsat på odling och utsättning av fisk, framförallt lax, som ett sätt att kompensera för förlusten av populationer av vandringsfisk p.g.a. dammar.

Förutsatt att det finns kvarvarande lekområden, finns idag sofistikerade metoder för att bygga fiskpassager förbi dammar och kraftverk (Cada 1998; Ferguson *et al.* 2007; Katopodis 2005; Schilt 2007). Svårigheten att konstruera effektiva passager ligger i att laxfiskar är anpassade till att söka sig mot de kraftigaste flödena, vilket gör att fisk som vandrar uppströms tenderar att välja utlopp från kraftverk framför fiskpassager. Istället för fisktrappor anlägger man idag ofta s.k. omlöp, där man konstruerar en mindre fåra med en del av vattenföringen förbi dammen.

Att en fiskpassage ska vara effektiv ur ekologisk synpunkt förutsätter att passagen ger de vandrande fiskarna tillträde till kvarvarande lekområden. I fallet med lax (*Salmo salar*), och andra s.k. anadroma fiskarter, växer individerna upp i havet och återvänder endast till födelseälven för att leka. I de flesta utbyggda älvarna har alla potentiella lekområden för lax antingen dämats över i magasin eller torrlagts då vattnet leds i tunnlar till kraftverken. För att investering i passager för lax förbi dammar ska vara motiverad krävs att det finns lekområden som blir tillgängliga tack vare passagen, antingen i outbyggda biflöden eller outbyggda forssträckor. Ett exempel är Umeälven, där den nedersta dammen vid Stornorrfors förhindrar

uppvandring av lax och havsöring (*Salmo trutta*) till den fritt strömmande Vindelälven (se nedan). Det finns en fisktrappa vid dammen i Stornorrfors, men majoriteten av laxarna stannar vid utloppet från kraftverket (Lundqvist *et al.* 2008; Rivinoja, McKinnell & Lundqvist 2001). I Ljusnans mellersta del, kallad Mellanljusnan, en 50 km lång sträcka mellan Laforsens och Edeforsens kraftverk, finns 18 forssträckor med mellanliggande sel. Den totala ytan av habitat lämplig för lax och havsöring i Ljusnan har uppskattats till 487 ha, varav 90% finns i Mellanljusnan. Havsvandrande fisk hindras dock från att ta sig till Mellanljusnan av nio kraftverk med dammar, som alla saknar fiskpassager (Granström, 2007). En grov uppskattning av kostnaden för att installera passager vid alla dessa kraftverk (beräknat på flödet gånger fallhöjd gånger tid) ger vid handen ca 2.7% av det totala produktionsvärdet, d.v.s. väl inom den gräns på 5% av produktionsvärdet som används som en tumregel för vad som kan anses ett rimligt åtagande för kraftbolagen vid omprövning av vattendomar.

Det är viktigt att ha ett landskapsperspektiv på anläggandet av nya fiskpassager. Eftersom huvudsyftet ofta är att skapa tillträde för havsvandrande fisk till uppströms liggande lekområden måste dammarna åtgärdas med start med den längst nedströms liggande dammen för att successivt ge tillträde till nya områden. Även om man idag kan konstruera fiskpassager med hög effektivitet, så innebär varje passage en viss förlust. Att erbjuda effektiv passage förbi kedjor av kraftverk är därför svårt. Om vi till exempel antar att fiskpassager med vardera 90% effektivitet anläggs vid de nio kraftverken i Ljusnan, så skulle endast ca 40% av fiskarna som påbörjar uppvandringen nå fram till Mellanljusnan (90% upphöjt till 9).

Fiskvandringar i vattendrag rör inte bara havsvandrande arter som lax och havsöring, utan flera arter som lever hela sitt liv i sötvatten utnyttjar olika delar av vattensystemet för födosök och lekområden under olika delar av året (Galat & Zweimuller 2001; Stanford & Hauer 1992). En damm i utloppet av en fjällsjö kan således stänga av vandring av röding mellan sjön och forssträckor nedströms. Det finns alltså fall när anläggande av fiskpassager kan vara aktuellt vid enskilda dammar långt upp i älvsystem, även om det inte finns tillträde från havet.

Smoltavledare. – En annan flaskhals i livscykeln för lax och havsöring i utbyggda älvar är när smolt ska vandra ut i havet. Normalt sett måste de passera genom turbinerna i kraftverket, vilket i sig inte behöver innebära stor mortalitet (Coutant & Whitney 2000). Turbiner av kaplantyp (få skovlar, likt en propeller) ger mindre skador än av francisturbiner (många skovlar). Den stora källan till mortalitet är tunnelpassagen nedanför kraftverken, där de skadar sig mot tunnelns väggar och tak. En metod för att minska mortaliteten är att installera smoltavledare vid intaget till kraftverket, som kan bestå av skivor eller motsvarande som hänger ner i ytvattnet och leder smolten mot en trappa eller ett omlöp, eftersom smolten gärna håller sig i ytvattnet. Skivorna i smoltavledaren kan vippa upp om stora föremål som träd kommer flytande. På så vis förhindras smolten att passera tunnlar och turbiner.

Tappning via dammluckor. – Nedströmstransporten av material och arter andra än fisk i vattendrag är sällan behjälpta av fisktrappor eller omlöp. Stora mängder frön sprids t.ex. med rinnande vatten i vattendrag, särskilt i samband med vårfloden, då stränderna översvämmas och frön från strandväxter kan föras ut i strömfåran. Forskning har visat att frön kan transporteras långa sträckor i fritt strömmande älvar innan de spolats iland eller strandar när vattenståndet sjunker (Andersson, Nilsson & Johansson 2000), och deponering av vattenspridda frön bidrar till en artrikare strandvegetation (Jansson *et al.* 2007). Få frön kan ta sig förbi dammar i utbyggda älvar, eftersom intaget till turbinerna endast utgör en liten del av dammen och ofta är placerat under vatten. Även inloppet till ett omlöp utgör en liten träffyta med svaga strömmar för frön m.m. som kommer flytande med vattendraget. Den bästa chansen för flytande frön att passera dammar är när utskoven är öppna, antingen p.g.a. av driftstopp i kraftverken eller i samband med höga flöden. Detta inträffar dock i genomsnitt

endast några dagar per år, och ofta inte i samband med perioder av fröspridning. Utbredningen av strandväxter i älvmagasin tyder på att många arter har problem med att sprida sig förbi dammar: Artsammansättningen förändras vid dammarna, trots att miljöförhållandena är desamma på båda sidorna om dammarna, beroende på att somliga arter saknas på endera sidan dammen (Jansson *et al.* 2000b). Det är i första hand arter med frön som bara flyter korta perioder i vatten (>2 dygn) som saknas i vissa magasin, troligen p.g.a. av att de riskerar att sjunka om de hamnar i vattnet, och därför har sämre förutsättningar att lyckas ta sig förbi.

En möjlig metod att minska dammarnas barriäreffekt för växter skulle vara att öppna utskoven i samband med att frön sprids, antingen på hösten efter att de lämnat moderplantorna, eller på våren i samband med vårfloden (då många frön sprids med vatten i naturliga vattendrag). För att vara effektiv bör en sådan åtgärd föregås av att vattenståndet i magasinet höjs till dämningssgränsen, för att spola ut frön som ligger på stränderna. Denna typ av åtgärd behöver sannolikt inte upprepas varje år, då växtpopulationer som etableras efter att ha spridit sig förbi dammen kan förväntas leva i flera år. Forskning har visat att spridning av vattenspridda frön inom enskilda magasin är effektiv: Stränder längs älvmagasin koloniserar av vattenspridda frön i samma omfattning som stränder i fritt strömmande älvar (Jansson *et al.* 2005), och frön kan deponeras på stranden under hela vegetationsperioden, inte bara i samband med vårfloden, vilket är fallet i fritt strömmande älvar.

Stora mängder av akvatiska insekter sprids också nedströms i vattendrag, s.k. drift. Denna är betydelsefull t.ex. för att återkolonisera områden efter störning, men relativt lite är känt om i vilken mån driftande insekter tar sig förbi dammar, och i vilken mån tappningar vid dammluckor skulle kunna minska eventuella barriäreffekter.

4.2.2. Lateral konnektivitet

Utbytet mellan strandzoner och strömfåran betecknas lateral konnektivitet. I naturliga vattendrag är detta utbyte stort i båda riktningar, och förutsättningen för flera ekosystemfunktioner (Naiman & Décamps 1997). Utbytet sker i första hand tack vare de säsongsvisa variationerna i flöde, varvid strandzonen blir periodvis översvämmad (Frazier & Page 2006; Nilsson & Svedmark 2002). Strandzonen gynnas av detta genom att vegetationen störs och organiskt material förs bort, vilket skapar fläckar där nya arter kan kolonisera, stranden gödslas genom att sediment och mineralnäringsämnen deponeras, samtidigt som frön av många arter hamnar på stranden med möjlighet att gro och etableras (Naiman & Décamps 1997). Den akvatiska miljön i strömfåran gynnas genom att organiskt material förs från strandzonen ut i strömfåran, där det utgör grunden för akvatiska födovävar och tas omhand av nedbrytarorganismer i olika steg, från mekanisk sönderdelning till filtrering (Schiemer & Zalewski 1992; Webster & Meyer 1997).

Det effektivaste sättet att förbättra den laterala konnektiviteten är att återinföra säsongsvariation i flödet, vilket behandlas ovan. Utbytet mellan strand och strömfåra är dessutom ofta påverkat av modifieringar för att gynna timmerflottning (Nilsson *et al.* 2005a). För att underlätta nedströms transport av timmer rensades fåror på ved, block och sten som kunde utgöra hinder, sidofåror stängdes och timret styrdes till den centrala strömfåran eller den rakaste vägen med hjälp av stenkistor och ledarmar. Rensningarna av strömfåror gör att strömhastigheten ökar och höga flöden blir kortvarigare, medan stenkistor och ledarmar förhindrar utbyte mellan strand och strömfåra (Nilsson *et al.* 2005a). Om sten och block återförs till strömfåran blir flödet långsammare och vattenståndet högre (om det inte motverkas av att sidofåror öppnas), och om barriärer mellan strand och vatten tas bort kan organismer och material flöda i båda riktningarna. Flottningsrestaurering behandlas vidare nedan under "Fysiska åtgärder".

