

Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering

Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft



Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering

Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft

Birgitta Malm Renöfält och Jani Ahonen

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-10-25

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-91-87025-37-2
Omslagsfoto: Varierande miljöer i och vid Västerdalälven. Fotograf Mikael Svensson.

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Förord

Havs- och vattenmyndigheten avser ta fram en vägledning gällande lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraftverk i syfte att minska deras negativa miljöpåverkan. Vägledningen kommer att bestå av en sammanställning av befintlig kunskap om vilka försiktighetsmått och tekniker gällande faunapassager, fiskavledningsanordningar och vattenreglering/vattenhushållning som i dagsläget visat sig ge bäst positiv effekt på ekosystemen som påverkas av vattenkraften. Denna rapport utgör ett viktigt underlag i framtagandet av vägledningen. Rapporten presenterar viktigt vetenskapligt underlag, synteser och bedömningar. Författarna ansvarar för rapportens innehåll. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Göteborg, oktober 2013

Björn Sjöberg, avdelningschef

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	5
SUMMARY	8
BAKGRUND	11
Flödesregim – vad är det?	11
Koppling mellan ekologi och flöde	12
Flödesdata och flödesstatistik.....	13
Regleringens påverkan på flödet och ekosystemet.....	15
BEFINTLIGA METODER OCH MODELLER FÖR EKOLOGISKA FLÖDEN OCH MILJÖANPASSAD REGLERING	21
Definitionen av ett miljöanpassat flöde (environmental flows)	21
Hydrologiska metoder	22
Habitatsimuleringsmetoder och metoder för hydraulisk värdering	24
Holistiska metoder	25
Regionalisering av bedömningar av ekologiska flöden och miljöanpassad reglering (ELOHA)	28
Miljöanpassad korttidsreglering.....	30
SAMBAND MELLAN EKOSYSTEM-KOMPONENTER OCH FLÖDE	33
Korttidsreglering	34
EKOLOGISKA FLÖDEN OCH MILJÖANPASSAD REGLERING – EXEMPEL	37
Norden.....	37
Europa	38
Världen	39
SAMMANFATTNING OCH SLUTSATS.....	41
REFERENSER	50

Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att ge ett kunskapsunderlag vad gäller ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering i vattendrag nyttjade för vattenkraftsproduktion. Rapporten börjar med att ge en bakgrund till vad ett vattendrags flöde egentligen innebär samt kopplingar mellan ekologi och flöde och hur en reglering av flödet för vattenkraftsproduktion påverkar flödesregimen och ekosystem knutna till rinnande vatten. Syftet med denna del av rapporten har dock inte varit att ge någon djupgående analys av påverkan på ekosystemet utan att ge exempel på påverkan utifrån förändringar i olika variabler i flödesregimen.

Nästa del av rapporten tar upp befintliga metoder och modeller för hur man arbetar fram ekologiska flöden för en mer miljöanpassad reglering. Denna del börjar med att ge en definition av vad ett miljöanpassat flöde är utifrån ett ekosystemperspektiv. Efter detta ges en genomgång av metoder och modeller som använts/tagits fram. Här görs en indelning av modeller och metoder utifrån komplexitet och omfattning.

Först ges exempel på så kallade hydrologiska metoder. Dessa metoder bygger framförallt på modellering av vattenföringsdata och utgör ca en tredjedel av de metoder som tagits fram. Ofta kallas dessa även "desk-top" metoder eller "look-up" metoder. De baseras oftast på andel av medelvattenföring eller olika Q-index som anger ett flöde som överskrider en viss andel av året under en tidsperiod, angivet i procentandel eller antal dagar. Nackdelen med dessa är att de inte speglar flödets variabilitet på ett tillfredställande sätt, särskilt inte då de ofta baseras på årsmedelflöden, eller flödesnivåer som inträffar under ett helt år. Ett bättre och mer dynamiskt sätt att använda dessa index är att titta på flödesnivåer säsongsvis. Det finns dock modeller som bättre tar hänsyn till variabilitet, och dessa anses därför ha större ekologisk relevans. Ett exempel på en tidig sådan modell är "Range of Variability" (RVA) där man använder långa serier av dagliga vattenföringsdata och karakteriserar ekologiskt relevanta komponenter i flödesregimen. Den naturliga omfattningen av hydrologisk variabilitet beskrivs genom olika hydrologiska index, vilka är framtagna utifrån rådande kunskap om flödets betydelse för olika ekosystemkomponenter och processer. En bra hydrologisk grund som väl speglar både variabiliteten i det opåverkade flödet, samt en god kunskap om hur reglering förändrat flödesdynamiken är basen för att kunna ta fram ekologiska flöden i reglerade vattendrag. Därefter ges exempel på metoder som kopplar flöde till fårens morfologi och även habitatkrav hos olika organismer.

Avslutningsvis i denna del ges exempel på så kallade holistiska metoder. Dessa är i huvudsak konceptuella och utgångspunkten är att det är nödvändigt att beakta hela ekosystemet och hela flödesvariabiliteten, med målet att inget viktigt utelämnas. I framarbetandet av dessa ingår ofta så väl hydrologiska metoder som metoder som kopplar flöde och habitatkrav som redskap för att modellera fram ett miljöanpassat flöde. Till stor del kan holistisk modellering beskrivas som en process där företrädare för olika relevanta discipliner integrerar sina kunskaper och metoder för att gemensamt komma fram till en skötselplan för vattendraget. Tanken som finns bakom metoder av holistisk typ representerar ett modernt synsätt på naturresursen rinnande vatten, där hela

flödesspektrumet knyts ihop med ekosystemet som helhet och där flera intressenter representeras. De bästa metoderna bygger också på ett adaptivt synsätt på skötseln av naturresurser där regleringsregimer och vattenuttag justeras utifrån ökad kunskap. När det gäller reglering av vatten för vattenkraftsproduktion är det tveklöst detta synsätt som är "bästa miljöteknik". Utöver dessa metoder diskuteras problematiken med korttidsreglering och hur denna skulle kunna göras mer miljövänlig, bland annat genom att undvika perioder med nolltappning, minska högflödes/lågflödeskvoten, det vill säga att minska svängningarna i vattenföringen och minska förändringshastigheten i flödet.

Därpå följer ett kapitel som behandlar kopplingar mellan ekologi och flöde. Ett stort problem när det gäller att sätta lämpliga nivåer för miljöanpassade flöden och ekosystemets behov är att kunna göra förutsägelser om hur mycket vatten ekosystemet behöver och när olika flödesnivåer bör inträffa. En litteraturgenomgång i området där man i huvudsak tittat på fisk, makrovertebrater och vegetation visar att den absolut största effekten av förändringar av flödet är att man ser minskningar i alla uppmätta ekologiska parametrar, men att det utifrån befintlig litteratur är svårt att ta fram mer generella kvantitativa samband i form av t.ex. tröskelvärden. Slutsatsen var att existerande litteratur inte är ger ett tillräckligt bra underlag för att dra generella kvantitativa slutsatser som är användbara för att sätta generella riktlinjer för ekologiska flöden. Nivåer och frekvenser av olika flöden måste sättas utifrån de specifika förutsättningar som finns inom en region eller avrinningsområde. I och med att resultaten så pass tydligt visar på hur negativa antropogena flödesförändringar är för ekosystemet framhåller författarna av sammanställningen vikten av att upprätta nya undersökningsprogram för att fastställa sådana samband samt att dessa görs på regional basis. De pekar även på bristen på kunskap när det gäller flödesförändringar och inverkan på ekosystemprocesser.

Nästa del av rapporten tar upp exempel på hur man arbetar med att ta fram och implementera miljöanpassade flöden och regleringsregimer. Detta sker i dagsläget främst i Nordamerika, Australien och Sydafrika, men även i Nya Zeeland, Norge, Spanien, Italien, Schweiz och Storbritannien finns flera goda exempel på hur sådana genomförts. Exempel från regioner som uppvisar stora klimatologiska skillnader från svenska förhållanden och där det framför allt är konstbevattningens påverkan som påverkar ekosystem mest har vi inte tagit upp. Vi har valt att avgränsa exemplen till norra halvklotet och främst sådana som har något liknande klimatologiska och hydrologiska förutsättningar som Sverige.

Avslutningsvis ges en längre sammanfattning och slutsats mot bakgrunden av svenska förhållanden. Praktisk tillämpning av miljöanpassade flöden bör ta fasta på de olika egenskaperna hos flödet som t.ex. magnitud, frekvens, förändringshastighet och varaktighet. Tillämpningen bör också vara adaptiv, dvs. det är viktigt att följa upp responsen både i den abiotiska och biotiska miljön vid införandet av miljöanpassade flöden, oavsett vilken typ av metod eller modell man väljer för att kunna avgöra miljönyttan av detta och anpassa nivåer efter resultat. Metoderna bör kombineras med en generell översikt av förbättringspotential i vattendraget och en naturvärdesinventering för att

säkerheten i bedömningen av miljönytta skall bli så stor som möjligt. Avvägningar måste också göras mellan olika intresseområden, varför en analys av vilka konsekvenser, både positiva och negativa, de föreslagna flödesförändringarna har bör ingå. Förutom att implementera ett arbetssätt baserat på ett holistiskt synsätt finns det andra åtgärder av mer generell natur som skulle ge ekologiska vinster i stort sett i alla reglerade vattendrag. En sådan åtgärd är att undvika nolltappningar, i synnerhet där det finns strömsträckor nedströms, och införa minimitappningar förbi alla kraftverk. Dessa tappningar skulle kunna baseras på enklare hydrologiska metoder, t.ex. någon typ av lågflödesindex. En annan åtgärd är att genomföra planerade släpp av "värflöden". Dessa skulle sannolikt inte behöva återkomma varje år utan skulle man upprepa ett flöde motsvarande medelhögflöde vart 3–5 år skulle det sannolikt ha en positiv effekt på ekosystemet. Begränsningar av höjnings- och sänkingshastigheten vid korttidsreglering är också exempel av en åtgärd av mer generell natur som sannolikt skulle mildra de negativa effekterna av vattenkraftsproduktion.

Summary

The purpose of this report is to provide a knowledge base on ecological flows and ecologically adapted water regulation in watercourses used for hydroelectric power generation. The report begins by providing a background to what a watercourse's flow actually is, as well as connections between ecology and flow and how regulation of the flow for hydroelectric power generation affects flow regimes and ecosystems linked to running water. The purpose of this part of the report has not, however, been to give any kind of in-depth analysis of the impact on the ecosystem; it is instead intended to provide examples of impact based on changes to different variables in the flow regime.

The next part of the report discusses existing methods and models for producing ecological flows for a more environmentally adapted regulation. This part begins by defining an environmentally adapted flow from an ecosystem perspective. This is followed by a review of methods and models used/developed, in which models and methods are put into groups based on their complexity and scope.

First, a few examples of "hydrological" methods are given. These methods are based primarily on the model of water flow data and constitute around a third of the methods developed. These are often called "desktop" or "look-up" methods. They are normally based on the mean water flow or various Q-index values, which represent a flow that is exceeded during a certain period of the year, expressed as a percentage or number of days. The disadvantage of these is that they do not satisfactorily reflect the flow's variability, especially as they are often based on the mean annual flow, or flow levels that occur over a whole year. A better and more dynamic way of using these values is to look at flow levels by season. There are, however, models that better take into account variability, which are therefore considered to have a greater ecological relevance. One example of an early model of this design is "Range of Variability" (RVA), where long series of daily water flow data are used to characterise ecologically relevant components in the flow regime. The natural scope of hydraulic variability is described via various hydraulic indices, which have been developed based on existing knowledge of the flow's significance for different ecosystem components and processes. A good hydrological foundation that both reflects the variability in the unaffected flow, and provides good knowledge of how regulation has changed flow dynamics, is the basis for producing ecological flows in regulated watercourses. Then, a few examples are provided that link flows to canyon morphology and to the habitat requirements of different organisms.

The final part of this section gives a few examples of holistic methods. These are primarily conceptual and the premise is that it is necessary to take into account the entire ecosystem and all flow variability, with the intention of not leaving out any important elements. Developing these methods often involves both hydraulic methods and methods using flows and habitat requirements as tools for modelling an environmentally adapted flow. Holistic modelling can be largely described as a process in which representatives of different relevant disciplines integrate their skills and methods, in order to arrive at a care plan for the watercourse together. The idea behind methods of a holistic nature

represents a modern view of running water as a natural resource, in which the entire flow spectrum is tied to the ecosystem as a whole, and where several interested parties are represented. The best methods are also based on an adaptive view of the management of natural resources, where regulation regimes and water consumption are set based on an increased knowledge. When it comes to the regulation of water for hydroelectric power generation, this is undoubtedly the view that represents best environmental engineering practice. In addition to these methods, the problem of short-term regulation is discussed, and how this could be made more environmentally friendly, for example by avoiding zero flow periods, reducing the high flow/low flow quota, i.e., reducing the variation in water flow and the rate of change in the flow.

This is followed by a chapter on the links between ecology and flow. Once large problem in terms of setting appropriate levels for environmentally adapted flows and ecosystem requirements is the matter of predicting how much water the ecosystem will need and when different flow levels should occur. A review of relevant literature – primarily on fish, macroinvertebrates and vegetation – reveal that the greatest effect by far of changes in the flow is reductions seen in all measured ecological parameters, but that it is difficult to extract more general quantitative connections from the literature, for example in the form of threshold values. The conclusion was that existing literature does not provide a sufficient basis for drawing general quantitative conclusions that are useful for setting general guidelines for ecological flows. Levels and frequencies of different flows must be set based on the specific conditions within a region or catchment area. As the results clearly show how much of a negative impact anthropogenic flow changes have on the ecosystem, the authors of this material emphasise the importance of establishing new research programmes to determine these connections, and doing so on a regional basis. They also highlight the lack of knowledge on flow changes and their impact on ecosystem processes.