4.2.3. Vertikal konnektivitet

I naturliga vattendrag sker även utbyte mellan vattnet i strömfåran och den s.k. hyporheiska zonen, d.v.s. grundvattnet som står i kontakt med vatten i strömfåran (Brunke & Gonsler 1997). Detta utbyte brukar kallas för vertikal konnektivitet. Den hyporheiska zonen hyser en rik fauna som i olika hög grad är specialiserad på att leva i porerna mellan partiklar. Storleken på den hyporheiska zonen beror på sedimentets kornstorlek (ju grövre desto större) och strömhastigheten (positiv korrelation mellan strömhastighet och hyporheiska zonen storlek) (Ward *et al.* 1998). Vid reglering minskar utbytet med den hyporheiska zonen:

Strömhastigheten minskar i magasinerna och vissa reglerade strömsträckor, porerna mellan sedimentpartiklar riskerar att fyllas med finmaterial, vilket minskar vattenutbytet och leder till syrebrist (Boulton 2007; Calles *et al.* 2007). I sektioner med strömmande vatten kan man i viss mån öka genomströmningen av vatten från strömfåran till den hyporheiska zonen genom att placera block och stockar i strömfåran som ökar turbulensen och leder till ett ökat flöde av vatten från strömfåran till den hyporheiska zonen (Boulton 2007). Vilken betydelse detta kan ha för den hyporheiska faunan i svenska vattendrag är dock okänt.

4.3. Åtgärder som förbättrar strukturer

Olika typer av fysiska åtgärder kan användas för att återställa strukturer i vattendrag och i anslutning till dem. De flesta av dessa åtgärder återställer inte naturliga processer med förmåga att förnya och återskapa miljöer, och är därför i regel av relativt kortsiktig karaktär (Ward *et al.* 2001b). Andra påverkar dock t.ex. flödet i vattendraget indirekt, och kan därför ha mer eller mindre bestående positiv inverkan.

Isdämnda vårflöden till följd av artificiell is. – En metod att skapa höga flöden i samband med snö- och isavsmältning är att artificiellt bygga upp isdämmen, som lokalt skapar höga flöden genom att dämna upp vatten tills dämnet rämnar. Isen bidrar till att störa vegetationen nedströms när floden går. Experiment med sådana artificiella isdämmen har gjorts i Peace River i norra Kanada (Prowse & Demuth 1996), vars delta i Lake Athabasca sällan översvämmats efter reglering av floden, vilket resulterat i stora vegetationsförändringar i deltat. Isdämmen bör anläggas vid punkter där is ansamlas naturligt. Istjockleken på sådana ställen ökas genom att sprinkla isen med vatten eller issörja. Isackumuleringen kan påskyndas genom att spränga isen uppströms. De olika delmomenten för att skapa en isdämd vårflod har provats ut vid Peace River, men man har inte lyckats skapa något stor isdämd flod p.g.a. ogynnsamma väderomständigheter (Prowse & Demuth 1996). Metoden är främst lämpad att användas i reglerade strömsträckor där uppströms liggande dammar reglerar flödet så att höga flöden uteblir, vilket leder till vegetationsförändringar i nedströms liggande områden, t.ex. deltan. Metoden förutsätter också att älvsträndarna och deras närhet är obebyggda och utan mänsklig aktivitet som kan störas av istransport och översvämningar. Metoden bedöms därför som tillämpbar endast i sällsynta fall i Sverige. Isdämnda översvämningar skulle behöva upprepas ca en gång per decennium för att förhindra att områden växer igen mellan störningstillfällena.

Spegeldammar och trösklar. – På sträckor med minimitappning anlägger man ibland trösklar för att skapa spegeldammar, vilket gör att man kan hålla en stor del av den gamla fåran vattentäckt med ett litet flöde. Syftet är i regel främst estetiskt: Att ge intryck av att älven finns kvar med bibehållna vattenytter i landskapsbilden. Det faktum att trösklarna håller kvar mer vatten på sträckorna gör dock att de potentiellt kan ha positiv ekologisk effekt. I en norsk undersökning visade Fjellheim och Raddum (1996) att biomassan av akvatiska evertebrater ökade i en sträcka dämnd av en tröskel, jämfört med en forssträcka. Sträckan hade dock relativt hög genomströmning. Det var främst arter som trivs i mer lugnflytande vatten som stod för ökningen. Tätheten av öringar, den enda förekommande fiskarten, ökade i samma vattendrag

när tröskeln anlades, från 2,5 till 11,1 per 100 m², troligen som en följd av ökad födotillgång. I vattendrag där fler fiskarter förekommer är det troligt att lugnvattenfiskar gynnas på bekostnad av strömlevande fiskar som öring. Trösklarna kan även utgöra hinder för vandrande fisk. Spegeldammar med mycket liten vattengenomströmning får mer karaktär och artsammansättning lik en damm än ett vattendrag, vilket gör att de knappast kan ses som en ekologisk förbättring av ett vattendrags funktion. En annan aspekt att beakta är att spegeldammarna riskerar att spolras ur med jämna mellanrum när hög tillrinning eller underhållsarbeten i kraftstationen gör att stora mängder vatten tappas i fåran med reducerad vattenföring. Vid sådana tillfällen försvinner stora delar av den flora och fauna anpassad till lugnflytande förhållanden som etablerats under låga flöden.

En annan typ av tröskel med spegeldamm har prövats i ett regleringsmagasin som dämde över andfågelhabitat i Norge. Genom att anlägga en tröskel ca en meter under magasinets dämningssgräns där ett vattendrag mynnade ut, erhöles ett område med konstant vattennivå lämplig för häckande och rastande andfågel, t.ex. vigg och alfågel (Reitan & Sandvik 1996). Flödet från vattendraget som mynnar i dammen används för att bryta upp isen innan fåglarnas ankomst på våren. Antalet andfågelindivider och arter ökade de första åren efter det att tröskeln anlades, men de långsiktiga effekterna på andfågelfaunan och eventuella negativa effekter på andra ekologiska funktioner p.g.a. tröskeln är inte kända.

Sammanfattningsvis kan trösklar och spegeldammar höja artrikedomen och biomassan av olika organismer, men ofta genom att arter som normalt sett inte finns i strömmande vatten som t.ex. forsar koloniserar. Om åtgärden gynnar andra organismer än de som är naturligt förekommande i en vattenförekomst är det tveksamt om den kan användas för att uppnå GEP utom i speciella fall, då man kan visa att ursprungliga arter gynnas.

Terrassera biflödesutlopp. – En åtgärd som liknar anläggandet av trösklar för att gynna andfågelfaunan är att terrassera flödesutlopp i regleringsmagasin, vars vattenståndsfuktuationer är så stora att vare sig växt- eller djurliv kan etableras i den littorala zonen. Genom terrassering ges permanent förekomst av vatten, vilket gynnar etablering av strand- och vattenväxter (Nilsson 1996a). Terrassering av denna typ har aldrig prövats i praktiken, men artrikedomen av växter kan vara hög vid bäckutlopp i regleringsmagasin om substratet är tillräckligt stabilt. Det visar att terrassering med hjälp av stockar eller liknande skulle kunna vara en enkel metod att lokalt höja artrikedomen.

Återställning av flottningspåverkade fåror. – I många svenska vattendrag har återställningsarbeten av flottningspåverkan gjorts för att höja den ekologiska statusen, särskilt med fokus på fiskpopulationer. Åtgärderna har koncentrerats till vattendrag som fortfarande är fritt strömmande eller där strömsträckor fortfarande återstår. Samma typer av åtgärder är dock tänkbara även i utbyggda älvar. Det ekologiska syftet med flottledsåterställning är att öka varaktigheten av höga flöden genom att minska flödeshastigheten, att öka mängden och heterogeniteten av akvatiskt habitat, och att öka utbytet mellan strandzon och strömfåra (Helfield *et al.* 2007; Lepori *et al.* 2005; Nilsson *et al.* 2005a). Dessa ekologiska effekter är i högsta grad önskvärda i även utbyggda älvar. Mer block och sten i fåran och lägre flödeshastighet höjer vattenståndet i sträckor med reducerad vattenföring, vilket t.ex. kan ge positiva effekter på mängden tillgängligt fiskhabitat. Ökat utbyte mellan strand och strömfåra gynnar produktionen och artrikedomen i båda miljöerna (se ovan).

Beskrivningen av flottledsrestaurering nedan är mestadels hämtad från Nilsson (2006). Den vanligaste typen av miljöåterställning är utläggning av block, sten och grus som tidigare schaktats upp på stranden. Stenmaterialet läggs ut så att naturliga vattendrag efterliknas. När schaktmassor avlägsnas från stränderna blottläggs bar jord som kan koloniserar av växter.

Tidigare torrlagda sidogrenar öppnas på nytt genom att stenkistor eller ledarmar som blockerat dem tas bort och materialet placeras i vattendraget. Vid stenutläggning längs kanaliserade sträckor med torrlagda sidogrenar är strävan både att öppna upp sidogrenarna och att fylla upp den kanaliserade fåran så att vatten lättare rinner in i sidogrenarna.

Tillförsel av grov vedförna är en restaureringsmetod som skapar liknande miljöförbättringar som stenblocksrestaurering. Svenska vattendrag har i stor utsträckning rensats från död ved eftersom dessa element skapade problem för både flottning och båttrafik, liksom för många typer av fiske. Återställningarna utförs under lågvattenssäsong, vilket i norra Norrland innebär perioden augusti till oktober. Restaureringsarbete bör undvikas vid kända leklokaler för lax och öring under och direkt efter tiden för lek. Hänsyn ska tas till störningskänsliga arter såsom flodpärlmussla enligt överenskomna direktiv från miljödomstol och länsstyrelse.

Vid tillförsel av död ved bör man undvika att fälla träd i strandzonen eftersom dessa är viktiga för den framtida, naturliga rekryteringen av död ved. I stället tas träd från områden ovanför stranden. Träden rycks helst upp med rot eftersom rot delen bidrar till att förankra träden och dessutom ger ett naturligt intryck. När träd i strandzonen naturligt vindfälls eller eroderas loss behåller de oftast sin rotklump. För att träden inte ska spolats iväg av högvatten bör man på ett naturligt sätt försöka förankra träden genom att kila fast stammarna mot andra träd eller stenblock.

Lekbottenrestaurering syftar till att förbättra möjligheterna för laxfiskar att reproducera sig (Merz & Chan 2005; Palm *et al.* 2007). I flottade vattendrag har fiskens naturliga lekområden i stor utsträckning förstörts. Metoden har främst använts i biflöden, men kan bli aktuell i huvudfåror. Det finns två huvudmetoder för att återskapa ytor med lämpligt leksubstrat. Den ena innebär att man tillför lekgrus från annan plats. Den andra metoden bygger på att man frilägger lekgrus som finns under stenar längs botten. Den metoden har kommit att kallas Hartijokimetoden efter det vattendrag där den utvecklats. Platser med befintligt lekgrus kan också vara i behov av restaurering eller förbättringsåtgärder. Vattendjupet, strömhastigheten och tillgång av skydd för lekande fisk kan exempelvis vara begränsande faktorer för leken. Dessa faktorer kan påverkas genom att återföra stenblock eller död ved som skapar variation i vattendjup och strömhastighet samtidigt som de erbjuder bra skydd.