The next section of the report gives examples of how to develop and implement environmentally adapted flows and regulation regimes. This is currently done primarily in North America, Australia and South Africa, but a number of good examples can also be found in New Zealand, Norway, Spain, Italy, Switzerland and the United Kingdom. We have not included examples from regions that show great climatological differences from Swedish conditions and where artificial irrigation is primarily responsible for impacting the ecosystem. We have chosen to limit the examples to the northern hemisphere, primarily to those that have somewhat similar climatological and hydrological conditions to Sweden.

Finally, a longer summary and conclusion are provided against the background of Swedish conditions. Practical application of environmentally adapted flows should take into account the different characteristics of the flow, such as magnitude, frequency, rate of change and duration. The application should also be adaptive, i.e., it is important to follow up on the response in both the abiotic and biotic environments when introducing environmentally adapted flows, regardless of the method or model chosen to determine the environmental benefits, and adapt levels according to the results. The methods should be combined with a general overview of the potential for improvement

in the watercourse and an assessment of the nature conservation value, to make sure that the assessment of environmental benefit is as accurate as possible. Different areas of interest must also be weighed up, which is why an analysis of the consequences – both positive and negative – of the proposed flow changes should be included. Other than implementing an approach based on a holistic view, there are other measures of a more general nature that should produce ecological benefits in practically all regulated watercourses. One such measure is to avoid zero flow events, particularly where there are reaches downstream, and to introduce minimum flows past all power stations. These flows could be based on more basic hydrological methods, such as some form of low flow index. Another measure is to implement the planned release of “spring floods”. These would probably not need to occur every year. If the equivalent of a medium flow was to be repeated every 3–5 years, it would likely have a positive effect on the ecosystem. Limitations to raising and lowering speeds during short-term regulation is another example of a more general measure that would likely mitigate the negative effects of hydroelectric power generation.

Bakgrund

Flödesregim – vad är det?

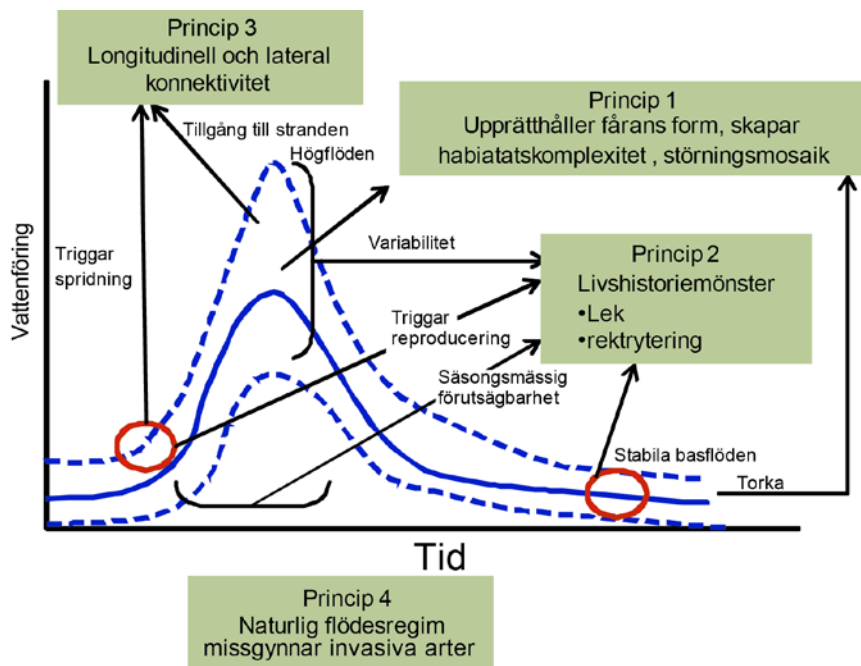
Ett vattendrags flöde varierar naturligt i tid och rum beroende på klimat och geomorfologi och det är just variabiliteten i vattenflödet som är en av de viktigaste strukturerande och funktionsupprätthållande faktorerna i naturliga vattendrag (Poff m.fl. 1997). Ur ett ekologiskt perspektiv är det alltså viktigt att se till dynamiken i den naturliga, opåverkade flödesregimen. Ett praktiskt sätt att göra detta på är att dela in flödesregimen i ekologiskt relevanta aspekter på flödet; magnitud (dvs. mängden vatten), ett flödes varaktighet (dvs. hur länge en viss flödesnivå håller i sig), frekvens (dvs. hur ofta under en bestämd tidsperiod en viss flödesnivå inträffar), timing (dvs. när under en bestämd tidsperiod ett visst flöde inträffar), samt förändringshastighet (dvs. hur snabbt ett flöde förändras). Ytterligare en aspekt är hur säsongsmässigt förutsägbart ett visst flöde är. För att behålla sin ekologiska integritet behöver hela flödesspektrumet i ett vattendrag reflekteras (Poff m.fl. 1997, Sheldon 2005, Naiman m.fl. 2008) och hela vattendraget, inklusive terrestra habitat påverkade av flödesförändringar, inkluderas (Junk m.fl. 1998, Tockner m.fl. 2000, Junk och Wantzen 2004). Hur flödet varierar skiljer sig åt beroende på position i landskapet och storlek på avrinningsområdet (Puckridge m.fl. 1998). Det finns dock en stark regionalitet i flödesmönster, vilken påverkas av faktorer som klimat och geomorfologi och de hydrologiska principerna är de samma och förutsägbara. Man kan därför tala om att det finns "klasser" av vattendrag (Poff m.fl. 2010). Det finns också stöd för att sambanden mellan ekologi och flöde är av en mer generell och regional natur, d.v.s. organismer är inte specifikt anpassade till ett specifikt vattendrags flödesmönster utan mer generella samband finns (Lytle och Poff 2004), men att olika typer av flödesvariabilitet, dvs. olika "klasser" av vattendrag ger upphov till olika ekologiska samhällen och livshistoriestrategier (Poff och Ward 1989, Poff m.fl. 1997, Pusey m.fl. 2000, Biggs m.fl. 2005).

Kunskapen om flödets betydelse tas dock endast i liten utsträckning tillvara i skötseln av vattendrag. Ofta ignoreras ekosystemets behov och vissa vattendrag "stängs av och på som omsorgsfullt utarbetade rörledningar" (Richter & Postel 2004). Historiskt sett har fokus när det gäller skydd, bevarande och skötsel av rinnande vatten legat på vattnets fysiska och kemiska kvalitet, och kvantiteten, dvs. hur mycket och när vattnet kommer har ofta enbart som bäst fokuserat på statiska minimiflöden (Poff m.fl. 1997). De flesta vattendragsforskare är numera överens om betydelsen av ett holistiskt och processbaserat synsätt för att förvalta rinnande vatten, för att på så sätt minimera påverkan på miljön (Brisbane Declaration 2007). Kärnan i detta ligger i att återskapa dynamik och konnektivitet i systemet. Detta innebär att man i möjligaste mån bör ta hänsyn till den naturliga variationen i flödesregimen vid nyttjande av naturresursen rinnande vatten så att strand och vatten samverkar och så att olika delar av vattendraget funktionellt hänger ihop. Reglering av vattendrag förändrar ofta en eller flera av dessa egenskaper vilket oundvikligen påverkar systemet.

Koppling mellan ekologi och flöde

Genom att flödesvariationen skapar miljögradienter och driver en dynamik i vattendraget som varierar både i tid och i rum skapas förutsättningar som gynnar hög biodiversitet. Hur flödet varierar inom och mellan år styr allt från näringstillförsel och konkurrensförhållanden mellan arter, till att utforma vattendragets geomorfologi. De ekosystem som är knutna till rinnande vatten, både i själva fåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till dessa variationer. Man kan säga att olika flöden utför olika tjänster för ekosystemen (figur 1), vilket i sin tur påverkar de ekosystemtjänster vattendraget bidrar med till människan (Bunn och Arthington 2002). När det gäller ekologiskt viktiga flödeskomponenter är det framförallt frekvensen, varaktigheten, timingen och förändringshastigheten hos fyra olika ”typer” av flöden som räknas som ekologiska flöden (tabell 1). Dessa är basflödet (det flöde i vattendraget som framförallt kommer från grundvatten), extrema lågflöden (flödet under mycket torra perioder), högflödespulser (mindre toppar av flödesökningar, t.ex. under kortvarigare regnperioder, dessa definieras i många analysprogram som flöden som överstiger 75 percentilen), och större översvämningar (högflödestoppar, t.ex. vårflod vid snösmältning).

Bunn och Arthington (2002) beskriver detta utifrån fyra olika principer vilka alla speglar variabiliteten i flödet. Princip 1 beskriver hur flödet definierar det fysiska habitatet i vattendraget och upprätthåller fårans form. Här är det framförallt magnituder av hög och lågflöden som är viktiga. Princip 2 beskriver flödets inverkan på organismers livshistoriemönster och berör i princip alla de fem viktiga flödeskomponenterna. Här är t.ex. aspekter som flödesförändringar, flödesnivåer, stabila basflöden och ”förutsägbarhet”, (dvs. organismer är anpassade till ett visst säsongsmässigt flödesmönster) viktiga. Princip 3 handlar om konnektiviteten i landskapet och utbyte mellan akvatisk och terrester miljö. Här är naturligtvis högflöden mycket viktiga, men också stabila basflöden. Mycket lågt satta minimiflöden minskar andelen tillgängligt habitat och förhindrar/försvårar organismers spridning. De leder också till att terrestra organismer t.ex. gran kan breda ut sig i strandzonen. Princip 4 handlar om problemet med invasiva arter och att de gynnas av en förändrad flödesregim på bekostnad av naturligt förekommande arter (Stromberg m.fl. 2007, Marchetti och Moyle 2001).



Figur 1. Olika flöden utför olika "ekologiska tjänster". Omarbetad efter Bunn och Arthington 2002.

Flödesdata och flödesstatistik

Tillgången på bra flödesdata är ett viktigt verktyg för att kunna analysera ett vattendrags flödesregim och hur reglering har påverkat flödet. En god temporal upplösning på data är viktig för att kunna analysera förändringar i vattenföring som är ekologiskt relevanta (Richter m.fl. 1996). För att fånga variabiliteten i flödet under året bör upplösningen på data vara på minst dygnsnivå. För analyser av förändringar i flöde i vattendrag som är påverkade av korttidsreglering krävs data på timnivå (Zimmerman m.fl. 2010).

Tabell 1. Exempel på olika flödeskomponenters betydelse för ekosystemet. Omarbetad efter Bunn och Arthington 2002.

Ekologisk flödeskomponent	Ekologisk betydelse
Basflöde	<ul style="list-style-type: none"> • Upprätthålla adekvata habitat för akvatiska organismer. • Upprätthålla lämpliga vattentemperaturer, mängd löst syre och god vattenkemi. • Upprätthålla vattennivån i strandjordar och tillse att vatteninnehållet i strandjorden inte blir för lågt under torra perioder. • Dricksvattenkälla för terrestra djur. • Hålla fisk- och amfibieägg dränkta. • Möjliggöra för fisk att röra sig i vattendraget för att söka föda och nå lekplatser. • Upprätthålla livsmiljöer för hyporeiska organismer (de som lever i vattenmättade sediment i fårans bottensikt).
Extrema lågflöden	<ul style="list-style-type: none"> • Upprätthålla rekrytering av vissa strandarter. • Motverka att invasiva växtarter etablerar sig. • Koncentrera födodjur till begränsade områden för att gynna predatorer (gäller framförallt större vattendrag). • Skapa refugier för födodjur genom att skapa områden där större predatorer inte kan komma åt dem (gäller framförallt mindre vattendrag).
Högflödespulser	<ul style="list-style-type: none"> • Forma vattendragsfåran. • Styr storlekssorteringen på bottensubstrat (mängden sand, grus och sten). • Hindrar att strandens vegetation växer ner i fåran. • Återställa vattenkvalitet efter perioder av längre lågflöden och "spola ur" föroreningar. • Syresättning av ägg i lekgrus, hindra att finare sediment packas i hålrum i grövre bottensubstrat. • Upprätthålla rätt nivåer på salthalt i estuariemiljöer. • Möjliggör nedströmsdrift av organismer. • Underlätta fiskvandring.
Större översvämningar	<ul style="list-style-type: none"> • Storskalig påverkan på fårans form, skapa nya habitat genom att skapa meandrande fåror (multipla fåror, korsjöar, etc.). • Underlätta fiskvandring och trigga lek hos fisk. • Trigga förändringar i faser i olika organismers livscykel (t.ex.) akvatiska organismer. • Tillgängliggöra svämplanen för fisklek, utgöra uppväxtområden för juvenil fisk. • Förse svämplanen med vatten till gagn för groddjurslek, fåglar och andra organismgruppers födoproduktion. • Tillgängliggöra nya födosöksområden för fisk och fågel knutna till vatten. • Återställa vattennivån i strandjordar. • Upprätthålla artrikedom i strandskogar genom relativt långvariga översvämningar då olika arter har olika toleransnivåer. • Definierar och kontrollerar fördelning och abundans av strandvegetation genom att dränka och/eller rycka upp viss vegetation. • Tillföra näring till strandekosystemen. • Upprätthålla artbalansen i strand- och vattenlevande samhällen. • Skapa habitat och områden för nyetablering av arter. • Formar det fysiska habitatet på stränder. • Deponera grus och småsten i lekområden. • Spola ner organiskt material (föda) och död ved (habitatstrukturer) till fåran. • Missgynna invasiva arter. • Sprider frön och andra spridningsenheter av strandlevande växter. • Upprätthålla markfuktighet för groddplantor.

Tillgängligheten på flödesdata ner på dygnsnivå har blivit relativt god i och med att SMHI lanserat Vattenwebb (<http://vattenwebb.smhi.se/>), där data från myndighetens mätstationer runt om i landet, samt data från kraftverk och dammar finns tillgängligt att ladda ner i form av Microsoft Office Excel®-filer. Här finns nu också modellerade vattenföringar från alla vattenförekomster i Sverige vilket gör det möjligt att använda dessa som substitut då referensdata saknas eller av annat skäl är olämpliga. SMHI lagrar även finupplöst (på kvartsbasis) data för ett stort antal oreglerade mätstationer, vilket kan beställas. Vattenregleringsföretagen har lagrat timdata för flöden i elektronisk form sedan första halvan av 1990-talet. Tidigare lagrades data i form av skriftrullar och dessa är därför svårbehandlade (Sandra Grauers Nilsson, muntl.). (Dock är regelringföretagen inte skyldiga att rapportera högupplöst data för SMHI, utan endast i form av dygnsvärden.) Det finns i nuläget inte heller några dataprogram eller färdiga modeller för analys av inomdygnsvariationer i flöden vilket gör analysen av timdata svårt och tidskrävande.

Regleringens påverkan på flödet och ekosystemet

Sötvattnekosystem anses vara bland de mest hotade i världen idag och till stor del anses detta bero på den stora störning som vattenkraften genom fragmentering och flödespåverkan medför för vattendragens ekosystem (WWF 2010). Vattenreglering förändrar ett vattendrag på ett fundamentalt sätt. Vattenhastigheter och mängden forslar reduceras, och förändringen återfinns i alla de ekologiskt relevanta flödesvariabler som tidigare nämnts. Ekosystemet förändring beror på hur mycket vattendragets reglerade flöden skiljer sig från naturtillståndet (Poff m.fl. 2010). Många svenska vattenkraftdammar saknar vandringsvägar och bestämmelser för minimitappningar. Av dom som har minimitappning är nivån ofta satt till 5 % av MQ eller lägre. Ett tiotal kraftverk släpper upp mot 10 % av MQ och i några få fall släpps 20–30 % av MQ (Bakken m.fl. 2012). Större delen av de större utbyggda vattendragen i Sverige består av serier av dammar, magasin och kraftverk. Flöden i ett vattendrag kan variera ifråga om när olika flöden infaller tidsmässigt samt även vilka magnituder, frekvenser, förändringshastigheter och vilken varaktighet dessa flöden uppvisar. Dessa flödeskaraktäristika är fundamentala för att fysikaliska och biologiska processer i vattendraget upprätthålls och avsteg från naturliga flöden leder till förlust av diversitet och förändrade och ekosystem. Renöfält m.fl. (2010) listade en rad förändringar som sker relaterat till olika flödeskaraktäristika, exempelvis kan uteblivna säsongsbundna höga flöden möjliggöra att invasiva och främmande arter får fäste i området samt att transporten av substrat upphör (tabell 2).

Tabell 2. Exempel på effekter av förändrade flödesregimer. Omarbetad från Renöfält m.fl. 2010.

Mekanism	Förändring	Ekosystemrespons
1. Flöde/Hydrologi:		
1.1 Magnitud	Ökad variation	Utspolning av organismer och organiskt material (Moog 1993, Cereghino och Lavandier 1998, Cortes m.fl. 2002, Weyers m.fl. 2003). Fiskars lekrområden med rom och yngel torrläggs. Ökad risk för onaturliga skred.
	Stabiliserat flöde	Dominans av konkurrensstarka arter och förlust av konkurrenssvaga arter (Holmes och Whitton 1981, Rørslett m.fl. 1989). Reducerad produktivitet och nedbrytningshastighet (Stanford m.fl. 1996, Ellis m.fl. 1999). Invasion av exotiska arter (Busch och Smith 1995, Stanford m.fl. 1996, Nilsson och Berggren 2000, Shafroth m.fl. 2005, Truscott m.fl. 2006, Beauchamp och Stromberg 2007). Strandlevande arter kan inte etablera sig (DeWine och Cooper 2007).
1.2. Frekvens	Ökad variation	Ökad erosion som leder till stress och förlust av organismer (Kondolf 1997, Hill m.fl. 1998). Minskad tillgång på habitat (Shea och Peterson 2007).
	Minskad variation	Försämrade utspolning av sediment (Osmundson m.fl. 2002), försämrade rensning av lekbottnar för exempelvis örting och asp. Dominans av konkurrensstarka arter och förlust av konkurrenssvaga arter (Wootton m.fl. 1996, Cortes m.fl. 2002, Bernez och Ferreira 2007)
1.3. Timing	Förlust/förändring av säsongsmässiga flödesvariabler	Minskad tillgång på habitat (Freeman m.fl. 2001, Hay m.fl. 2008). Störda livscyklar, minskad tillväxthastighet och förändrade successionsmönster (Toner och Keddy 1997, Friedman m.fl. 1998, Johansson och Nilsson 2002). Invasion av exotiska arter (Stromberg m.fl. 2007).
1.4. Varaktighet	Förlängda lågflöden	Förändrad abundans och diversitet (Anderson m.fl. 2006). Fysiologisk stress hos akvatiska organismer (McCullough m.fl. 2009, Hakkala och Hartmann 2004, Rolls m.fl. 2012).
	Förlängda högflöden	Förändrad artsammansättning i strandsamhället (Connor m.fl. 1981, Bren 1992, Crivelli m.fl. 1995, Toner och Keddy 1997, Friedman och Auble 1999).
	Förkortade lågflöden	Ökad tillgång på akvatiskt habitat.
	Förkortade högflödestoppar	Intrång av terrestra organismer (Johnson 1994).
1.5. Förändringshastighet	Snabba svängningar mellan vattennivåer	Utspolning och strandning av organismer (Kroger 1973, Saltveit m.fl. 2001). Underminering av strandbankar och förlust av vegetation (Grelsson 1985). Ökad skredrisk. Strandlevande arter kan inte etablera sig (Northcott m.fl. 2007).
2. Landscape interactions:		
2.1 Vattenhastighet	Omvandling av lotiskt till lentiskt habitat.	Förlust av arter knutna till strömmande vatten; ökad andel arter knutna till stillastående eller lugnflytande vatten (Copp 1990, Irz m.fl. 2006, Zhong och Power 1996). Minskad produktion av akvatiska evertebrater (Gratton och Van der Zanden 2009). Igenlamning av lekbottnar av grus och sten.

Mekanism	Förändring	Ekosystemrespons
2.2 Longitudinell	Korridorfunktionen fragmenteras av dammar, magasin och överledninggar.	Fragmenterade ekologiska samhällen och minskad migration/spridning (Andersson m.fl. 2000, Coutant och Whitney 2000, Jansson m.fl. 2000a, Lundqvist m.fl. 2008). Omfördelningen av sediment i vattendraget hindras (Ibanez m.fl. 1996, Vörösmarty m.fl. 2003, Anselmetti m.fl. 2007, Wang m.fl. 2007). Ökad kvarhållning av näringsämnen och organiskt material i magasin (Humborg m.fl. 2006).
2.3 Lateral	Sambandet mellan land och vatten minskar/går förlorat.	Minskad kolonisering och rekrytering av strandlevande organismer (Kingsford 2000, Rood och Mahoney 1990). Påverkar organismers habitatutnyttjande negativt (Ward m.fl. 1999). Minskad artrikedom (Galat m.fl. 1998, Galat och Lipkin, 2000, Kingsford 2000). Negativ påverkan på ekologiska funktioner t.ex. minskad produktivitet i både strand- och akvatiska ekosystem (Ward och Stanford 1995). Försämrade möjligheter till nedfallande löv, död ved och landinsekter.
2.4 Vertikal	Sambandet mellan yt- och grundvatten minskar/går förlorat	Minskad artrikedom (Brunke och Gonser, 1997). Minskad reproduktiv framgång hos fisk (Curry m.fl. 1994, Calles m.fl. 2007). Försämrad vattenkvalitet, t.ex. syrehalt. (Calles m.fl. 2007) och temperaturvariation (Poole och Berman, 2001). Försämrade förutsättningar för grundvattenberoende flora och fauna i strandbrinksområden.
2.5 Temporal	Reducerad heterogenitet och dynamik	Minskat tillskapande av habitat på grund av störd omfördelning av sediment (Shields m.fl., 2000). Homogenisering av flöden mellan vattendrag och mellan regioner, vilket gynnar vanligare generalistarter och missgynnar arter som är särskilt anpassad till lokala förhållanden (Poff m.fl. 2007). Reducerad habitatsdiversitet vilket leder till en likriktning av artsammansättningen på landskapsnivå (Stanford m.fl. 1996).

Den påverkan som en damm eller ett kraftverk har på de uppströms liggande vattendragen beror till stor del på den regleringsregim som råder. Vanligtvis har ett reglerat vattendrag i jämförelse med ett oreglerat en mer utjämnad vattenföring under året. I sådana fall minskas vårfloden, medan vattenföringen vintertid är avsevärt högre i det reglerade vattendraget (s.k. omvänd reglering, Krström m.fl. 2010). Vid ett älvmagasin kan dygnsregleringsamplituden vara på över 0,5 m och detta skapar stranderosion och hindrar att växter kan etablera sig i strandregionen (Jansson 2008). I de fall som regleringsregimen ändrar säsongsbundna översvämningar, som t.ex. vårflod, hindras de näringstransporter med efterföljande ekologiska processer som en sådan process i naturtillståndet skapar (tabell 2).

Medelamplituden i svenska regleringsmagasin är 7 m och i dessa kan ett eller flera års avrinning magasineras. I extremfall kan regleringsamplituden i ett magasin uppgå till 35 m (exempelvis Suorvadammen i Lule älv). Vid höga regleringsamplituder kan tillgängligheten till biflöden försämrats och när magasinet tömts under våren torrläggs magasinets strandregion och drabbas av erosion. Detta leder i sin tur till en minskad basalproduktion och hela näringskedjor tunnans ut. I slutänden leder detta till en oligotrofiering av vattensystemet och till att t.ex. fiskproduktionen begränsas kraftigt (Milbrink

m.fl. 2011). En åtgärd för att motverka denna effekt är att näringsberika regleringsmagasinen (Rydin 2008).

I både älv- och regleringsmagasin upphör vattenströmningar i magasinets nedre delar när regleringsluckorna stängs vilket missgynnar strömvattenlevande organismer och hindrar spridning av växtfröer. Även vattentemperaturförhållanden ändras och kallvattenarter kan missgynnas eftersom det stillastående vattnet lättare värms upp under värmeperioder vilket i vissa fall kan utgöra ett minst lika stort problem som barriäreffekten i sig (Heyes m.fl. 2006). Detta kan i sin tur även leda till minskad mängd upplöst syre i vattnet (Najjar m.fl. 2000, Nilsson och Svedmark 2002, Ficke m.fl. 2007, Renöfält m.fl. 2010). Dessutom kan fiskyngel strandas av hastiga sänkningar av magasinens vattennivåer, vilket kan leda till en ökad dödlighet bland laxfiskars yngel (Bell m.fl. 2008).

Nedströms ett älvmagasin kan flödesnivåer variera kraftigt under mycket kort tid. Ahonen (2013) fann att förändringar mellan 0 m³/s till 500 m³/s och tillbaka till 0 m³/s under loppet av fem timmar i Ångermanälvens magasin. Höga, snabba förändringar kan bl.a. leda till ökad stranderosion, förändrade isförhållanden (vilket leder till erosionsproblem, skador på vegetation och sociala effekter för t.ex. friluftsliv p.g.a. ostabila isar) förändrade fröbanker, sediment- och näringstransporter och till att organismer strandas och dränks (tabell 2). Dessutom leder en sådan regleringsregim sannolikt till förluster av naturliga ur naturvårdssynpunkt värdefulla habitat och förlust av habitatdiversitet för strand- och vattenorganismer i ekosystemet. Det är även troligt att den vattentäckta ytan minskas samt att vattentemperaturer och – hastigheter förändras till följd av höga regleringsintensiteter.

Utöver detta kan det uppstå förändringar i transportmönster för organiska ämnen till den grad att hela näringsvävar påverkas (Blinn m.fl. 1995, Freeman m.fl. 2001, Bunn och Arthington 2002, Halleraker m.fl. 2003, Grand m.fl. 2006, van Looy m.fl. 2007, Fette m.fl. 2007, Sabater m.fl. 2008, Smorokowski m.fl. 2011, Greet m.fl. 2013). Sänkta vattenhastigheter som vid t.ex. dammar leder till att sediment sjunker till botten (Syvitski m.fl. 2005). Vattnet som sedan släpps från dammen är därför sedimentomättat, s.k. hungrigt vatten, vilket leder till att vattnet lättare tar upp sedimentpartiklar. Detta leder i sin tur till en ökad erosion nedströms dammen (Kondolf 1997). Onaturliga flöden vintertid kan leda till att kravis, bottenis och isproppar bildas i större utsträckning än i oreglerade vattendrag. Detta leder till skador för vatten- och strandorganismer (Nilsson och Renöfält 2008).