Sammantaget har flottrestaurering potential att i viss mån lindra negativa effekter av flödesregleringar för vattenkraft. Återställningsarbeten har visat sig ge positiva resultat inom 5-10 år i fritt strömmande vatten (Helfield *et al.* 2007; Lepori *et al.* 2005; Nilsson *et al.* 2005a).

Avslantning av branta eroderade stränder i magasin minskar erosionen och ger ökade möjligheter för växter att etablera sig på stränderna. Stränder längs magasin är ofta starkt eroderade, dels för att växttäckets är svagt, dels för att vattenståndsfluktuationerna (i älvmagasin) bryter upp isen vilket leder till isskjuvning. Då erosionens orsaker kvarstår blir effekten tämligen kortvarig.

Utplacering av erosionskydd i strandzoner. – Stränderna längs magasin kan också skyddas från erosion genom att placera ut rotklumpar från träd, packar av ris eller mattor för att binda jorden och hjälpa strandväxter att etablera sig, vilka sedan bidrar till att förhindra ytterligare erosion. Sådana försök har gjorts i Alaska i en reglerad älv, framförallt för att skydda stränderna från svallvågor från båttrafik.

4.4. Åtgärder för att förbättra vattenkvalitet och näringsflöden

Tillförsel av närsalter. – Många regleringsmagasin är extremt näringsfattiga. När sjöar däms upp för att användas som regleringsmagasin tillförs de näring genom urlakning av bl.a. kväve och fosfor från de överdämda landområdena. Efter något decennium avtar emellertid denna effekt, då det mesta av strändernas finmaterial spolats bort och organiskt material brutits ned. De stora vattenståndsfluktuationerna, där magasinerna fylls under sommaren då tillrinningen är stor, för att sedan successivt tappas av under hösten och vintern för att nå sin lägsta nivå på våren då snösmältningen sätter igång, gör det svårt för organismer att leva i den litorala zonen, som blir mer eller mindre kal. Regleringsmagasin blir då mycket näringsfattiga, med liten produktion i de akvatiska födovävarna och dålig tillväxt i fiskpopulationerna.

En metod att stimulera produktionen i regleringsmagasin som har prövats i ett par småskaliga försök i Sverige är att tillföra gödslingsmedel, framförallt fosfor och kväve (Anonym 1996). Tanken är att man genom att minska näringsbegränsningen ska stimulera tillväxten av växtplankton, vilket ger mer föda åt djurplankton, som i sin tur utgör föda för fiskpopulationer. Gödslingsmedlen har i de svenska försöken tillsatts kontinuerligt under växtsäsongen. I Kanada har man gjort försök i större skala och under längre tid, dock utan att använda referenssystem för att kunna kvantifiera naturliga mellanårsvariationer (Perrin *et al.* 2006; Wilson *et al.* 2003). Både de svenska och kanadensiska försöken har gett positivt resultat. Såväl växt-, som djurplanktonproduktionen som fiskarnas storlekstillväxt stimulerades (Vrede *et al.* 2005). I de kanadensiska studierna försämrades inte heller vattenkvaliteten eller siktdjupet, vilket tyder på att en stor del av näringen tillgodogjordes i näringskedjan eller sedimenterade. I de svenska försöken ökade tillväxten av röding, som var den dominerade fiskarten i systemet.

Den negativa effekten består i att näring transporteras nedströms och kan förorsaka eutrofiering. Av 29 näringstillsexperiment i näringsfattiga sjöar i Skandinavien och Nordamerika var ökningen av totalfosforhalten i sjön mycket stor i 28% av fallen (Vrede *et al.* 2005). Näringstillsetsen ledde dock till ökad fisktillväxt i nästan samtliga fall. Effekten på ekosystemet är dock kortvarig, och försvinner på några år om gödningen upphör (Vrede *et al.* 2005). Sammantaget visar detta att det är fullt möjligt att anpassa dosen så att effekterna i termer av förändringar av totalfosforhalt är liten, men att den avsedda effekten på fiskbestånden uppnås. Det är dock viktigt att tillsatsen beräknas på ett korrekt sätt och att halterna övervakas så att allt för stora förändringar inte sker (Vrede *et al.* 2005). Det är också viktigt att genomföra provtagningsprogram för att säkerställa att nedströmseffekterna är små.

4.5. Införsel av arter

Sådd och plantering av växter på stränder kan vara aktuellt när man snabbt vill minska erosionen längs magasin, särskilt i kombination med andra erosionsminskande insatser. Det gäller då att etablera ett växttäck som stabiliserar jorden, vilket sedan underlättar för andra arter att kolonisera (Hellsten *et al.* 1996). Artsammansättningen på de planterade arterna är av mindre betydelse, men man bör undvika att föra in främmande arter. Eftersom dammar utgör barriärer för växters spridning längs älven, kan inplantering av växter som har dött ut från magasin vara en rimlig åtgärd, förutsatt att det fortfarande finns lämpliga livsmiljöer för arten. I vissa fall vill man gynna hotade växtarter genom att så eller plantera dem (Winfield & Hughes 2002). Vid sådd och plantering bör man välja ursprungspopulationer som växer så nära utplanteringslokalen som möjligt för att undvika att föra in främmande genetiskt material, och för att de insådda växterna ska vara anpassade till den lokala miljön.

Utsättning av fisk, framförallt lax, har använts som åtgärd för att kompensera förlusten av naturligt lekande populationer i områden som har dämmts över eller gjorts otillgängliga av dammar. Även om dessa utsättningar gjort att laxfisket framförallt i havet kunnat bibehållas

och utvecklas, har förfarandet flera nackdelar ur ekologisk synvinkel. Odlad lax blandar sig med eventuell kvarvarande vildlax, vilket kan leda till genetisk utarmning. Den goda laxtillgången i Östersjön till följd av kompensationsodling i reglerade älvar har bidragit till att upprätthålla en lönsam fiskeflotta, som gjort att fisketrycket även på vildlax är hög. För att vara en åtgärd för att uppnå GEP bör inplantering av arter endast ske där arten tidigare har funnits.

5. Möjlig arbetsgång för att avgöra ekologisk potential

5.1. Fastställande av åtgärder för MEP och GEP

En möjlig arbetsgång för att fastställa den ekologiska potentialen av KMV påverkade av vattenkraft och se till att KMV uppnår GEP beskrivs nedan. Den bygger på den alternativa strategin för att fastställa GEP beskriven i sektion 3.

Det första steget blir att identifiera åtgärder som skulle kunna komma i fråga för att höja den ekologiska potentialen på objektet. Man tar fram en lista över alla åtgärder som skulle kunna vara tillämpliga. Därefter görs en bedömning av vilka åtgärder som skulle kunna leda till en förbättring av den ekologiska potentialen utan påtaglig negativ inverkan på kraftproduktionen. Redan på detta stadium är det en fördel om man kan rangordna åtgärderna efter angelägenhetsgrad, med dem som skulle ge störst varaktig ekologisk effekt först. I samband med detta gör man även förutsägelser av vilka effekter man förväntar sig av åtgärderna, och listar behov av ytterligare kunskap som behövs för att kunna genomföra åtgärderna. Förutsägelseerna kan bestå av statistisk modellering om tillräcklig med data och kunskap finns, annars får man förlita sig på expertbedömningar. I många fall, kanske de flesta, kräver genomförandet av en åtgärd lokala undersökningar för att åtgärderna ska kunna utformas på bästa sätt, även om den vetenskapliga kunskapen är solid.

Eftersom den förväntade effekten av en åtgärd beror på om andra åtgärder redan har blivit utförda eller inte är den preliminära rangordningen av åtgärder av betydelse för att fastställa MEP. Man kan förvänta sig att det är ett visst överlapp mellan många åtgärder. Ju fler åtgärder som redan har blivit genomförda, desto mindre utbyte kan varje ytterligare åtgärd förväntas ge.

När alla åtgärder som skulle behöva genomföras för att uppnå MEP är fastslagna, kan man fastställa GEP genom att utesluta de åtgärder som endast förväntas ge ringa förbättring eller som förväntas vara överflödiga när andra åtgärder har blivit genomförda. Givet att man har tillräcklig kunskap om de olika åtgärdernas förväntade respons kan detta vara en tämligen enkel process. Åtgärder man har otillräcklig kunskap om ges låg prioritering och deras eventuella genomförande senareläggs till senare planeringscykler. Här måste man skilja på om kunskapen om åtgärdens effekter generellt är otillräcklig, eller om det bara är kunskap om den enskilda KMV och hur en åtgärd skulle kunna genomföras där som saknas. I det förra fallet måste man skjuta på åtgärdens genomförande tills kunskapsläget är bättre, men i det senare fallet måste resurser satsas på kartläggning och undersökning av objektet. I vissa fall kan förbättringsåtgärderna utformas som vetenskapliga experiment som följs upp och utvärderas. Sådana försök bör ges hög prioritet, även om dagens kunskap om de ekologiska effekterna är bristfällig, eftersom de ger värdefull kunskap till framtida förbättringsåtgärder.

Vilka kriterier ska gälla vid prioritering mellan åtgärder? Storleken på den förväntade förbättringen i ekologiska kvalitetsfaktorer och varaktigheten på den förbättringen bör vara ledande. En annan faktor att ta hänsyn till är hur lång tid det tar innan man ser en positiv effekt av en åtgärd. Här kan man resonera på olika sätt. Man kan ge hög prioritet åt åtgärder som ger snabb respons, vilket gör det lättare att dra slutsatser om ytterligare åtgärder kan behövas för att uppnå GEP. Å andra sidan är det av vikt att åtgärder där man förväntar sig att

återhämtningstiden är lång genomförs så snart som möjligt. Ett annat skäl att avvika från en prioriteringsordning baserad på förbättringens storlek och dess varaktighet är om åtgärderna bör utföras i en logisk följd, även om de senare åtgärderna kan ha större effekt än de inledande. Ett exempel på ett sådant fall är när vandringshinder för fisk åtgärdas som måste göras i en följd med början närmast mynningen om de ska ge tillträde till havslevande vandringsfisk.