Flödesdata finns oftast tillgängligt i form av dygnsmedelvärden och därför bygger de flesta studier och vägledande modeller för vattenreglering på sådana data. Ett problem med detta är att variationer inom dygnet inte upptäcks vid en analys. Förståelsen för hur förändrade flödesregimer på dygnsbasis påverkar är viktig då vattenreglering kan ge drastiska förändringar i vattenhastighet och magnitud under ett dygn. En viss variation inom dygnet förekommer även i naturliga vattendrag, framförallt i vattendrag där vattentillgången styrs av avsmältning av glaciärvatten där avsmältningen uppvisar en dygnskillnad, samt i mycket små vattendrag som reagerar snabbt på förändringar i nederbörd. I större oreglerade vattendrag i Sverige är dock dygnsvariationen mycket låg (Ahonen 2013). Förändrade frekvenser, magnituder och

förutsägbarhet hos flödesförändringar inom dygnet har visat sig kunna reducera täthet, diversitet, reproduktionsframgång och överlevnad hos vatten- och strandorganismer (Blinn m.fl. 1995, van Looy m.fl. 2007). I extremfall kan organismer dränkas eller strandas av hastiga flödesfluktuationer och även strandbankar kan kollapsa. Dessutom kan dessa flödesförändringar leda till andra former av fysiska förändringar i ekosystemet såsom; förlust av stabilt habitat för vatten- och strandorganismer, förändringar i sedimentdynamiken och sedimentens fröbanker, förändringar i vattentemperatur och – hastighet samt reduktion av vattentäckt yta och habitatdiversitet (Blinn m.fl. 1995, Freeman m.fl. 2001, Halleraker m.fl. 2003, Grand m.fl. 2006, van Looy m.fl. 2007, Fette m.fl. 2007, Greet m.fl. 2013). Utöver detta kan transportmönstren för organiskt material förändras, vilket i sin tur kan påverka ekosystemets födovävar (Sabater m.fl. 2008, Smorokowski m.fl. 2011).

Under de senaste decennierna har flödesdata alltmer rapporterats på kvarts- till timbasis och även lagrats i elektronisk form. Dock är analyser av sådana data problematiska eftersom datamängden blir väldigt omfattande och det sällan finns data för både före och efter en förändring av flödesregimen skett samt att det finns få modeller och program för detta ändamål. De flesta studier av korttidsregleringens ekologiska effekter har kvantifierat variationen i flödesförändringar på timbasis vid en specifik lokal genom att undersöka minimiflödet (Weisberg och Burton 1993, Travnichek m.fl. 1995), maximal flödesförändringshastighet (Halleraker m.fl. 2003), koefficienten för flödesvariationer (McKinney m.fl. 2001) eller mätt minimi- eller maximalflöden som en procentandel av den totala avrinningen under dygnet (Lundquist och Cayan 2002, Grand m.fl. 2006). Därefter har mätvärdena kopplats till ekologiska effekter och på så sätt kan man bedöma vilken påverkan förändrade timflödesvariationer har i lokaler som kan förväntas uppvisa sådana mönster, som t.ex. när ett vattenkraftverks flödesregim ändras.

En av korttidsregleringens extremaste effekter uppstår när s.k. nolltappningar tillämpas, dvs. att det inte rinner något vatten alls i fåran. I torra regioner som t.ex. Sydafrika och Australien förekommer säsongsvisa torrläggningar av vattendragsfåran på grund av naturliga orsaker och i dessa ekosystem är organismerna i viss mån anpassade till ett sådant tillstånd. Mänsklig aktivitet kan förändra tidpunkt, varaktighet och mönster för torrläggningar och detta leder till, förutom den uppenbara följden att vattenlevande organismer strandas eller torkar ihjäl - alternativt dränks eller spolas bort vid en alltför hastig flödesökning, till djupgående förändringar för både struktur och funktion hos det drabbade vattendragets ekosystem. Hela näringskedjor påverkas negativt, men den absolut svåraste effekten ses för större och rovlevande arter i ekosystemet. Ofta försvinner dessa helt från det drabbade området (Theiling m.fl. 1996, Ledger m.fl. 2011, Woodward m.fl. 2012, Leigh 2013).

Förekomsten av nolltappningar i reglerade svenska vattendrag är känd men det är inte i detalj undersökt i vilken omfattning detta sker. En studie gjord på vattenföringsdata på timbasis från sju kraftverk under perioden 1993–2011 i Ångermanälvens reglerade delar visade att det förekom nolltappningar i medeltal 105 dagar per år och kraftverk. Vid en jämförelse mellan perioden 1993–2007 och 2008–2011 steg medeltalet för nolltappningsförekomster från

72 till 225 och den sammanlagda varaktigheten (durationen) per år och kraftverk resp. 587 till 1558 timmar (Ahonen 2013).

I de fall där vattendragets ursprungliga fåra periodvis blottläggs i en s.k. torrfåra blir de ekologiska effekterna svåra och långvariga. Denna miljö är specifik för vattenkraftsanläggningar och få organismer klarar att etablera sig i området eftersom det drabbas av långvariga och oförutsägbara torrperioder samt plötsliga, oförutsägbara och emellanåt våldsamma översvämningar (Jansson 2008). Exempelvis kan ett enda torrläggningstillfälle förkorta näringsvävslängden till en tredjedel av ursprunglig längd och effekten av en sådan åtminstone varar i 20 år (Sabo 2010).

Stora avsteg från naturliga säsongsvariationer i flöden påverkar hela ekosystem negativt från primärproduktion till predatornivå. Vattendragets geomorfologi och dynamiken i denna förändras när vattendraget fragmenteras av dammar, vattenhastigheten minskar och t.ex. vårfloden uteblir (Graf 2006). En kraftig vårflod omformar och förflyttar vattendragets bottensediment och bottensubstrat. Vårfloden kan även omforma vattendragets fåra och sprida substrat, sediment, fröer och näringsämnen till översvänningsområden (Poff m.fl. 1997, Anderson m.fl. 2000). Artsammansättningen längs reglerade vattendrag förändras och fragmenteras (Jansson m.fl. 2000a, Jansson m.fl. 2000b). De avsteg från naturliga flödesvariationer som ett reglerat vattendrag uppvisar har effekter som kan uppmätas avsevärda sträckor från själva vattendraget och dess strandregion. Exempelvis förändras fågelsamhällets migrationsmönster när ett vattendrag regleras (Jonsson m.fl. 2012a, Jonsson m.fl. 2012b, Strasevicius m.fl. 2013). Fragmentering genom dammar och flödesreglering misstänks också minska tillförseln av upplöst kisel till haven. Detta kan begränsa primärproduktionen och har angetts som en möjlig orsak till nuvarande situation med svikande produktion genom hela näringskedjan i Östersjön (Conley m.fl. 2008, Humborg m.fl. 2008, Papush 2011).

Befintliga metoder och modeller för ekologiska flöden och miljöanpassad reglering

I takt med att vattenkraftens negativa miljöverkningar blivit alltmer kända har även olika metoder för att motverka miljöskador framarbetats världen över. Tharme (2003) gjorde en genomgång av vilka metoder som upp till den tidpunkten framarbetats, och fann 203 olika metoder fördelade på 44 olika länder. Sedan denna tidpunkt har utvecklingen varit explosionsartad när det gäller vetenskapen om miljöanpassade flöden, och det är något som allt mer integreras i skötseln av vattendrag internationellt sett. Man kan se en historisk utveckling av metoder från relativt statiska minimitappningsnivåer, där flödet utgör en viss procent av medelvattenföringen, till mer sofistikerade modeller där hydraulik och habitatkrav för en eller ett fåtal organismer modelleras fram. Sedan mitten av 1990-talet har så kallade holistiska metoder tagits fram. Utmärkande för dessa är att de beaktar hela spektra av flödesvariabilitet, och alla i ekosystemet ingående komponenter.

Att förstå mekanismerna bakom flödesvariabilitet och upprätthållande av ekosystemets integritet och ekosystemtjänster och att arbeta ur ett avrinningsområdesperspektiv är en utmaning för forskarsamhället och de som ansvarar för att upprätthålla den ekologiska statusen i påverkade vattendrag. Trots att insikten om hur viktig just naturlig flödesvariabilitet är för ekosystemet och att befintlig kunskap hela tiden ökar leder detta tyvärr till att man fortfarande ignorerar modeller som inkorporerar en mer naturlig komplexitet till förmån för en mer förenklad, statisk miljöanpassning av flödet. Många forskare varnar för en sådan utveckling (Arthington m.fl. 2006) då det med stor sannolikhet kommer att leda till att vattendragsekosystemen globalt sett försämras ytterligare då det i delar av världen pågår mycket nyutbyggnad av vattenkraft, och att de skador som uppstått i redan utbyggda vattendrag inte lindras. I stället manar man till att, trots bristande kunskap, använda sig av modeller som inkorporerar en naturlig variabilitet, och att underhand kalibrera dessa modeller med insamlade data på ekologiska och hydrogeomorfologiska indikatorer.

Definitionen av ett miljöanpassat flöde (environmental flows)

Även om fenomenet att anpassa reglerade flöden för att motverka negativa ekologiska effekter funnits under mer än ett halvt sekel, har det inte funnits någon universell definition om vad ett miljöanpassat flöde är. IUCN-publikationen *'Environmental Flows – The Essentials'* (Dyson m.fl. 2003) definierar miljöanpassade flöden som: *“An ‘environmental flow’ is the provision of water within rivers and groundwater systems to maintain downstream ecosystems and their benefits, where the river or groundwater system is subject to competing water uses and flow regulation. Since*

regulation of flow can occur through direct infrastructure (like on-stream dams) as well as through diversions of water from the system (for example by pumping water away), there are different ways in which environmental flows can be provided.”

År 2007 samlades över 750 forskare, ekonomer, ingenjörer och policyarbetare från 50 olika länder, på en konferens i Brisbane **10th International River Symposium and Environmental Flows Conference** där inriktningen var just miljöanpassade flöden. Under denna konferens togs en deklaration fram med syftet att belysa vikten av att upprätthålla ekologiska flöden i vattendrag. Målgruppen för denna deklaration var beslutsfattare och politiker världen över. Ett miljöanpassat flöde definieras här som det flöde som ”speglar den magnitud, timing och kvalitet av vattenflöde som behövs för att upprätthålla fungerande ekosystem i sjöar, vattendrag och estuarier och de människor som är beroende av dessa”.

“Environmental flows describe the quantity, timing, and quality of water flows required to sustain freshwater and estuarine ecosystems and the human livelihoods and well-being that depend on these ecosystems.”

I denna definition tydliggjordes människors koppling till alla de ekosystemtjänster som vattendragen bidrar med.

Hydrologiska metoder

Hydrologiska metoder bygger framförallt på modellering av vattenföringsdata och utgör ca en tredjedel av de metoder som tagits fram (Tharme 2003). I sin genomgång rapporterar hon 61 olika hydrologiska index och tekniker. Ofta kallas dessa även ”desk-top” metoder eller ”look-up” metoder. De baseras oftast på andel av medelvattenföring.

Den kanske historiskt mesta kända och använda av dessa modeller är den s.k. Tennant(Montana)-modellen. Den utarbetades i USA av Tennant (1976) och USFWS (US Fish and Wildlife Service) för att specificera minimiflöden. Detta gjordes genom att kalibrera data från hundratals vattendrag i den amerikanska mellanvästern. Visserligen ger modellen endast en procentstandard för flödet, men den utvecklades med hjälp av ett relativt brett underlag av data om livsmiljöer, hydraulik och biologi. Modellen presenteras i tabellform där olika andelar av årsmedelvattenföringen kopplas till olika ekologiska tillstånd under olika säsonger varefter ett minimiflöde rekommenderas. De ekologiska kategorierna sträcker sig från ”dålig eller minimal” vilket motsvarar 10 % av den årliga medelvattenföringen till ”optimal”, vilket motsvarar 60–100 % av densamma. Nackdelen med dessa typer av relativt statiska minimiflöden är att de ofta riktar sig till enbart en eller ett fåtal arter, att de är anpassade till ett specifikt system (i detta fall mellanvästern, USA) och att de inte speglar den tidsmässiga variabiliteten i flöde.

Andra vanliga metoder att ange minimiflöden är olika Q-index (lågflödesindex) som anger ett flöde som överskrids en viss andel av året under en tidsperiod, angivet i procentandel eller antal dagar. Traditionellt sett har dessa ofta använts för att upprätthålla en viss vattenkvalitet (Pyrce 2004). Q95-indexet som anger det flöde som råder eller överskrids 95 % av tiden räknas som ett av de allra vanligaste. Q90-indexet står för samma sak men för 90 % av tiden. 7Q10-indexet är också frekvent använt (Pyrce 2004). Det anger det flöde

som motsvarar eller överskrider ett lågflöde som varar sju dagar och har en periodicitet på tio år, och Q364 står för den naturliga vattenföring som överskrider 364 dagar per år (dvs. hela året sänkt som på en–två dagar). Nackdelen med dessa typer av index är att de saknar biologisk relevans och ger låga och statistiska flöden vilka inte speglar variabiliteten i flödet.

Sedan tidigt 1990-tal har det dock utvecklats modeller som bättre tar hänsyn till variabilitet, och dessa anses därför ha större ekologisk relevans. Ett exempel på en sådan modell är "Range of VAriability" (RVA, Richter m.fl. 1996, 1997). För analys av vattenföringsdata används programvaran "Indicators of Hydrologic Variability" (IHA), viken är fritt tillgänglig från The Nature Conservancy. Inputdatat i IHA är långa serier (minst 20 år för att täcka naturlig klimatvariation) av vattenföringsdata från före och efter en damm byggts. Alternativt kan data från ett närliggande jämförbart system användas.