Om den ekologiska potentialen inte är uppfylld för en KMV, ska den bedömas som antingen måttlig, svag eller dålig. Gränserna mellan dessa klasser kan vara svåra att dra med den alternativa metoden som fokuserar på vilka åtgärder som behövs för att uppnå GEP. Vattendirektivet ger inte mycket ledning om var gränserna ska dras. Måttlig ekologisk potential definieras som en måttlig avvikelse i biologiska kvalitetsfaktorer från typspecifika samhällen, och svag ekologisk potential som påtaglig avvikelse, o.s.v. Gränsdragningen bör göras i en kalibreringsprocess där man gör en samlad bedömning av den ekologiska potentialen för många objekt samtidigt, t.ex. för en vattendragsregion eller ett älvsystem. Dessa gränsdragningar är av praktisk betydelse främst under planerings- och genomförandeprocessen, då man behöver följa upp vilka framsteg i den ekologiska potentialen som görs för olika objekt. Det viktiga då är att kunna kvantifiera att framsteg görs för enskilda objekt, och att kunna jämföra objekt med varandra inom ett avgränsat område. Att med ledning av vattendirektivet sätta objektiva gränser för måttlig, svag och dålig ekologisk potential är dock inte möjligt.

5.2. Negativ inverkan på kraftproduktion

Det största frågetecknet vid genomförandet av vattendirektivet på ytvattenförekomster som bedömts vara kraftigt modifierade p.g.a. vattenkraftproduktion är hur stor inverkan på kraftproduktionen som kan anses förenlig med direktivet. Enligt direktivet ska alla miljöförbättrande åtgärder genomföras som inte har någon påtaglig negativ inverkan på användningen som är orsaken till modifieringen. Direktivet ger dock ingen ledning om hur stort intrång som kan anses rimligt för kraftbolagen eller andra användare att bära. Vissa åtgärder har potential att höja den ekologiska potentialen väsentligt till en liten kostnad i kraftproduktion: Sådana åtgärder bör vara högt prioriterade. Ju mindre den förväntade ekologiska responsen är, desto lägre blir prioriteringen av åtgärden.

Vattenlagen från 1983 innebar en starkare ställning för miljöhänsyn vid prövning av vattendomar. Vid omprövningar av vattendomar gällande vattenkraftsprojekt som gjorts efter vattenlagens införlivande i miljöbalken 1999 har 5% av produktionsvärdet kommit att gälla som en tumregel för hur stor andel som kan gå till miljöinsatser. Utan att vidga på dagens praxis bör alltså förluster av produktionsvärdet upp till denna nivå vara något som kraftbolagens får bära. Det finns en mängd åtgärder för att förbättra den ekologiska potentialen som endast skulle kräva en eller några procents produktionsvärdesbortfall. Det vore dock olyckligt om 5%-regeln tillämpades okritiskt vid alla typer av KMV. Risken är att en mängd åtgärder med liten effekt utförs som minskar kraftproduktionen, som sedan måste ersättas på annat sätt.

Ur ekologiskt perspektiv skulle en åtgärd som leder till en viss kraftförlust vara motiverad om nettoresultatet är positivt, även om kraftförlusten kompenseras med ökad elproduktion någon annanstans, vilket har negativa miljöeffekter. Givet att man kan mäta den ekologiska effekten på en gemensam skala, så måste således den positiva effekten av den miljöförbättrande åtgärden vara så stor att den sammantaget (miljöförbättring vid KMV minus miljöbelastning p.g.a. ökad elproduktion någon annanstans) leder till en förbättring jämfört med att avstå från förbättringsåtgärden. Resultatet av en sådan analys beror förstas på vilken typ av kraftkälla man använder för att kompensera vattenkraftsförlusten. Ur ett samhällsperspektiv borde

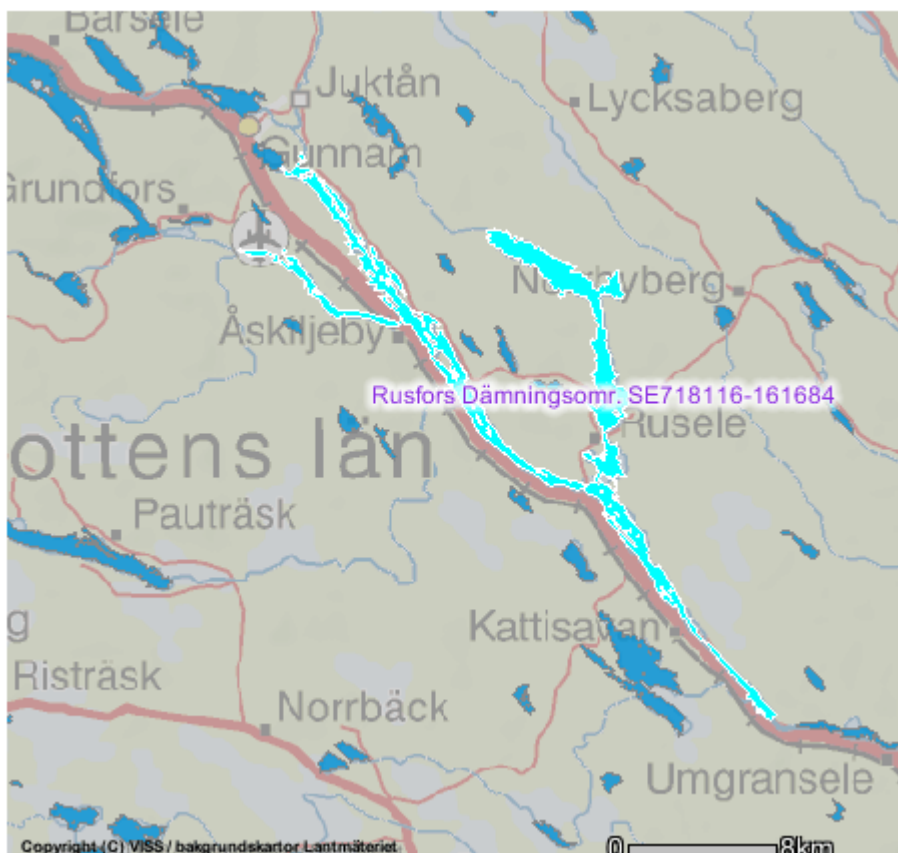
jämförelsen göras med den mest miljöförstörande elkraftskällan som används, då strävan bör vara att fasa ut icke-hållbara energikällor och ersätta dem med förnyelsebara alternativ med lite miljöpåverkan. Mot denna bakgrund bör miljöförbättrande åtgärder i utbyggda älvar endast göras om kraftförlusten den orsakar är motiverad även om produktionsbortfallet måste kompenseras med el från olje- eller koleldade kraftverk. I framtiden, när dagens sämsta elkraftskällor har försvunnit ur systemet och ersatts med förnyelsebara alternativ såsom vind och sol, kan flera miljöförbättrande åtgärder vara intressanta ur ett samhällsperspektiv.

6. Fallstudier

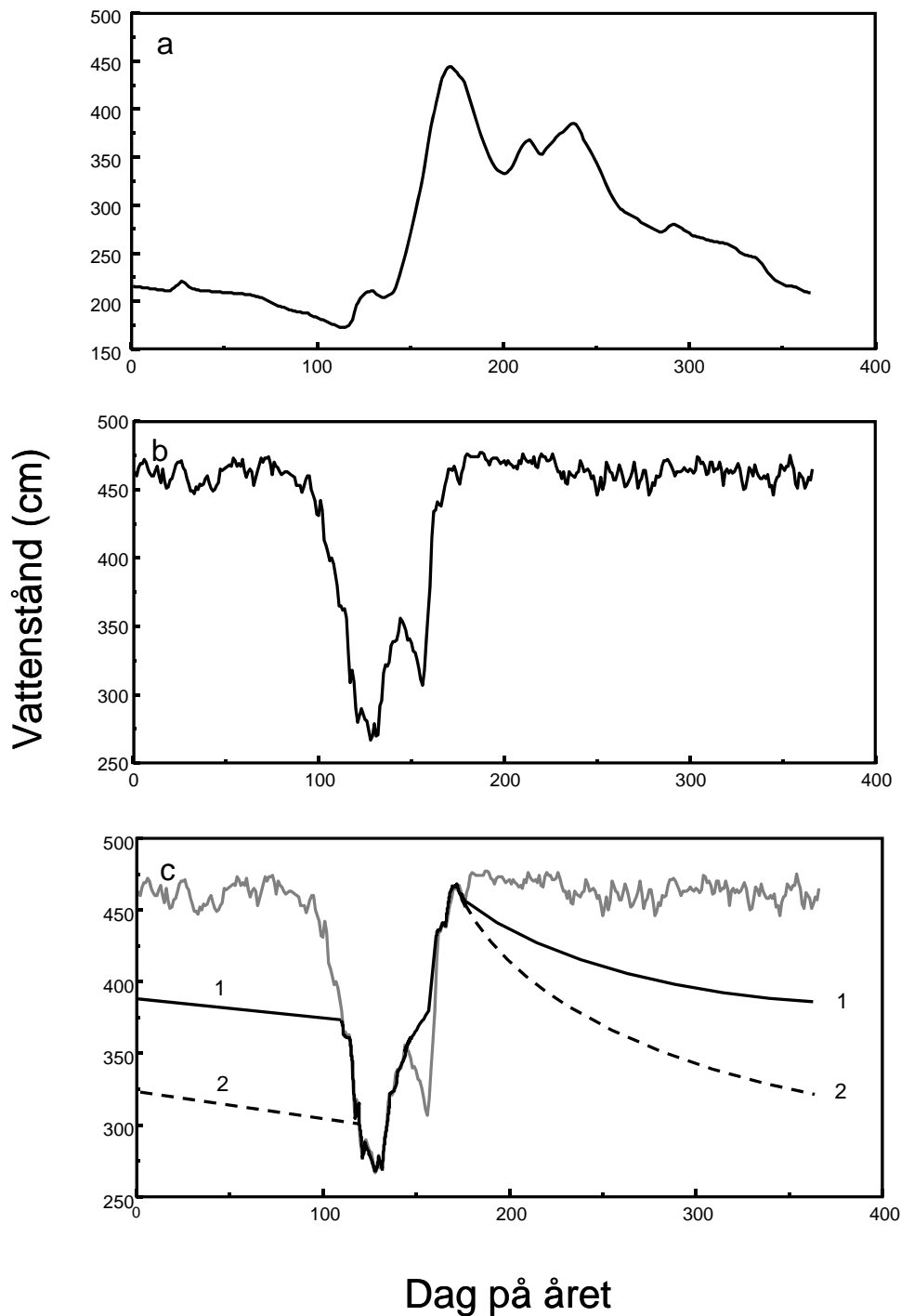
För att ge exempel på hur processen skulle kunna se ut, och för att kunna upptäcka olika svårigheter, prövas metodiken i två fallstudier. Båda fallstudierna rör objekt i Umeälven, nämligen Rusforsmagasinet och området som berörs av Stornorrfor kraftverk med damm (dämningsområdet och torrflåran).

6.1 Rusfors

Rusforsmagasinet är ett kombinerat älv- och regleringsmagasin i Umeälven, som består av Rusfordammen, belägen ca 30 km nordväst om Lycksele, och dess dämningsområde. Magasinet är 45,2 km² stort och ligger 275 m.ö.h. (Figur 3). Juktån mynnar i Umeälven i magasinet vid Åskilje. Juktåns vattenföring är reducerad då merparten av dess vatten leds över till Storumans regleringsmagasin högre upp i Umeälven. Juktåns nedre lopp upp till Gunnarn ingår i vattenförekomen, då vattenståndsväxlingarna där regleras av dammen i Rusfors. Magasinet omfattar också Blåviken, som sträcker sig nära 20 km mot norr från mellersta delen av magasinet.



Figur 3. Kart över Rusfors dämningsområde. Från Vatteninformationssystem för Sverige, <http://www.viss.lst.se>.



Figur 4. Vattenståndsfluktuationer i Rusforsmagasinet. (a) Typisk kurva för vattenståndsfluktuationer över året i fritt strömmande vattendrag i norra Sverige. (b) Vattenståndsfluktuationer under ett år i Rusforsmagasinet, med både korttidsreglering och urtappning ned till sänkingsgränsen strax före snösmältningen. (c) Två alternativ för omreglering av vattenståndet i Rusforsmagasinet enligt Nilsson (1996).

Tabell 2. Möjliga förbättringsåtgärder för att uppnå maximal ekologisk potential i de kraftigt modifierade vattenförekomsterna som användes för fallstudien, och rangordnad prioritetsordning för åtgärderna.

	Förbättringsåtgärd	Rusfors dämnings- område	Stornorrfors dämnings- område	Sträckan Stornorrfors – Klabböle
1. Flöde				
1.1. Magnitud	Ökad årlig vattenföring			2
	Ökat sommarflöde			2
	Ökat vinterflöde			2
1.2. Variation	Återinföra naturlig säsongsvariation i flöden	1	1	3
	Återinföra vårflod	1	1	3
	Kortvariga höga flöden			
	Minskad amplitud i vattenståndsvariation			
	Långsamt sjunkande sommarvattenstånd	1	1	
	Långsamt sjunkande vintervattenstånd	1	1	
1.3. Förändrings- hastighet	Undvika hastiga dygnsvariationer i vattenstånd till följd av korttidsreglering			
	Undvika plötsliga stora tappningar			2
2. Konnektivitet				
2.1. Longitudinell	Anläggning av fisktrappor och omlöp			1
	Smoltavskiljare			1
	Tappning via dammluckorna för ökad transport			
	Flytta sediment från magasin till deltan			
2.2. Lateral	Avlägsna ledarmar, stenkistor och muddermassor			
	Återinföra säsongsvariation i flöden			
2.3. Vertikal	Öka utbytet med hyporheiska zonen			
3. Fysiska åtgärder				
	Tillförsel av närsalter			
	Artificiellt skapa isdämmen för att öka översvämning och isrivning			
	Anlägga spegeldammar och trösklar			
	Terrassera biflödesutlopp	2	2	
	Öppna sidofåror			
	Återföra block och ved till strömfåran			
	Grusbäddar för att återskapa lekbottnar för fisk			
	Avsläntning av branta eroderade stränder	2	2	
	Utplacering av erosionsskydd i strandzoner	2	2	
4. Introduktion och kontroll av arter				
	Inplantering av fisk			
	Sådd och plantering av växter	2	2	

Vattenståndet i magasinet korttidsregleras inom ca 0,5 m intervall under hela året, med något större variation under vintern än sommarhalvåret (Figur 4b). Under senvintern/tidig vår (april - början av maj) töms magasinet till sänkingsgränsen 2,3 m under dämmningsgränsen, och återfylls sedan i samband med snösmältningen.

Miljöförbättringsåtgärder för att uppnå MEP presenteras i tabell 2. Den viktigaste åtgärden med störst ekologisk effekt, som dessutom skulle vara varaktig, vore att återinföra säsongsvariation i vattenstånd. Detta skulle tillåta etablering av växter på stränder med finmaterial i hela magasinet, och på sikt även gynna akvatiska födovävar, när mer organiskt material från stränderna hamnade i vattnet. Andra möjliga åtgärder vore avslantning av eroderade stränder, utplacering av erosionsskydd och terrassering av biflödesutlopp, allt för att minska erosionen och ytterligare gynna etableringen av växter. I jämförelse med att införa säsongsvariation i vattenstånd skulle dessa åtgärder dock endast ha effekt lokalt, där åtgärderna sätts in.

Den möjliga effekten av att omreglera magasinet för att möjliggöra vattenståndsfluktuationer med naturlig rytm har tidigare utretts (Nilsson 1996a). I naturliga vattendrag i regionen är vattenståndet som högst i samband med snösmältningen i maj-juni, följt av sjunkande vattenstånd under sommar, höst och vinter. Vattenståndet är som lägst just före snösmältningens start (Figur 4a). Eftersom magasinet även används som regleringsmagasin, skulle de 2,3 m mellan dämmnings- och sänkingsgränsen kunna utnyttjas för att låta vattenståndet variera efter naturligt mönster (Figur 4c). Vattenståndet sänks av under vinterns slutskede som idag, för att sedan höjas till dämmningsgränsen under snösmältningen. Därefter får vattenståndet sjunka långsamt under resten av sommaren, hösten och vintern. Den totala strandytan i magasinet är 10,2 km², varav 0,4 km² består av starrvegetation, medan resten är mer eller mindre bar jord förutom en smal remsa vegetation närmast dämmningsgränsen (Nilsson 1996a). Drygt hälften av den bara jorden (5,9 km²) utgörs av finsediment, som skulle kunna koloniserars av vegetation om de rätta förutsättningarna gavs genom mer lämpliga vattenståndsfluktuationer. Vid en måttlig sänkning av vattennivån under sommaren (alternativ 1 i Figur 4c), skulle ungefär en tredjedel kunna koloniserars av vegetation (Nilsson 1996a). Merparten av denna yta finns på stränder mellan Juktåns utlopp vid Åskilje och Kattisavan. Vegetation kan förväntas kolonisera de lämpliga stränderna de närmaste åren efter omregleringen, men för att få en naturlig zonerings på stranden med strandskog, videbälte och starrvegetation behövs ca 20-30 år. Kostnaden har beräknats till ca 1% av produktionsvärdet av elkraften i kraftstationen (Östberg & Jönsson 1994).

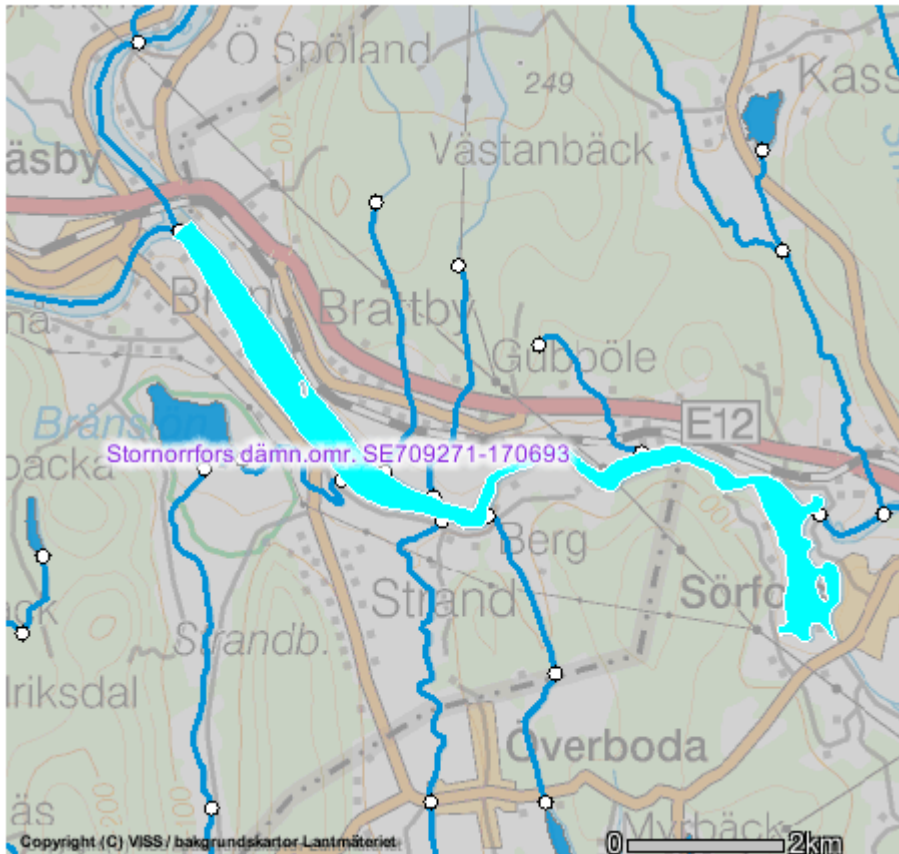
Miljöförbättringsåtgärderna för att reducera stranderosionen har lägre prioritet, då det endast skulle ha marginell effekt när omregleringen är genomförd. GEP kan därför anses vara uppnådd som ett resultat av omreglering av vattenståndet enligt förslag i Nilsson (1996).

6.2 Stornorrfors

Det är två vattenförekomster som påverkas av kraftverket och dammen vid Stornorrfors i Umeälven, beläget ca 32 km från älvens mynningsområde: Dammens dämmningsområde, som sträcker sig upp till sammanflödet mellan Ume- och Vindelälvarna, samt torrfåran nedströms dammen, ned till utloppstunneln från kraftverket.