Denna programvara har använts i många olika studier av vattenföringsförändringar och miljöanpassade flöden världen över (Tharme 2003). Metoden karaktäriserar ekologiskt relevanta komponenter i flödesregimen och den naturliga omfattningen av hydrologisk variabilitet beskrivs genom 32 olika hydrologiska index (IHA) som tagits fram genom långa serier av vattenföringsdata. Indexen är framtagna utifrån rådande kunskap om flödets betydelse för olika ekosystemkomponenter och processer. Dessa index grupperas sedan i fem olika kategorier av flödeskaraktäristik, såsom storlek, tidpunkt, frekvens och varaktighet och hur snabbt förändringar i flöde sker. Metoden syftar till att definiera provisoriska standarder som kan övervakas och modifieras över tiden.

Ett problem när det gäller att implementera miljöanpassade flöden som på ett bra sätt speglar en naturlig variation i vattenföring är att hitta balansen mellan komplexitet och användbarhet i ett skötselssammanhang. Olden och Poff (2003) fann att många av de index som används i IHA är korrelerade, vilket kan ge upphov till ineffektiva och onödiga skötselbeslut, och de visade genom analyser av 420 vattenföringspunkter spridda över hela USA att de 32 hydrologiska indexen kunde ersättas av nio parametrar. Vid val av indikatorer för hydrologisk förändring är det därför viktigt att analysera vilka index som är mest relevanta för den typ av system man tittar på. Olden och Poff (2003) presenterar en metod att göra detta.

Black m.fl. (2005) utgick från IHA då de inom ett forskningsprogram tillsammans med Skottlands naturvårdsverk (Scottish EPA) utvecklade en metod för att bedöma hydrologisk påverkan och göra riskanalyser i Storbritanniens vattenförekomster; Dundee Hydrological Regime Assessment Method (DHRAM), och syftet var att kartlägga hydrologisk förändring. Modellen är specifikt utvecklad att användas där tillgången på data för ett opåverkat system är bristfällig, genom att använda modellerade vattenföringar. Outputn från modellen ger förutom en översikt över flödesförändringar, även en riskbedömning i fem klasser för vattendragets ekosystem kompatibelt med kraven i vattendirektivet.

Fördelen med hydrologiska metoder är att de inte kräver mer data än just vattenföringsdata. De är därför relativt enkla att använda och inte heller så kostsamma. Nackdelen är att de inte har mer än en indirekt koppling till ekologin eller geomorfologin i vattendraget.

Habitatsimuleringsmetoder och metoder för hydraulisk värdering

Problemet med att sätta enbart minimiflödesnivåer är förutom avsaknaden av direkt koppling till ekosystemet, att en viss mängd vatten uppför sig olika beroende på hur geomorfologin i vattendraget ser ut. Det fanns därför ett behov av att utveckla metoder som tog hänsyn till hydrauliken. Tharme (2003) presenterar 23 olika metodologier för hydraulisk värdering och modellering av "våt perimeter". Dessa modeller utvecklades framförallt under 1960- och 70-talen för att kunna föreslå flöden som skulle kunna upprätthålla ett ekonomiskt viktigt laxfiske i USA och flera modelleringsverktyg har tagits fram. Modellerna har under senare år mer och mer kommit att ersättas av mer sofistikerade modeller för simulering av livsmiljöer och ingår även som komponenter i holistiska metoder för miljöanpassade flöden. Ett välkänt och välanvänt modelleringsverktyg som tagits fram av Danish Hydraulic Institute (DHI) tillsammans med Franska och brittiska kollegor är MIKE by DHI (<http://www.mikebydhi.com/>). Verktöget finns i ett flertal versioner för olika användningsområden.

Habitatsimuleringsmetoder bygger på kopplingar mellan ett vattendrags geomorfologi, hydrologi och habitatkrav hos vattenlevande organismer. Metodologier för simulering av livsmiljöer räknas till den näst vanligaste kategorin av modeller för miljöanpassade flöden (Tharme 2003). Många av dessa har dock använts enbart i enstaka fall. Den metodologi som historiskt varit mest populär är "Instream Flow Incremental Methodology" (IFIM). Den utvecklades av US Fish and Wildlife Service under senare delen av 1970-talet. Metoden kan närmast beskrivas som ett ramverk för att utvärdera effekter av förändrad vattenföringsregim på andelen tillgängliga livsmiljöer, oftast för enstaka arter eller grupper av arter. Ramverket består av fem olika faser: (1) problemidentifiering, (2) projektplanering och beskrivning av avrinningsområdet, (3) utveckling av modeller, (4) formulering och tester av olika scenarier, och (5) resultat från faserna 3 och 4 används i förhandlingar för att lösa de problem som identifierats i fas ett. I korthet kan själva modellerings- och scenariefaserna beskrivas som ett brett spektrum av hydrauliska modeller och modeller för simulering av livsmiljöer som integrerar flödesrelaterade förändringar i livsmiljöer med livsmiljökrav hos de ingående arterna. En av de mer kända och använda komponenterna i IFIM-metodologin är PHABSIM ("Physical Habitat Simulation Model") som utvecklats för att matcha en organisms livsmiljöbehov under flera av dess livsstadier med flöden som täcker dessa behov. De modeller för simulering av livsmiljöer som ingår i IFIM designas ofta bara för enstaka arter, oftast fisk och i mindre utsträckning vatteninsekter. PHABSIM anses ha många begränsningar vilket den viktigaste är att den ensidigt ofta bara beaktar främst minimiflöden och optimala flöden en eller ett fåtal arter och inte ser till ekosystemets helhet. Resultaten kan också vara svårtolkade (Gan och McMahon 1990) och den kan främst användas i mindre vattendrag eller delar av vattendrag eftersom den kräver mycket data vilket också gör den dyr (King och Tharme 1994, King och Louw 1998). Denna begränsning kan äventyra den biologiska mångfalden och de viktiga processerna i hela ekosystemet. Trots sina begränsningar kan IFIM ses som en mil-

stolpe i utvecklingen av metoder för miljöanpassade flöden, och detta tack vare att den är betydligt mer visionär i sin utformning än tidigare metoder varit.

US Army Corps of Engineers har via sitt hydrologiska ingenjörscenter (HEC) under lång tid utvecklat modelleringsverktyg för vattenmiljöer. Ett sådant verktyg är River Analysis System (HEC-RAS). Verktyget kan användas bl.a. för att göra analyser av sedimenttransport och temperaturmodelleringar. Vidare har man utvecklat ett verktyg; The Ecosystem Functions Model (HEC-EFM) som är designat för att kunna modellera ekosystemresponser på flödesförändringar. HEC-EFM analyser inkluderar: 1) statistisk analys av samband mellan hydrologi och ekologi, 2) hydraulisk modellering och 3) användande av Geografiska Information Systems (GIS) för att visa resultat och andra spatiella data. Verktygen finns för nedladdning på HECs hemsida <http://www.hec.usace.army.mil/software/>.

I slutet av 1990-talet började Universitetet i Stuttgart utveckla habitatsimuleringsmodellen "Computer Aided Simulation Model for Instream Flow and Riparia" (CASiMIR). Modelleringsmoduler har utvecklats för fisk, akvatiska evertebrater, strandvegetation, samt en modul som utvecklats för att beräkna effekter av förändrade flödesregimer på energiproduktion. Det finns även en modul för Arc-GIS baserad habitatmodellering. Basvarianter av CASiMIR- modulerna finns för gratis nedladdning och man erbjuder introduktionskurser, varefter man kan ladda ner fulla varianter av programmen.

Dilts presenterar ett Arc-GIS baserat verktyg, Riparian Topography Tools, som utvecklats för att för att kartlägga potentiell fördelning av strandvegetation baserat på flödesnivåer genom att använda högupplösta digitala höjdm modeller (LiDAR-data, Dilts m.fl. 2010). Syftet med verktyget är att kunna göra förutsägelser av strandvegetationens fördelning utifrån två prediktiva ytor; Height Above River (HAR) och den översvämmande ytan, vilken räknas fram från HAR. På så sätt kan potentialen för att en viss flödesnivå skall översvämma ytor (Floodplain Inundation Potential, FIP), lämpliga för t.ex. restaurering eller med särskilt skyddsvärde analyseras. Verktyget utvärderades av staten Kalifornien inom deras program Central Valley Flood Management Program (Floodsafe California 2012). Syftet med utvärderingen vara att ta fram en metod som skulle kunna ersätta HEC-EFM för att kunna kartlägga möjligheten att restaurera strandskogar och modellera översvämningspotential på en större skala och bortom de tvärsektioner man hade i dessa modeller. De konstaterade att metoden visserligen inte kan ersätta en mer detaljerad hydraulisk modellering men är ett användbart redskap för planering och mer övergripande studier på landskapsnivå. Verktyget finns att ladda ner på <http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=16792%20>.

Holistiska metoder

Holistiska metoder började utvecklas under 1990-talets första år och utgör en allt ökande del av de metoder som tas fram (King m.fl. 2003, Tharme 2003). De kan beskrivas som konceptuella modeller som utgår ifrån att ekosystemet ska få utvecklas på ett uthålligt sätt och att det är nödvändigt att beakta hela ekosystemet och hela flödesvariabiliteten, med målet att inget viktigt utelämnas. I framarbetandet av dessa ingår ofta så väl hydrologiska metoder

som habitatsimuleringsmetoder som redskap för att modellera fram ett miljöanpassat flöde. Till stor del kan holistisk modellering beskrivas som en process där företrädare för olika relevanta discipliner integrerar sina kunskaper och metoder för att gemensamt komma fram till en skötselplan för vattendraget. Australien, och kanske framförallt Sydafrika har varit föregångsländer för forskning och förverkligande av dessa metoder.

Sedan utvecklingen av holistiska metoder började för cirka två decennier sedan har det skett en närmast explosionsartad utveckling. Flera av de modeller som nämns i litteraturen kan mest definieras som kortlivade övergångsfaser till förbättrade versioner. Ofta är modellerna direkt anpassade till enstaka situationer, eller vattendrag. Speciellt i Australien har valet av modeller lika mycket grundats på politiska beslut som på vetenskap (Hughes 2003). Detta har lett till att många snarlika modeller utvecklats. Dock kan utvecklingen sägas ha gått från relativt löst sammansatta idémodeller till modeller med mer eller mindre kvantitativa och standardiserade redskap för att definiera flödesregimen för vattendraget.

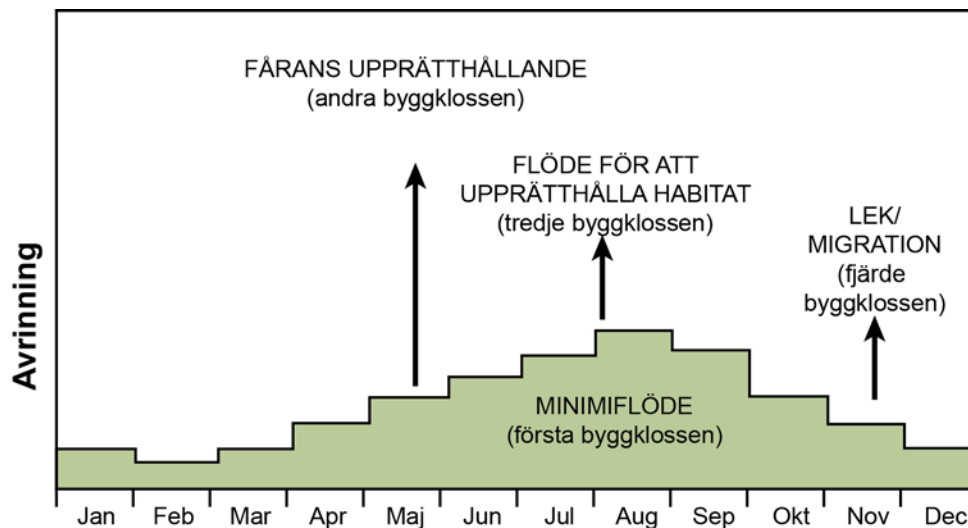
Den mest kända och applicerade av dessa är byggstensmetodologin ("Building Block Methodology", BBM, King och Tharme 1994, Tharme och King 1998, King och Louw 1998, King m.fl. 2008). Från början var BBM en löst sammansatt idémodell som utvecklats under en rad workshops med olika forskare inblandade. Med tiden har metoden formaliserats allt mer och en manual för dess användning har tagits fram (King m.fl. 2008). Då Tharme (2003) gjorde sin litteraturgenomgång hade BBM i sin ursprungliga form applicerats på ca 15 olika vattendrag i Sydafrika och enstaka vattendrag i Australien och Swaziland. Modifierade former av modellen hade tillämpats på ytterligare 33 sydafrikanska vattendrag (Tharme 2003). Efter detta har modellen även tillämpats, eller övervägas att tillämpa, i vattendrag utanför Australien och Sydafrika.

Till exempel har modellen använts av SINTEF Energy Research för att bedöma miljöanpassade flöden i reglerade vattendrag i Norge; Suldalslågen, Mandalselva vid Laudal kraftstation, Altaälven och Kjelaäi (Alfredsen m.fl. 2012), och Kvinaälven (Forseth m.fl. 2012). Här har huvudsyftet varit att förbättra förhållandena för lax. Metoden kan dock sägas vara lämplig för många olika syften.

Tillvägagångssättet i BBM är att ett flöde modelleras fram successivt från ett nollalternativ genom att flöden för specifika ändamål adderas över tiden (figur 2). Modellen byggs upp med hjälp av en expertpanel, i idealsituationen med företrädare för alla inbegripna vetenskaper. Det är viktigt att ha en klar målsättning innan arbetet börjar. T.ex. kan målsättningen vara bred som att uppfylla kraven i EUs vattendirektiv, eller smalare som t.ex. gynna produktionen fisk i vattendraget. Kortfattat består arbetet av tre huvudsteg; (1) förberedelse och framtagande av bakgrundsmaterial (t.ex. hydrologiska data, biologiska data, geomorfologiska data) (2) workshop med expertpanel där modellen tas fram, och (3) modellen ställs mot andra aspekter, t.ex. tekniska, ekonomiska eller sociala aspekter (King m.fl. 2008).