6.2.1. Stornorrfors dämmningsområde

Dammen vid Stornorrfors kraftverk dämmer ett område på 3,9 km² räknat upp till sammanflödet mellan Ume- och Vindelälvarna (Figur 5). En stor andel av magasinet omges av jordbruksmark, särskilt i magasinets uppströmsdel vid byarna Brån och Brattby. Vattenståndet korttidsregleras året runt. Raningar på älvens norra sida i Brattby har restaurerats inom projektet Vindelälvens naturbeten med röjning och bete av kor för att



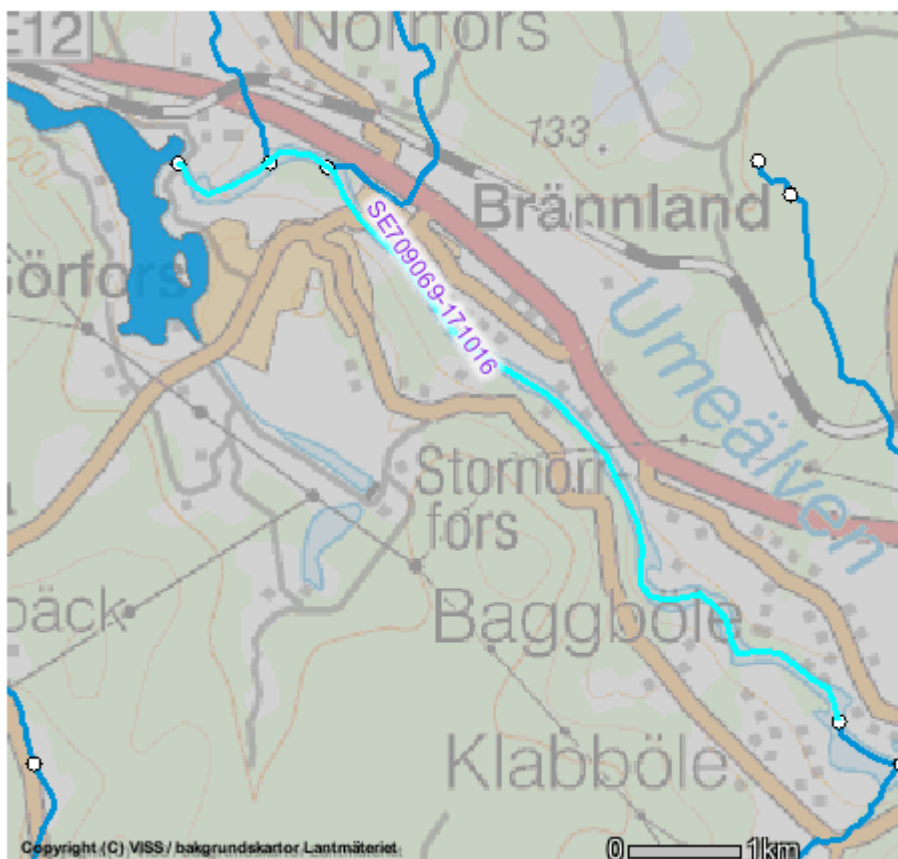
Figur 5. Kart över Stornorrfors dämningens område. Från Vatteninformationssystem för Sverige, <http://www.viss.lst.se>.

efterlikna slättermarker. Kvarnbäckens utflöde i magasinet nära intaget till kraftverket i magasinets södra ände är Natura 2000-område då den avsåg som bildades när bäckens nedre lopp överdämades bl.a. hyser ävjepilört (*Persicaria foliosa*) (Länsstyrelsen i Västerbottens län 2005).

Miljöförbättringsåtgärder för att uppnå MEP presenteras i tabell 2. Samma åtgärder föreslås som för Rusforsmagasinet. Omreglering av vattenståndet i Stornorrforsmagasinet skulle emellertid ge betydligt mindre ekologiskt utbyte jämfört med Rusfors, då vattenståndsamplituden är betydligt mindre (ca 1 m, varav endast ca 0,5 m utnyttjas större delen av året). Ingen ekonomisk analys av en eventuell omreglering av magasinet liknande förslaget för Rusfors har gjorts, men man kan anta att produktionsbortfallet skulle bli större, då Stornorrfors är det lägst belägna kraftverket i älven, och inget nedströms liggande kraftverk kan kompensera för en fallhöjdsminskning i Stornorrfors om magasinets vattenyta sänks under sommar, höst och vinter. Åtgärder för att minska stranderosion skulle endast ha marginell effekt. En analys av kostnaden för omreglering måste göras för att kunna bedöma inverkan på kraftproduktionen, men om en sådan bedöms som för kostsam kan objektet eventuellt bedömas uppfylla GEP utan ytterligare åtgärder.

6.2.2. Sträckan Stornorrfors till Klabböle

Stornorrfors kraftverk stod klart 1958 med tre turbiner, och en fjärde turbin installerades 1984, vilket gav en total kapacitet på 1000 m³/s. Kraftverket är landets fjärde största



Figur 6. Karta över sträckan från Stornorrfors dam till Stornorrfors kraftverks tunnelutlopp i Klabböle. Från Vatteninformationssystem för Sverige, <http://www.viss.lst.se>.
 effektmässigt, men har störst årsproduktion ett normalår. Kraftverket utnyttjar 75 m fallhöjd. Från turbinerna leds vattnet i en nära 4 km lång tunnel som mynnar ut i älven vid Klabböle (Figur 6). Avledningen av vattnet till kraftverket ger upphov till en ca 8 km lång sträcka med reducerad vattenföring mellan dammen och tunnelutloppet, som bl.a. hyser forssträckorna Norrforsen och Baggböleforsen. En fisktrappa nära dammen färdigställdes 1960. Trappan är 280 m lång och har en fallhöjd på 26,5 m. Trappan når inte dammkrönet, utan vandrande fisk lyfts över. En lagstadgad minimitappning ska underlätta för lax och havsöring att vandra upp till fisktrappan. Fr.o.m. 20 maj till 15 juni tappas 10 m³/s, från 16 juni till 31 augusti tappas 19,6 m³/s, och från 1 till 30 september tappas 15 m³/s mellan måndag kl. 07.00 och lördag 17.00, medan tappningen höjs till 19,6 m³/s lördag 17.00 till måndag 07.00. Från 1 oktober till 20 maj tappas inget vatten alls.

Dammen kontrollerar uppvandringen av lax till den fritt strömmande Vindelälven, som är ca 45 mil lång och hyser stora lekområden. Uppvandringen av lax och havsöring förbi dammen har visat sig vara problematisk. Mellan 0% och 47% av all vildlax som påbörjar uppvandring i älven tar sig förbi (Lundqvist *et al.* 2008; Rivinoja *et al.* 2001). De främsta problem som har identifierats är (1) att en stor andel av fiskarna följer den starkaste strömmen från tunnelutloppet och inte vandrar upp i torråran och hittar fisktrappan, (2) att en okänd andel av laxarna som vandrat upp i trappan och lyfts över dammen faller tillbaka genom utskoven till dammen, (3) att smolt skadas och dör vid passage genom kraftverket på väg ut till havet (Sandström *et al.* 2002). Enligt äldre undersökningar omkommer ca 25% av smolten vid passage, 8% av turbinerna och de resterande skadas mot utloppstunnelns väggar och tak. För vuxen fisk tar passagen upp för torråran och genom fisktrappan lång tid, vilket tyder på att dessa kan vara felaktigt utformade för fiskpassage.

Åtgärder för att uppnå MEP redovisas i tabell 2. Den viktigaste åtgärden är att förbättra passagen av vandringsfisk, då den låga framgången påverkar populationerna i hela Vindelälven. Lösningar på den ineffektiva passagen vore att konstruera en ny fisktrappa, förbättra förhållandena för att vandra upp i torrfåran med hjälp av mer lockvatten kombinerat med starkare ström vid torrfårans nedre del, samt att installera smoltavledare vid intagen till kraftverket som förhindrar smolten att gå genom turbinerna. Arbetet med dessa åtgärder har redan inletts. En ny 300 m lång fisktrappa med 76 trappsteg ska tas i bruk 2009, och smoltavledare installeras. Dessa åtgärder måste utvärderas innan eventuella ytterligare åtgärder för att förbättra konnektiviteten vidtas.

Den åtgärd som har näst störst potential att öka den ekologiska potentialen näst efter insatser för att underlätta fiskvandring vore att införa en permanent tappning i torrfåran, så att den för vatten även mellan 1 oktober och 20 maj. Den springande punkten för en sådan åtgärd är dels vad den skulle kosta i form av produktionsbortfall, dels vilken ekologisk nytta det är att skapa ett mindre vattendrag med lägre vattenföring i den gamla älvens ställe. Den ekologiska responsen skulle sannolikt bli ganska begränsad, men tillåta permanent kolonisering av akvatiska organismer längs sträckan. Avsaknaden av finmaterial på stränderna närmast den minimitappade strömfåran gör att vegetationen kommer att få svårt att etablera sig.

För att utvärdera om denna åtgärd vore nödvändig för att uppnå GEP måste en utredning göras, där man analyserar produktionsbortfall och de ekologiska vinsterna med ökad tappning. Man bör också undvika stora plötsliga tappningar av vatten, som riskerar att spola bort organismer som har koloniserat sträckan under lägre flöden. Även en sådan åtgärd måste utredas med avseende på produktionsbortfall, översvämningensrisk och dammsäkerhet.

Ytterligare en åtgärd vore att införa säsongsvariation i flöden med en vårflod följt av sjunkande flöde. Eftersom fåran före reglering förde betydligt högre flöden skulle denna åtgärd endast ha effekt längs vissa delar av stranden, där tillgänglighet av finmaterial gjort att växter kunnat kolonisera dagens. Även en sådan åtgärd skulle behöva utredas för att dra slutsatser om dess tillämplighet, men skulle troligen ha begränsad effekt.

7. Diskussion

7.1. Landskapsekologiska hänsyn

Precis som effekten av en damm eller ett kraftverk varierar med positionen i ett älvsystem (Pringle 2001), så kan effekten av en miljöförbättringsåtgärd variera beroende på var den utförs. Det mest uppenbara exemplet är konstruktionen av fiskpassager, som måste påbörjas vid dammen belägen närmast mynningsområdet om de ska ge tillträde för havsvandrande fisk. En annan faktor är i vilken mån insatser ska prioriteras lika högt överallt, eller om bedömningen av åtgärder för att höja den ekologiska potentialen görs samfällt för t.ex. en hel älv. I vissa fall skulle det totala ekologiska utbytet kanske bli större om stora insatser gjordes vid enskilda KMV och inte spreds ut på många objekt, även om åtgärderna vid den aktuella KMV skulle ge en påtaglig negativ inverkan på kraftproduktionen vid det enskilda kraftverket. I extremfallet skulle det kunna vara bättre att riva ett enskilt kraftverk än att göra små insatser vid en mängd kraftverk. Sådana ställningstaganden faller dock utanför vattendirektivet, men bör tas i beaktande vid planeringen av åtgärder i KMV.

7.2. Ökad risk för exploatering av fritt strömmande älvar till följd av kompensationsåtgärder i utbyggda älvar?

En farhåga i samband med miljöförbättrande åtgärder i utbyggda älvar är att de skulle kunna öppna upp för eller öka trycket på exploatering av de fritt strömmande älvar som idag är skyddade från utbyggnad. Om man kan peka på att vattenkraftens effekter kan lindras i de

utbyggda älvarna, kan man argumentera för att man kan bygga ut kvarvarande vattendrag på ett mer miljövänligt sätt. Det måste poängteras att skillnaden mellan KMV som har uppnått GEP och fritt strömmande vatten som har bedömts uppfylla god eller hög ekologisk status kommer att vara stor. Skillnaderna mellan utbyggda och fritt strömmande vattendrag är väldokumenterade.

Det finns också en risk att produktionsbortfall i utbyggda älvar kompenseras med utbyggnad av fritt strömmande älvar. Det sätt som vattenkraften har exploaterats i Sverige har i princip resulterat i att älvar antingen byggs ut maximalt eller lämnas orörda. Detta är en effekt av kamp mellan motstående intressen, där exploaterings- och naturskyddsintressen gjort flera informella uppgörelser om vilka objekt som ska undantas från utbyggnad (mest känd är den s.k. "Freden i Sarek"). Resultatet är dock att Sverige hyser flera av Europas sista fritt strömmande vattendrag. Ekologisk forskning de senaste decennierna har visat att eftersom många processer hänger ihop längs med en hel älv, samtidigt som älven interagerar med avrinningsområdet, hyser dessa fritt strömmande älvar värden som skulle vara svåra att bevara om exploateringen hade fördelats jämnare mellan älvsystemen.

7.3. Konsekvenser av klimatförändringar

Enligt klimatmodelleringar kommer klimatförändringar till följd av växthusgasutsläpp att leda till stora förändringar i det globala hydrologiska kretsloppet (IPCC 2007). Hur stor förändringen kommer att bli är svårt att förutsäga för enskilda flodsystem, men enligt modelleringar kommer varje större bebott avrinningsområde att uppleva förändringar (Palmer *et al.* 2008). Global uppvärmning kommer att samverka med annan mänsklig påverkan, och behovet av åtgärder för att lindra effekterna av hydrologiska förändringar förväntas bli betydligt större för flodsystem som är påverkade av dammar än de fritt strömmande (Palmer *et al.* 2008). I många flodsystem kommer det att finnas mindre vatten att dela mellan kraftproduktion och ekosystem (Christensen *et al.* 2004).

I norra Europa förväntas bruttoproduktionen av el från vattenkraft att öka, medan man räknar med en minskning för mellersta och södra Europa (Lehner, Czisch & Vassolo 2005). Den svenska vattenkraftsproduktionen uppskattas öka med mer än 30% till 2070-talet som en följd av ett varmare klimat. Ökningen i produktion vid befintliga anläggningar förväntas bli liten t.o.m. 2020-talet, men kan öka 16-20% till 2070-talet, beroende på vilken klimatmodell man använder för uppskattningen (Lehner *et al.* 2005). Den potentiella kraftproduktionen kommer att stiga eftersom avrinningen ökar i större delen av Sverige, och eftersom säsongsvariationen i vattendragens flöde kommer att matcha elbehovet bättre i framtiden, med lägre vårflod till följd av snösmältning och högre flöden under höst och vinter (Andreasson *et al.* 2004). Avrinningen förväntas öka i centrala och norra Sverige, där de flesta kraftverken ligger, medan man förväntar sig minskningar i sydöstra Sverige (Andreasson *et al.* 2004).

Ökade flöden och säsongsvariation i flöden som mer liknar elproduktionen erbjuder nya möjligheter att köra kraftstationerna för att erhålla miljövinster. Med högre flöden framförallt under vintern behövs mindre lagringskapacitet, vilket ger möjlighet att reglera flöden i utbyggda älvar så att de liknar naturliga flöden i högre grad. Å andra sidan förväntas höga flöden under hösten bli både mer vanliga och ha högre magnitud (Andreasson *et al.* 2004), vilket kräver insatser för ökad dammsäkerhet. Med ökande flöden kan potentiellt mer vatten tappas till sträckor med reducerad vattenföring, vilket bl.a. skulle erbjuda möjligheter att i högre grad efterlikna naturliga flödesvariationer. Mer vatten skulle också kunna allokeras till vandringspassager förbi kraftverk och dammar, och dammluckorna skulle kunna stå öppna längre perioder för att underlätta nedströmstransport.

Å andra sidan kan man förvänta sig att efterfrågan på vattenkraft kommer att öka när fossila bränslen ska ersättas med förnyelsebara alternativ, vilket skulle öka trycket att använda hela den utbyggda kapaciteten till kraftproduktion. Ökad användning av vind och sol, energikällor som inte låter sig lagras och som varierar i tillgång, ökar också efterfrågan på vattenkraft. Vattenkraft är idealisk att använda för att balansera variation i elproduktion hos andra energislag, då energin lagras i form av lägesenergi i regleringsmagasin, och produktionen i vattenkraftverken kan förändras mer eller mindre omedelbart. Man kan därför förvänta sig att kraftverken kommer att köras mer intensivt med större variation i produktionen, vilket skulle minska möjligheterna för miljöförbättrande åtgärder och leda till större variationer i flöden och vattenstånd. Avregleringen av elmarknaden med försäljning av elkraft på elbörser har redan lett till mer intensiv korttidsreglering.

9. Referenser

- Aass P. (1993) Stocking Strategy for the Rehabilitation of a Regulated Brown Trout (*Salmo-Trutta L*) River. *Regulated Rivers-Research & Management*, **8**, 135-144.
- Abril G., Guerin F., Richard S., Delmas R., Galy-Lacaux C., Gosse P., Tremblay A., Varfalvy L., Dos Santos M.A. & Matvienko B. (2005) Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, **19**, GB4007.
- Andersson E., Nilsson C. & Johansson M. E. (2000) Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora. *Journal of Biogeography*, **27**, 1095-1106.
- Andreasson J., Bergstrom S., Carlsson B., Graham L. P. & Lindstrom G. (2004) Hydrological change - climate change impact simulations for Sweden. *Ambio*, **33**, 228-234.
- Anonym. (1996) Nätstillförelse för att återställa biologisk mångfald i regleringsmagasin. Stockholm: Naturvårdsverket Temafakta.
- Anonym. (2002) Vattenkraften i Sverige. Kungliga Ingenjörsvetenskapsakademien, Stockholm.
- Anonym. (2006) Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive.
- Azzellino A. & Vismara R. (2001) Pool quality index: New method to define minimum flow requirements of high-gradient, low-order streams. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, **127**, 1003-1013.
- Bednarek A. T. & Hart D. D. (2005) Modifying dam operations to restore rivers: Ecological responses to Tennessee river dam mitigation. *Ecological Applications*, **15**, 997-1008.
- Bergström A. K., Algesten G., Sobek S., Tranvik L. & Jansson M. (2004) Emission of CO₂ from hydroelectric reservoirs in northern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, **159**, 25-42.
- Bornette G. & Amoros C. (1996) Disturbance regimes and vegetation dynamics: Role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 615-622.
- Boulton A. J. (2007) Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology*, **52**, 632-650.
- Brunke M. & Gonser T. (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, **37**, 1-33.
- Cada G. F. (1998) Efforts to reduce the impacts of hydroelectric power production on reservoir fisheries in the United States. *International Review of Hydrobiology*, **83**, 43-50.
- Calles O., Nyberg L. & Greenberg L. (2007) Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications*, **23**, 829-842.

- Christensen N. S., Wood A. W., Voisin N., Lettenmaier D. P. & Palmer R. N. (2004) The effects of climate change on the hydrology and water resources of the Colorado River basin. *Climatic Change*, **62**, 337-363.
- CIS Working Group 2.2. (2003) Identification and designation of heavily modified and artificial water bodies. Common implementation strategy for the Water Framework Directive.
- Coutant C. C. & Whitney R. R. (2000) Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: A review. *Transactions of the American Fisheries Society*, **129**, 351-380.
- Dalton R. (2005) Floods fail to save canyon beaches. *Nature*, **438**, 10-10.
- Dauble D. D., Hanrahan T. P., Geist D. R. & Parsley M. J. (2003) Impacts of the Columbia River hydroelectric system on main-stem habitats of fall Chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, **23**, 641-659.
- 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.
- Dudley R. K. & Platania S. P. (2007) Flow regulation and fragmentation imperil pelagic-spawning riverine fishes. *Ecological Applications*, **17**, 2074-2086.
- Ellis L. M., Molles M. C. & Crawford C. S. (1999) Influence of experimental flooding on litter dynamics in a Rio Grande riparian forest, New Mexico. *Restoration Ecology*, **7**, 193-204.
- Englund G., Jonsson B. G. & Malmqvist B. (1997) Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. *Biological Conservation*, **79**, 79-86.
- Englund G. & Malmqvist B. (1996) Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in north Swedish rivers. *Regulated Rivers- Research & Management*, **12**, 433-445.
- Ferguson J. W., Sandford B. P., Reagan R. E., Gilbreath L. G., Meyer E. B., Ledgerwood R. D. & Adams N. S. (2007) Bypass system modification at Bonneville Dam on the Columbia River improved the survival of juvenile salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, **136**, 1487-1510.
- Fjellheim A. & Raddum G. G. (1996) Weir building in a regulated west Norwegian River: Long-term dynamics of invertebrates and fish. *Regulated Rivers - Research & Management*, **12**, 501-508.
- Frazier P. & Page K. (2006) The effect of river regulation on floodplain wetland inundation, Murrumbidgee River, Australia. *Marine and Freshwater Research*, **57**, 133-141.
- Friedl G. & Wuest A. (2002) Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquatic Sciences*, **64**, 55-65.
- Galat D. L. & Zweimuller I. (2001) Conserving large-river fishes: is the highway analogy an appropriate paradigm? *Journal of the North American Benthological Society*, **20**, 266-279.
- Gibbins C. N., Soulsby C., Jeffries M. J. & Acornley R. (2001) Developing ecologically acceptable river flow regimes: a case study of Kielder reservoir and the Kielder water transfer system. *Fisheries Management and Ecology*, **8**, 463-485.
- Godinho A. L., Kynard B. & Martinez C. B. (2007) Supplemental water releases for fisheries restoration in a Brazilian floodplain river: A conceptual model. *River Research and Applications*, **23**, 947-962.
- Guerin F., Abril G., Richard S., Burban B., Reynouard C., Seyler P. & Delmas R. (2006) Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, **33**, L21407.
- Halleraker J. H., Sundt H., Alfredsen K. T. & Dangelmaier G. (2007) Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a