Den första byggklossen består av att definiera ett miniflöde för vattendraget. Den andra byggklossen som adderas är flöden för att upprätthålla geomorfologiska processer och färens struktur. Därefter adderas flöden för att

tillgodose livsmiljöbehov, reproduktionsbehov och spridningsbehov för organismer. Den vetenskapliga grunden för olika antaganden kan variera kraftigt i kvalitet, från antaganden gjorda efter fältbesök till mer detaljerade studier över flödesbehovet hos så många ekosystemkomponenter som möjligt, även organismer som är mer indirekt knutna till vattendraget, t.ex. fåglar, och även viktiga ekologiska processer som näringsutbyte mellan fåran och stranden och ekologiska samband mellan vattendraget och kustvattnen.



Figur 2. Ett hypotetiskt exempel på hur flödet byggs upp med olika byggstenar i BBM (Building BlockMethodology). Figuren modifierad efter King och Louw (1998).

Kvaliteten på bedömningarna av flödesbehov för olika ekosystemkomponenter kan variera starkt. Både hydraulisk värdering, modeller för sedimenttransport och livsmiljömodellering kan utgöra en grund för att bestämma flödesbehov för vattenorganismer, framförallt fisk och akvatiska ryggradslösa djur. För andra aspekter, som flödesbehov för upprätthållande av näringsomsättning och -utbyte och i viss mån även icke-akvatiska organismer saknas funktionella kvantitativa modeller. Bedömningarna blir av nödvändighet därför mer kvalitativa. De verktyg och modeller som finns att tillgå utvecklas dock till att bli allt mer kvantitativa i takt med att kunskapen om flödesbehov för de olika delarna av ekosystemet växer. En effekt av denna ökade kunskap är att det flöde som anses nödvändigt för att upprätthålla hela ekosystemet hamnar allt närmare ett opåverkat flöde. Ur ett ekosystemperspektiv är detta naturligtvis bra, men det ställer planerare och beslutsfattare inför ett dilemma; ur ett hållbarhetsperspektiv begränsas utrymmet att utnyttja vatten för mänskliga ändamål. Detta belyser vikten av att avvägningar behöver göras mellan kraftproduktion å ena sidan och miljökonsekvenser samt andra typer av samhällsekonomiska intressen å andra sidan.

För att kunna svara på frågan hur mycket vatten ett vattendrag kräver (Richter 1997) behöver vi definiera målsättningen med det miljöanpassade flödet. Av två anledningar är det viktigt att vara tydlig med vilka mål man vill uppnå och att göra dessa mål kvantifierbara. Den första anledningen är att kunna presentera flödesscenarier som kan få en bred acceptans i samhället. Beslutsfattare och allmänhet måste kunna ta ställning till hur vattnet ska

fördelas genom att se kostnader (minskad volym vatten för mänskliga ändamål) och vinster (ett hälsosammare ekosystem) relaterade till varandra. Den andra anledningen är att kunna utvärdera effekterna av det miljöanpassade flödet. För att veta om metoderna har önskad effekt är det viktigt att ha kvantifierbara ekosystemindikatorer som artrikedom, artsammansättning och ekosystemfunktioner (t.ex. produktivitet).

I en utvecklad metod av BBM som kallas DRIFT (Downstream flow Response to Imposed Flow Transformation, King m.fl. 2003) har man inkorporerat möjligheten att skapa olika scenarier för ekosystemet kopplade till olika flödesregimer. Här bygger man inte upp flödet, utan plockar istället bort från ett opåverkat flöde. Expertpanelen graderar avvikelser från en önskvärd situation. Detta underlag används sedan för att räkna ut en integritetspoäng för vattendraget. I dessa scenarier ingår även socioekonomiska aspekter för lokalbefolkningen och resursekonomi (t.ex. utkomst från fiske). Till varje scenario läggs makroekonomiska aspekter, t.ex. konsekvenser för energiproduktion. Tillsammans ger detta ett politiskt beslutsunderlag. En aspekt som får allt mer utrymme i holistisk modellering är allmänhetens medverkan i beslutsprocessen för att skapa acceptans för flödesmodellerna. Veterligen har modellen endast använts i Sydafrika och Lesotho.

En annan modell som utvecklats i Australien är måttstocksmetodologin ("Benchmarking Methodology", DNR 1998). Metoden kan närmast beskrivas som en riskanalysmodell. Den har främst använts i situationer där man velat göra en snabb analys av hur en framtida reglering skulle påverka ett vattendrag. I modellen produceras ett antal olika flödesregimer där avvikelser från ett naturligt flöde kvantifieras. Genom att jämföra dessa föreslagna regimer med vattendrag som redan har liknande avvikelser från flödet kan man få en uppfattning om hur olika komponenter av ekosystemet påverkas (härav ordet måttstock).

De flesta holistiska metoder är ursprungligen utvecklade för att användas vid en framtida reglering av vattendraget eller för vattenuttag, men kan så klart också användas även för att restaurera flöden i redan påverkade vattendrag. En metod som mer direkt utvecklats för restaurering är flödesrestaureringsmetodologin ("Flow Restoration Methodology", FLOWRESM, Arthington m.fl. 2000, Arthington och Pusey 2003). Den utvecklades efter en studie i Brisbanefloden, Queensland, Australien, för att specifikt bemöta behovet av att miljöanpassa flödet i vattendrag där ekosystemen är negativt påverkade på grund av en lång historia av flödesreglering. Tyngdpunkten i modellen läggs på att identifiera vilka viktiga aspekter av flödet som gått förlorade och behöver återinföras med vattenföringsregimen.

Ovanstående metoder är ett axplock av de som använts. För en mer omfattande lista se Arthington m.fl. (2004).

Regionalisering av bedömningar av ekologiska flöden och miljöanpassad reglering (ELOHA)

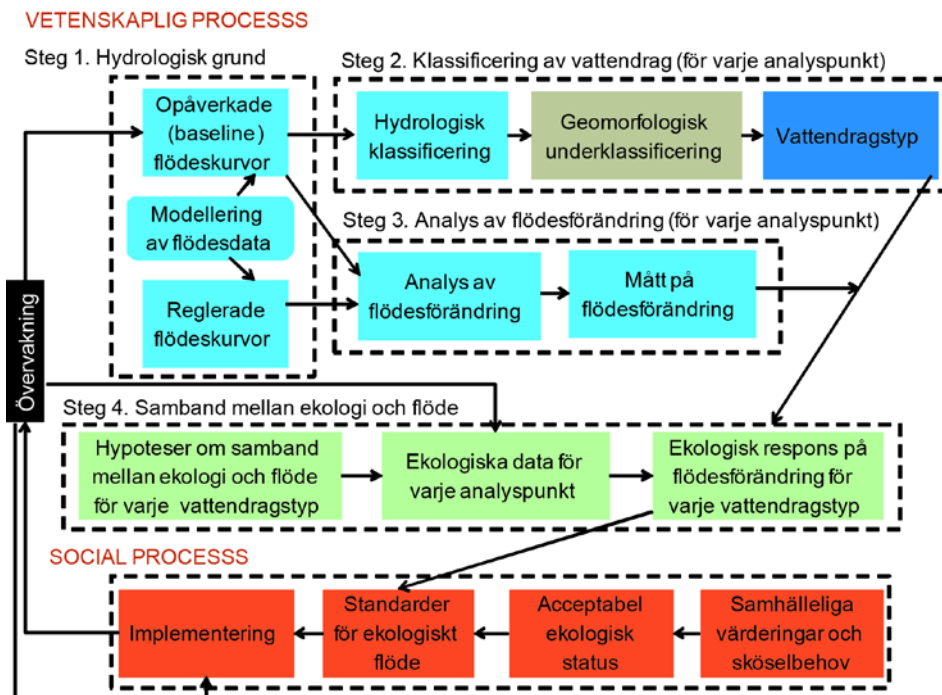
Den ökade förståelsen för flödets betydelse för ekosystem knutna till rinnande vatten har lett till att miljöanpassade flöden har implementerats i tusentals

kilometer vattendrag världen över (Postel och Richter 2003). Mycket av den anpassning som gjorts har gjorts med fiskproduktion som främsta motiv och är sannolikt ofta inte tillräcklig för att hållbart förvalta vattendragen för framtiden.

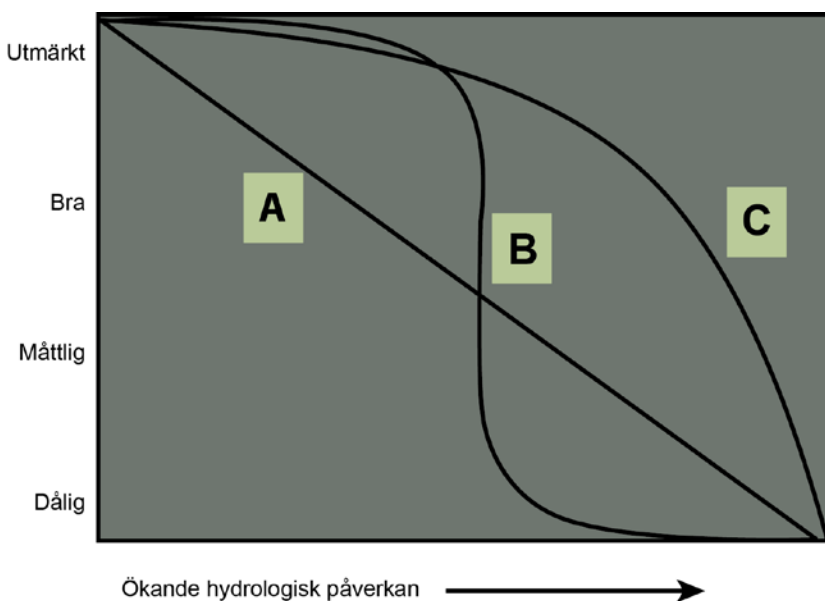
De modeller och metoder som har tagits fram i samband med att förbättrings- och skyddsbehov har uppmärksammas är i många fall bra, men de är ofta riktade till enskilda sträckor av vattendrag eller enskilda vattenförekomster. Fortfarande står dock den absoluta majoriteten av världens vattendrag och våtmarker utan något skydd för överexploatering, och utan någon kunskap om hur mycket vatten som behöver lämnas för att upprätthålla ekosystemen knutna till dem, eller hur mycket flödet kan tillåtas förändras utan att stora skador uppstår. I många av dem saknas kunskap om både flödespåverkan och biologiska faktorer. Att ta fram modeller för varje enskild vattenförekomst skulle vara ett omöjligt och allt för kostsamt arbete. I samband med en ökande befolkning och ökande behov av energiproduktion behöver dock framtagandet och implementeringstakten öka, både för att skydda de vattendragekosystem som fortfarande är relativt opåverkade, men också för att mildra de effekter som flödesreglering och vattenkonsumtion redan medfört.

En av de viktigaste utmaningarna är alltså att syntetisera den kunskap som finns i individuella fall i ett vetenskapligt ramverk som kan användas för att ta fram ekologiska flödesmodeller över större regioner. Detta behov har lett till att världsledande experter gemensamt arbetat fram ett ramverk kallat ELOHA (Ecological Limits of Hydrological Alteration) för att utarbeta metoder att ta fram miljöanpassade flöden på större geografiska skalor, t.ex. inom stora avrinningsområden, specifika delstater eller inom länder (Poff m.fl. 2010). Ramverket utgörs av två parallella processer; en vetenskaplig process och en social process (figur 3).

Steg ett i den vetenskapliga processen innebär att ta fram en hydrologisk grund genom antingen direkt tillgängliga flödesdata eller, i de fall sådana data inte finns, modellering av flöden. Denna hydrologiska grund innefattar både hydrologiskt opåverkade flödeskurvor och reglerade flödeskurvor. De opåverkade flödeskurvorna används sedan i steg två för att klassificera vattendrag. Inom varje klass görs sedan en geomorfologisk underklassificering, vilket resulterar i en slutgiltig klassificering av olika vattendragstyper. De reglerade flödeskurvorna, tillsammans med basline-kurvor av opåverkade referensvattendrag av samma typ används i steg tre för att ta fram mått på flödesförändring. Vattendragsklassificeringen tillsammans med mått på flödespåverkan används tillsammans med tillgängliga ekologiska data för att modellera ekologiska responskurvor på flödesförändring i steg 4 (figur 4). Dessa responskurvor utgör sedan ett verktyg för de beslut som tas i den sociala processen, där en acceptabel ekologisk status för vattendraget sätts. Modellen är tänkt att vara iterativ, där man anpassar och justerar steg ett till fyra utifrån övervakning av de resultat de standards för ekologiskt flöde man tagit fram ger. Poff m.fl. (2010) betonar att även kunskapen initialt inte är stor och kanske främst baseras på expertbedömningar är det viktigt att implementera modeller utifrån rådande kunskap och finjustera dem utifrån ökande kunskap.



Figur 3. De olika stegen och processerna för att ta fram miljöanpassade flöden inom ramverket ELOHA (Ecological Limits Of Hydrological Alteration).



Figur 4. Exempel på samband mellan flödesförändring och ekologisk status. En organism eller process kan svara t.ex. A) linjärt på påverkan, dvs. ju större flödesförändring ju mer påverkan. B) tåla en relativt stor förändring av flödet, men når ett tröskelvärde där de inte längre kan klara sig, eller C) en blandning av A och B där den initiala påverkan inte är så stor, men efterhand som stressen ökar påverkas den starkare.