- Norwegian regulated national salmon watercourse. *River Research and Applications*, **23**, 493-510.
- Harby A., Olivier J. M., Merigoux S. & Malet E. (2007) A mesohabitat method used to assess minimum flow changes and impacts on the invertebrate and fish fauna in the Rhone River, France. *River Research and Applications*, **23**, 525-543.
- 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.
- Hellsten S., Marttunen M., Palomäki R., Riihimäki J. & Alasaarela E. (1996) Towards an ecologically based regulation practice in Finnish hydroelectric lakes. *Regulated Rivers-Research & Management*, **12**, 535-545.
- Hellsten S., Riihimäki J., Alasaarela E. & Keränen R. (1996) Experimental revegetation of the regulated lake Ontojärvi in northern Finland. *Hydrobiologia*, **340**, 339-343.
- Hill N. M., Keddy P. A. & Wisheu I. C. (1998) A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environmental Management*, **22**, 723-736.
- Huusko A., Greenberg L., Stickler M., Linnansaari T., Nykanen M., Vehanen T., Koljonen S., Louhi P. & Alfredsen K. (2007) Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications*, **23**, 469-491.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007 – Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jansson R., Laudon H., Johansson E. & Augspurger C. (2007) The importance of groundwater discharge for plant species number in riparian zones. *Ecology*, **88**, 131-139.
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M. & Andersson E. (2000a) Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, **10**, 203-224.
- Jansson R., Nilsson C. & Renofalt B. (2000b) Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, **81**, 899-903.
- 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.
- Johansson M. E. & Nilsson C. (2002) Responses of riparian plants to flooding in free-flowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 971-986.
- Katopodis C. (2005) Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research*, **43**, 451-467.
- Kawamura K., Kubota M., Furukawa M. & Harada Y. (2007) The genetic structure of endangered indigenous populations of the amago salmon, *Oncorhynchus masou ishikawae*, in Japan. *Conservation Genetics*, **8**, 1163-1176.
- Kemenes A., Forsberg B.R. & Melack J.M. (2007) Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters*, **34**, L12809.
- Labonne J. & Gaudin P. (2006) Modelling population viability in fragmented environments: contribution to the conservation of an endangered percid (*Zingel asper*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 650-659.
- Lehner B., Czisch G. & Vassolo S. (2005) The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis. *Energy Policy*, **33**, 839-855.
- 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.
- Lundqvist H., Rivinoja P., Leonardsson K. & McKinnell S. (2008) Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia*, **602**, 111-127.

- Länsstyrelsen i Västerbottens län. (2005) Bevarandeplan Sörforsdammen SE810483.
- Malmqvist B. & Rundle S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, **29**, 134-153.
- Mathur D., Heisey P. G., Skalski J. R. & Kenney D. R. (2000) Salmonid smolt survival relative to turbine efficiency and entrainment depth in hydroelectric power generation. *Journal of the American Water Resources Association*, **36**, 737-747.
- McKinney T., Speas D. W., Rogers R. S. & Persons W. R. (2001) Rainbow trout in a regulated river below Glen Canyon Dam, Arizona, following increased minimum flows and reduced discharge variability. *North American Journal of Fisheries Management*, **21**, 216-222.
- Merz J. E. & Chan L. K. O. (2005) Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Research and Applications*, **21**, 61-74.
- Millennium-Ecosystem-Assessment. (2005) *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Washington D.C.: World Resources Institute.
- 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.
- Naiman R. J. & Décamps H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 621-658.
- Nilsson C. (1996a) Omreglering av vattenståndet i Rusforsmagasinet – förutsägelse av effekter på vegetationen. Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet.
- Nilsson C. (1996b) Remediating river margin vegetation along fragmented and regulated rivers in the North: What is possible? *Regulated Rivers-Research & Management*, **12**, 415-431.
- Nilsson C. (red.) (2000) Återställning av älvar som använts till flottning. Rapport 5649, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson C., Gardfjell M. & Grelsson G. (1991) Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. *Canadian Journal of Botany*, **69**, 2631-2633.
- Nilsson C. & Grelsson G. (1990) The effects of litter displacement on riverbank vegetation. *Canadian Journal of Botany*, **68**, 735-741.
- Nilsson C., Jansson R. & Zinko U. (1997) Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, **276**, 798-800.
- Nilsson C., Lepori, 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., 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. & Svedmark M. (2002) Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **30**, 468-480.
- Oliveria J. M., Ferreira M. T., Pinheiro A. N. & Bochechas J. H. (2004) A simple method for assessing minimum flows in regulated rivers: the case of sea lamprey reproduction. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**, 481-489.
- Ortlepp J. & Mürle U. (2003) Effects of experimental flooding on brown trout (*Salmo trutta fario* L.): The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Sciences*, **65**, 232-238.
- Palm D., Brannas E., Lepori F., Nilsson K. & Stridsman S. (2007) The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **64**, 509-515.
- Palmer M. A., Bernhardt E. S., Allan J. D., Lake P. S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C. N., Shah J. F., Galat D. L., Loss S. G., Goodwin P., Hart D. D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G. M., Lave R., Meyer J. L., O'Donnell T. K.,

- Pagano L. & Sudduth E. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 208-217.
- Palmer M. A., Liermann C. A. R., Nilsson C., Florke 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.
- Patten D. T., Harpman D. A., Voita M. I. & Randle T. J. (2001) A managed flood on the Colorado River: Background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications*, **11**, 635-643.
- Perrin C. J., Rosenau M. L., Stables T. B. & Ashley K. I. (2006) Restoration of a montane reservoir fishery via biomanipulation and nutrient addition. *North American Journal of Fisheries Management*, **26**, 391-407.
- 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.
- Power M. E., Dietrich W. E. & Finlay J. C. (1996) Dams and downstream aquatic biodiversity: Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management*, **20**, 887-895.
- Pringle C. M. (2001) Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, **11**, 981-998.
- Prowse T. D. & Demuth M. N. (1996) Using ice to flood the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Regulated Rivers-Research & Management*, **12**, 447-457.
- Reckendorfer W., Baranyi C., Funk A. & Schiemer F. (2006) Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 474-484.
- Reitan O. & Sandvik J. (1996) An assessment of retaining dams in hydropower reservoirs for enhancing bird habitat. *Regulated Rivers: Research and Management*, **12**, 523-534.
- Richter B. D. & Richter H. E. (2000) Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology*, **14**, 1467-1478.
- Ritter J. A. (1997) The contribution of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) enhancement to a sustainable resource. *Ices Journal of Marine Science*, **54**, 1177-1187.
- Rivinoja P., McKinnell S. & Lundqvist H. (2001) Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers-Research & Management*, **17**, 101-115.
- Robinson C. T., Uehlinger U. & Monaghan M. T. (2003) Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences*, **65**, 210-222.
- Rood S. B., Samuelson G. M., Braatne J. H., Gourley C. R., Hughes F. M. R. & Mahoney J. M. (2005) Managing river flows to restore floodplain forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3**, 193-201.
- Rovira A. & Ibanez C. (2007) Sediment management options for the lower Ebro River and its delta. *Journal of Soils and Sediments*, **7**, 285-295.
- Rørslett B. & Johansen S. W. (1996) Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Regulated Rivers-Research & Management*, **12**, 509-522.
- Sandström H., Wallin K.-A., Svensson B., Westbergh S. & Lundqvist H. (2002). Förbättring av lax- och havsöringbestånden i Vindelälven – ett åtgärdsförslag. Rapport från Vindelälvens fiskeråd.
- Scheurer T. & Molinari P. (2003) Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: Framework, objectives and design. *Aquatic Sciences*, **65**, 183-190.
- Schiemer F. & Zalewski M. (1992) The Importance of Riparian Ecotones for Diversity and Productivity of Riverine Fish Communities. **42**, 323-335.
- Schilt C. R. (2007) Developing fish passage and protection at hydropower dams. *Applied Animal Behaviour Science*, **104**, 295-325.

- Springer A. E., Wright J. M., Shafroth P. B., Stromberg J. C. & Patten D. T. (1999) Coupling groundwater and riparian vegetation models to assess effects of reservoir releases. *Water Resources Research*, **35**, 3621-3630.
- St Louis V. L., Kelly C. A., Duchemin E., Rudd J. W. M. & Rosenberg D. M. (2000) Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience*, **50**, 766-775.
- Stanford J. A. & Hauer F. R. (1992) Mitigating the Impacts of Stream and Lake Regulation in the Flathead River Catchment, Montana, USA - an Ecosystem Perspective. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, **2**, 35-63.
- Stanford J. A., Ward J. V., Liss W. J., Frissell C. A., Williams R. N., Lichatowich J. A. & Coutant C. C. (1996) A general protocol for restoration of regulated rivers. **12**, 391-413.
- Stromberg J. C., Beauchamp V. B., Dixon M. D., Lite S. J. & Paradzick C. (2007) Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in and south-western United States. **52**, 651-679.
- Tockner K., Schiemer F. & Ward J. V. (1998) Conservation by restoration: The management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. **8**, 71-86.
- Travnicek V. H., Bain M. B. & Maceina M. J. (1995) Recovery of a Warmwater Fish Assemblage after the Initiation of a Minimum-Flow Release Downstream from a Hydroelectric Dam. *Transactions of the American Fisheries Society*, **124**, 836-844.
- Uehlinger U., Kawecka B. & Robinson C. T. (2003) Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquatic Sciences*, **65**, 199-209.
- Waples R. S., Zabel R. W., Scheuerell M. D. & Sanderson B. L. (2008) Evolutionary responses by native species to major anthropogenic changes to their ecosystems: Pacific salmon in the Columbia River hydropower system. *Molecular Ecology*, **17**, 84-96.
- Ward J. V., Bretschko G., Brunke M., Danielopol D., Gibert J., Gonser T. & Hildrew A. G. (1998) The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology*, **40**, 531-569.
- Ward J. V., Tockner K., Uehlinger U. & Malard F. (2001a) Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers - Research & Management*, **17**, 311-+.
- Ward J. V., Tockner K., Uehlinger U. & Malard F. (2001b) Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. **17**, 709-+.
- Webster J. R. & Meyer J. L. (1997) Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 141-161.
- Wilson G. A., Ashley K. I., McCusker M. R., Land R. W., Stockner J. G., Scholten G., Dolecki D. & Sebastian D. (2003) The Alouette Reservoir fertilization project: years 2000 and 2001 experiment, whole reservoir fertilization of water, land and air protection: British Columbia Ministry.
- Winfield M. & Hughes F. M. R. (2002) Variation in *Populus nigra* clones: Implications for river restoration projects in the United Kingdom. **22**, 33-48.
- Wootton J. T., Parker M. S. & Power M. E. (1996) Effects of disturbance on river food webs. *Science*, **273**, 1558-1561.
- Vrede T., Rydin E. & Milbrink G. (2005) Habitatförstärkning i näringsutarmade regleringsmagasin: Avdelningen för limnologi, Institutionen för ekologi och evolution, Evolutionsbiologiskt centrum, Uppsala universitet.
- Xiong S. J. & Nilsson C. (1997) Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: A review. *Botanical Review*, **63**, 240-264.
- Östberg J. & Jönsson B. (1994) Miljöanpassad körning av Rusfors magasin. Vattenfall Utveckling.