Miljöanpassad korttidsreglering

Jones (2013) konstaterar svårigheten i att applicera modeller baserade på en naturlig flödesregim i reglerade vattendrag, i synnerhet i vattendrag där man bedriver korttidsreglering. I många av dessa vattendrag kan appliceringen av

flöden baserade på en naturlig vattenföring utgöra en så pass stor påverkan på samhällsekonomiska aspekter och energiproduktion att det inte kan anses som möjligt i rådande situation. Han föreslår ett synsätt där man ser korttidsreglerade vattendrag som "två vattendrag i ett"; ett som definieras utifrån lägsta flöden och ett som definieras utifrån högsta flöden. Båda dessa ytterligheter har specifik påverkan på systemet, och ju större skillnad det är mellan högsta och lägsta flöde, desto större blir påverkan på systemet och desto färre blir de organismer som klara av en sådan situation.

För att kunna göra avgöra vilken påverkan korttidsreglering har på systemet behöver storlekar och hastigheter hos naturliga flödesvariationer på timbasis kvantifieras. Därefter kan även storleken hos den störning på ekosystemet som ett avsteg från naturliga flödesvariationer i en viss storlek medför kvantifieras. Exempelvis har sådana studier genomförts för Connecticut River i USA samt för norska vattendrag. Den amerikanska studien visade på behovet av att undersöka inomdygnsvariationen med timdata samt att reglerade vattendrag uppvisar fler dygn per år med onaturligt många eller stora variationer än oreglerade vattendrag (Zimmerman m.fl. 2010).

En undersökning som jämförde fyra index för flödesförändringshastigheter och -volymier inom dygnet mellan oreglerade och reglerade vattendrag i Ångermanälvens och Vindelälvens vattensystem visade att de reglerade vattendragen i medeltal översteg gränsen för det förväntade 18–54 gånger mer ofta per år än de oreglerade (Ahonen 2013). Undersökningen visade också att storleken som normalgränsen för flödesvolymökningen överskreds med var större under s.k. torrår, dvs. de år då det fanns ovanligt lite vatten tillgängligt i vattensystemet. I jämförelse med tidigare nämnda studie genomförd vid Connecticut River uppvisar Ångermanälvens och Vindelälvens oreglerade delar onormala mätvärden i mindre omfattning och i de reglerade delarna visar den svenska studien större avvikelse från normaltillståndet i tre av fyra index (Zimmerman m.fl. 2010, Ahonen 2013).

Den skotsk-irländska modellen DHRAM (se ovan) värderar på en femgradig skala hur skadat ett vattendrag är utifrån vilka förändringar i flöden den utsatts för. Utöver den klassificering ett vattendrag får utifrån analys av dygnsdata så bedömer modellen att ett >25 % överskridande av naturligt förväntade flödesvariationer inom dygnet leder till att fiskar strandas i så stor omfattning att vattendragets status sänks en nivå (Black m.fl. 2005). Även förekomsten av nolltappningar sänker bedömningen en klass.

I Schweiz kan ett vattenkraftverk tilldelas ett miljöcertifikat om ett antal kriterier, däribland ekologiskt hållbara inomdygnsvariationer i flöden ingår, uppfylls (tabell 3). Nivåerna för dessa bestäms av expertis och målet är att i så stor grad som möjligt försöka efterlikna regionens naturliga förhållanden. Här betonas även vikten av att samtliga påverkande vattenkraftverk i systemet samordnas (Bratrich och Truffer 2001). År 2011 hade omkring 3 % av den schweiziska vattenkraftsproduktionen uppnått kriterierna för certifieringen (Dworak 2011).

Charmansson och Zinke (2011) har gjort en litteraturgenomgång på metoder för att minska de negativa effekterna av korttidsreglering. De klassificerar dessa metoder i tre olika grupper; 1) operativa metoder, 2) konstruktionsmetoder och 3) kompensations- och skötselmetoder. Operativa

metoder relaterar till hur kraftverket körs. Typiska operativa sådana metoder är att (i) minska högflödes/lågflödeskvoten, dvs. att minska svängningarna i vattenföringen, (ii) minska förändringshastigheten i flödet, och (iii) metoder relaterat till minimiflödesnivåer.

Tabell 3. Kriterier för miljöcertifikat, Schweiz. Efter Bratrich m.fl. 2004.

Driftfaktorer / Ekologiska faktorer	Minimitappning	Korttidsreglering	Regleringsmagasin	Älvmagasin	Kraftverkets utformning
Hydrologisk karaktär	... efterliknar naturligt förekommande säsongsbundna förändringar och variationer	... ska inte genomföras snabbare än att vattenorganismer hinner migrera till säkra habitat ... ska minimera kritiska temperatur-effekter	... säkerställer att höga flöden till magasinet endast motsvaras av högt utflöde, dvs. högflödesperioder som t.ex. vårflod speglas i utflödet från magasinet.	... tillräckliga minimiflöden i överledda delar av vattendraget för att sedimenttransport, stranderosion och sedimentdeposition ska likna de naturligt förekommande	... inbegriper kontrollsystem som förhindrar abrupta flödeshöjningar ... inkluderar tekniska lösningar som säkerställer att minimiflöden garanteras
Vatten-systemets konnektivitet	... säkerställer konnektivitet med grundvatten, tillflöden och möjliggör fiskvandring	... förhindrar att vattenorganismer strandas utanför vattendragets huvudfåra	... möjliggör naturliga fiskpopulationers vandring till tillflöden	... säkerställer att konnektiviteten till biflöden bibehålls	... säkerställer obehindrad upp- och nedpassage, företrädesvis via omlöp
Solitt material – regim och morfologi	... bibehåller flodbäddens naturliga struktur och transporten av solitt material	-	... undviker överdriven erosion och vittring vid höga flöden nedströms magasinet	... möjliggör nödvändigt inflöde av bottenstrukturer till områden nedströms kraftverket för förhindra överdriven stranderosion och för att en typisk morfologisk dynamik behålls	... damm-konstruktionen möjliggör att bottenstrukturer bibehålls nedströms dammen
Landskap – strukturer och biotoper	... upprätthåller vattendragets hydrauliska karaktär och bevarar naturvärdena i översvåmningsområden	... bevarar vattendragets specifika landskapsstrukturer och möjliggör rekreativitet på ett säkert sätt	... bevarar skyddsvärda habitat ... tar särskild hänsyn till flyttfåglars krav	... tillåter att sträckan nedströms kraftverket tillförs tillräckliga nivåer bottenstrukturer för att vattendragets karaktären bibehålls	... nya konstruktioner i skyddade områden undviks ... omlöp konstrueras med substitut-habitat för strömelevande organismer
Biologiska - samhällen	... bevarar naturlig biodiversitet och möjliggör inhemska fiskars reproduktion ... säkerställer nära naturligt förekommande temperaturer och upplösningskapaciteter	... minimerar långvarig skada på biodiversiteten ... bibehåller åldersfördelningar inhemska fiskpopulationer ... förebygger irreversibel drift av organismer ... bevarar habitatdiversiteten	... förlägger höga flöden utanför kritiska perioder för fiskreproduktion ... säkerställer att sällsynta och hotade arter inte försvinner p.g.a. höga flöden från magasinet	... säkerställer bildandet av habitat som är typiska för vattendrag	... skyddar organismer från skadliga kontakter med maskiner och installationer

Samband mellan ekosystemkomponenter och flöde

Ett stort problem när det gäller att sätta lämpliga nivåer för miljöanpassade flöden och ekosystemets behov är att kunna göra förutsägelser om hur mycket vatten ekosystemet behöver och när olika flödesnivåer bör inträffa. Poff m.fl. (2010) gjorde en noggrann genomgång av den vetenskapliga litteratur som producerats under de senaste 40 åren som berör ekosystemets respons på flödesförändringar. Målet var att utröna huruvida generella samband kunde fastställas utifrån individuella case studies i den internationella litteraturens, och huruvida detta skulle kunna användas som en utgångspunkt för att fastställa miljöanpassade flöden i påverkade vattendrag. Totalt fann de 165 artiklar som på något sätt berörde detta. De karakteriserade därefter flödesförändringar utifrån förändringar i magnitud, frekvens, ihållande, timing och förändringshastighet. Vidare delade de upp litteraturen på taxonomisk identitet (makrovertebrater, fisk, och strandvegetation) och typ av respons utifrån abundans, diversitet och demografi. Deras litteraturgenomgång stöder den bild man tidigare slagit fast i forskarsamhället; den absolut största effekten av förändringar av flödet är att man ser minskningar i alla dessa ekologiska parametrar. 92 % rapporterade minskningar, och endast 13 % rapporterade ökningar. Av de 165 artiklarna var det 55 stycken som kunde användas för att ta fram mer generella kvantitativa samband. För makrovertebrater användes 25 olika datapunkter (undersökningar). Den vattenföringsvariabel man tittade på var magnitud och innefattade både ökning och minskning av flödet och de ekologiska variablerna var abundans och diversitet. Flödena man tittade på var antingen förändring av totalflöde, eller förändring i basflöde (lågflödessituation). Dock var förändringarna väldigt stora; nära 100 % ökning eller minskning, och bara några få var mer intermediära. Eftersom det inte fanns någon gradient i flödesförändring är det svårt att hitta något tröskelvärde, eller respons samband mellan ekologisk variabel och flödesförändring. När det gäller fisk såg man konsekvent negativ respons på flödesförändring både för abundans, demografiska variabler och diversitet. Även här var vattenföringsvariabeln magnitud och flödena man tittade på var antingen förändring av medelflöde eller korttidsvariationer. Även här saknas en gradient i flödesförändring; det var antingen relativt stora ökningar eller minskningar, varför det är svårt att dra generella slutsatser utifrån den litteratur man gått igenom. När det gäller strandvegetation gick det inte heller att dra generella slutsatser. Förändringen man tittade på var framförallt en reduktion av högflödestoppar, men också en reduktion av medelflödet. Strandvegetationen (responsvariabler; abundans, diversitet och demografiska variabler) uppvisade både ökning och minskningar av hur den svarade på flödesförändring, men majoriteten uppvisade en negativ respons. De positiva responser man såg utgjordes av att strandvegetationen breddade ut sig ner i fåran, att terrester vegetation breddade ut sig på stranden och att täckningsgraden av undervegetation ökade i strandvegetationen.

Deras slutsats är att existerande litteratur inte är ett tillräckligt bra underlag för att dra generella kvantitativa slutsatser som är användbara för att sätta generella riktlinjer för ekologiska flöden. Nivåer och frekvenser av olika flöden måste sättas utifrån de specifika förutsättningar som finns inom en region eller avrinningsområde. I och med att resultaten ändå så pass tydligt visar på hur negativa antropogena flödesförändringar är för ekosystemet framhåller de vikten av att upprätta nya undersökningsprogram för att fastställa sådana samband samt att dessa görs på regional basis.

Korttidsreglering

I norska studier framkom bl.a. att om sänkingshastigheten begränsas till 10–15 cm per timme och refuger skapas genom att restaurera sidofårar och trösklar anläggs minskar risken för att fiskar strandas vid sänkningar avsevärt. Dessa nivåer beaktas till viss del på frivillig basis av flera norska kraftverk. Dessutom visade denna studie och tidigare liknande att fiskar är mer känsliga för kraftiga sänkingshastigheter i kallare vatten som t.ex. under vintertid (Harby m.fl. 2012) samt att det är mindre troligt att fiskar strandas om sänkningen sker under mörker (Halleraker m.fl. 2003).

Halleraker m.fl. (2007) fann vid en studie av den norska älven Surna att maximala sänkingshastigheter bör anpassas efter aktuella flödesnivåer. Exempelvis borde sänkingshastigheten vid kraftverket Trollheim inte överstiga 13 cm/timme om flödet från kraftverket vid sänkningens påbörjande var inom spannet 35–50 m³/s, <10 cm/timme vid 25–35 m³/s samt <5 cm/timmen vid 15–25 m³/s. Detta bör signifikant minska risken för att laxyngel strandas vid nivå-sänkningar. Clarke m.fl. (2008) bedömde risken för att fiskar strandas vid hastiga vattennivåsänkningar och – höjningar för kanadensiska förhållanden och anser att risken minskar om tre förmildrande faktorer beaktas; 1) att en tillräckligt hög minimitappning tillämpas, 2) att nivåförändringshastigheten liknar de som förekommer naturligt under mindre översvämningar i regionen och 3) att nivåhöjningar och – sänkningar anpassas efter de beteendemönster som olika organismer uppvisar under olika delar av dygnet. Denna bild stämmer väl överens med de slutsatser som dragits av undersökningar av norska förhållanden (Halleraker m.fl. 2007).

Geomorfologin är dock viktig för strandningsrisken. Tuhtan m.fl. (2012) undersökte strandningsrisk för harr (*Thymallus thymallus*) i två geomorfologiskt olika sträckor nedströms ett korttidsreglerat kraftverk i floden Inn längs gränsen mellan Österrike och Schweiz, med hjälp av habitatmodellering för fisk enligt metoden som används i CASiMIR (se ovan). De fann att geomorfologin hade störst inverkan på strandningsrisken; sträckan med en vidare, grundare fåra hade större risk för strandning av fisk än den med en mer nedskuren fåra med brantare kanter. Man såg dock att inom dessa sträckor var strandningsrisken främst associerad med specifika nivåer av flödet än med förändringshastighet eller nivå av flödesförändringar, dvs. risken för att fisk skulle strandas var mindre under perioder med ett relativt högt basflöde än under torrare perioder. En sådan modellering skulle kunna utgöra en grund för att bedöma när riskerna med korttidsreglering är större, respektive mindre, och att ta fram specifika flödesnivåer som måste upprätthållas för att minimera

strandningsrisk, och att definiera lägstanivåer av basflöde då svängningar i flöde associerat med korttidsreglering bör undvikas.

Smorokowski m.fl. (2011) undersökte ekologiska skillnader mellan två kanadensiska vattendrag, ett oreglerat och ett reglerat med minimitappning och begränsningar för korttidsregleringen. Det undersökta vattendraget hade en årsmedelvattenföring på 27 m³/s och en minimitappning om 7,5 m³/s, vilket motsvarar c:a 28 %. Under perioden 10/10–15/11 var flödesförändringshastigheten begränsad till 1 m³/s och under perioden 16/11 till vårfloedens inträde (vanligtvis tidigt i maj) till 2 m³/s. Från maj till 9/10 får flödesförändringen inte överstiga 25 % av föregående timmes flöde. Studien kunde inte visa signifikanta skillnader mellan vattendragen i t.ex. evertebratdiversitet och – täthet, fiskars kondition och biomassa eller i näringsvävslängd. Däremot fanns signifikanta skillnader i distributioner och tätheter för känsliga evertebrater samt fiskdiversitet. Dock är det oklart om de goda resultaten härrör från reglerade vattendragets relativt höga minimitappning, från korttidsregleringsbegränsningarna eller från en kombination av de båda.

Van Looy m.fl. (2007) undersökte effekterna av korttidsreglering på strandlevande skalbaggar i floden Meuse på gränsen mellan Belgien och Holland. Vattendraget har varit påverkat av reglering under lång tid och påverkan består av både vattenabstraktion i bevattningskanaler och vattenkraftsproduktion med korttidsreglering. Vattnet som pulsas förbi kraftverket leder till att vattennivån höjs med så mycket som en meter per timma och hastigheten i dessa högflödespulser (PV peak velocity; mätt som andel av flödet som utgörs av det pulshade vattnet per tidsenhet) blir mycket hög, särskilt under lågflödesscenarios nära kraftverket. Man fann att både artrikedom och diversitet var negativt korrelerat till PV, och undersökningar av några indikatorarter visade att det fanns en brytpunkt runt 30 % (flödesökning per timma) där dessa skalbaggar påverkades negativt.

Att flödespulser (hydrodynamiska pulser) relaterat till korttidsreglering förorsakar ökad drift i evertebratsamhällen är känt sedan tidigare. Carolli m.fl. 2012 visade genom ett experiment att även temperaturförändringspulser knutna till korttidsreglering påverkar driften. Experimentet utfördes under två olika perioder där vattentemperaturen antingen sänktes (sommare) eller höjdes (vinter) mot den rådande temperaturen. Temperaturförändringarna var måttliga; 3°C lägre under den varmare perioden, och 2–3 °C högre under den kalla perioden. De fann att både höjda och sänkta temperaturer påverkade djurens driftbeteende, detta trots att vattnets temperatur låg inom djurens toleransnivå. Utifrån sina data konstruerade man enkla regressionsmodeller om hur mängden drift relaterade till temperatur. Starkast var dock effekten under sommaren, då vattentemperaturen hastigt sänktes, men författarna betonar att denna skillnad kan reflektera säsongsmässiga beteendemässiga skillnader i djurens livsstadier. Till skillnad från den mer katastrofrelaterade drift som sker på grund av en ”bortspolningseffekt” vid högflödespulser konstaterade man att den temperaturinducerade driften var mer beteenderelaterad. De grupper av djur som uppvisade högs drift var fjädermygg (*Chironomidae*), knottlarver (*Simuliidae*) och ådagsländelarver (*Baetidae*; *Ephemera*). Då dessa två flödespulser har liknande effekter på

evertebratsamhället, men uppför sig lite annorlunda (Toffolon m.fl. 2010) är det viktigt att beakta effekten av båda då man diskuterar åtgärder för att minimera de negativa effekterna av korttidsreglering.

Ekologiska flöden och miljöanpassad reglering – exempel

Arbetet med att bestämma och implementera regionaliserade miljöanpassade flöden och regleringsregimer sker i dagsläget främst i Nordamerika, Australien och Sydafrika, men även i Nya Zeeland, Norge, Spanien, Italien, Schweiz och Storbritannien finns flera goda exempel på hur sådana genomförts (Tharme 2003, Poff och Zimmerman 2010, Bruno och Siviglia 2012).

Flertalet av dessa regioner uppvisar stora klimatologiska skillnader från svenska förhållanden och det är sällan vattenkraftens utan konstbevattnings påverkan som ställer de hårdaste kraven på dessa ekosystem. Dessutom förekommer naturliga uttorkningar av flodbäddar i regionerna, vilket också områdets organismer är anpassade för. Av denna anledning har vi valt att under detta avsnitt i första hand valt att avgränsa exemplen till norra halvklotet och främst sådana som har något liknande klimatologiska och hydrologiska förutsättningar som Sverige.

Norden

I Norden har miljöanpassningen av vattenkraften inte primärt syftat till att återkapa fungerande ekosystem, utan syftet har främst varit att framför allt främja laxartade fiskar och fisket efter dessa. I Norge har BBM tillämpats för att sätta lämpliga flödesnivåer framförallt för att gynna lax (Bakken m.fl. 2012). För ett flertal stora laxförande norska älvar såsom Suldalslågen, Driva, Alta och Lærdal har relativt höga minimiflöden ansetts utgöra en avgörande faktor för att goda bestånd av lax ska kunna upprätthållas. Minimiflöden i dessa är avsevärt större än rådande praxis. Man har även försökt minska andelen strandad fisk genom att införa långsammare regleringstakter. Det uttalade målet för detta arbete har varit att möjliggöra hög reproduktionskapacitet samtidigt som vattendragets naturliga funktioner och processer iakttas. Nivåer och hastigheter har till stor del experimenterats fram och olika former av regleringsåtgärder har prövats under loppet av flera decennier som t.ex. i Suldalslågen och Surna.

Man har även tillämpat lockvattentappningar, s.k. klunkar, vid ett antal älvar och detta i syfte att locka laxfiskar till och även till viss del möjliggöra uppvandring i älven. Utöver detta tillämpas säsongsbundna miniminivåer för flertalet älvar, som t.ex. i Namsen. Under perioden 1/7–1/9 ska vattenföringen i Namsen nedströms Fiskumfoss vara minst 50 m³/s och under resten och året mellan 25–30 m³/s samt med mjuk nertrappning från 50 till 30 m³/s under två dygns tid. Dessa nivåer är ett resultat av överenskommelser mellan intressanter och under senare år har liknande överenskommelser även minskat förekomsten av hastiga vattenståndsändringar (Johnsen m.fl. 2010). Frivilliga överenskommelser om maximala nivåsenkningshastigheter (mellan 10–15 cm/timme) har nåtts vid ett flertal av Statkrafts anläggningar (Harby m.fl. 2012).

Även för svenska Mörrumsån har fiskvandringsspekterna och främjandet av fisket vägt tyngst när lämpliga flödesnivåer förhandlades fram mellan regleringsföretag, berörda myndigheter och sportfiskeintressanter. Dessa har senare fastställdes även senare i vattendomar. Här finns en fastställd minimitappning från sjön Åsnen på 7 m³/s under perioden 6 juli–15 oktober vilket ungefär motsvarar MLQ (7,41 m³/s, SMHI), samt en tappning på 9 m³/s under perioden 16 oktober–5 juli (Miljödomstolen, Växjö Tingsrätt, Mål M 6-99). Detta innebär en relativt hög minimitappning om ca 27 % respektive 35 % av årsmedelvattenföringen (25,6 m³/s, SMHI). Domen fastslår också att man under perioden 6 juli–15 oktober dessutom får tappa sammanlagt 3,9 miljoner m³ vid ett valfritt antal tillfällen, s.k. ”klunkningar” eller lockvattentappningar som ska leda till en ökad uppvadring av framförallt lax. Tappningen får dock inte överstiga 12 m³/s (Miljödomstolen, Växjö Tingsrätt, Mål M 6-99). I Mörrumsån har man sett positiva effekter korrelerat till flödesmängd (Ola Söderdahl, muntl.). Siffror från fiskräknaren placerad i Marieberg för 2012, vilket var en nederbördsrik säsong, visade att under perioden 1/7–6/7 då flödet låg på mellan 10–12 m³/s gick det upp 27 fiskar genom räknaren. Under nästföljande sex dagar (7–12/7) ökade flödet till ca 19 m³/s och under dessa dagar registrerades 161 passeringar av laxfisk genom räknaren. Vattentemperatur skiljde sig relativt lite under hela perioden. Vad man också noterat var att fisken snabbare kunde orientera sig mot mynningen vid högre flöden.

Liknande överenskommelser finns bl.a. i Almaån, ett biflöde till Helge å (Johan Tielman, muntl.). I vattendragen Olstorpsbäcken och Bulsjöån tillämpar Tranås Energi på frivillig basis drygt fyra gånger högre flöden vid två av sina kraftverk än vad vattendomarna tillskriver. Detta för att säkra fiskvandring samt för att säkerställa goda livsbetingelser för flodpärlmusslan och övrigt djurliv (Tranås Energi 2013).

Europa

Även i övriga Europa har ekosystemens behov av rinnande vatten ofta säkerställts genom att nivåer för minimiflöden fastställts. I Storbritannien har minimitappningarnas nivåer i genomsnitt legat kring 16 % av årsmedelvattenföringen och fransk praxis har hållit liknande nivåer. I Spanien har minimiflöden varit omkring 10 % av årsmedelvattenföringen och i Portugal har sådana legat på 2,5–5 %. (Tharme 2003, Acreman m.fl. 2009). I vattendrag där sportfisket efter laxfiskar är omfattande är det vanligt att säsongsbundna vattenföringsnivåer tillämpas och lockvattentappningar genomförs (Hendry m.fl. 2003, SEPA 2013). Exempelvis släpps lockflöden under 22 dagar per år i den skotska laxförande älven Spey (SEPA 2003). Rhône vid franska Chautagne har en uppskattad naturlig årsmedelvattenföring på omkring 400 m³/s och vid detta kraftverk tillämpas årstidsbundna minimitappningar. Mellan 1/9–30/4 ska flödet minst vara 50 m³/s och 70 m³/s mellan 1/5–31/8 (Harby m.fl. 2007). Även i Schweiz tillämpas säsongsbundna minimitappningar och begränsningar för maximala inomdygnsvariationer i flöden (Bratrich och Truffer 2001). För att uppnå kraven för miljöcertifiering höjdes miniminivåerna för vattenflöden vid vattenkraftverket Wettlingen från 0,6 m³/s till 7,5–12 m³/s beroende på säsong

och en fiskvandringssväg skapades. Sammantaget ledde åtgärderna till 10 procentss produktionsförlust, men detta kompensterades av att en ny turbin installerades (Dworak 2011).

Det skotsk-nordirländska samarbetsforumet SNIFFER:s (Scotland och North Ireland Forum For Environmental Research) projekt WFD82 startades i syftet att skapa riktlinjer för kompensationsflöden och lockflöden från fördämningar. Dessa skapades främst utifrån skotska och nordirländska förhållanden, men resultaten ansågs applicerbara i hela Storbritannien. Projektet resulterade i rekommendationer med tre huvuddelar. Dessa var:

1. Ett övergripande ramverk i formen av en handbok för hur implementeringen av WFD i fördämningar genomförs stegvis i ett reglerat vattendrag. Detta sker genom att nödvändiga flödesregimer skapas och deras effektivitet i uppnåendet av WFD-kraven undersöks. Här sker en genomgång av flödesregimer och hänsyn tas till fördämningens kapacitet och ändamål.
2. En definition av en metod för bestämmandet av huruvida en vattenförekomst kan anses uppnå GES eller inte genom att undersöka avstegen från naturligt hydrologiska förhållanden som ska kunna användas i de fall där biologiska mätmetoder inte kan appliceras.
3. En vägledning av identifieringen av de nödvändiga beståndsdelar (byggstenar enligt metoden BBM, se ovan) av flödesregimer som behöver beaktas för att GES eller GEP uppnås i reglerade vattendrag. I denna beaktas behoven som strömlevande organismer ställer på sin livsmiljö. Identifieringen sker i tre nivåer, där uppskattningar av flöden och biologiska faktorer görs av experter vilket ska leda till minskad osäkerhet i resultaten (Acreman m.fl. 2007).

Projektet uttryckte behovet av att knyta användningen av de föreslagna metoderna till ekologiska effekter. Därför genomfördes en utvärdering där olika flödesregimer kopplades till data från undersökningar av makroinvertebrater. Resultaten antydde att ett ökat avsteg från naturliga flödesregimer leder till en minskad variabilitet för biologiska data. Resultaten ansågs dock inte till fullo kunna validera WFD82-projektets råd, utan behovet av riktade bredare och fördjupade studier efterfrågas (Dunbar m.fl. 2008).

Världen

Runt om i världen finns flera exempel på hur man jobbat för att ta fram nivåer för att miljöanpassa flöden, och processerna kring arbetet med detta finns att tillgå i en lång rad rapporter (t.ex. Risley m.fl. 2010, Kendy m.fl. 2012, Locke och Paul 2011). Även om rekommendationerna man kommer fram till inte är direkt översättningsbara till svenska förhållanden kan sådana rapporter tjäna som inspiration och vägledning.

Även utanför Europa tillämpas säsongsbundna minimitappningar och begränsningar för korttidsregleringshastigheter och kanske allra främst i Nordamerika. Kanadensiska vattendraget Magpie River i Ontario, med en årsmedelvattenföring på 27 m³/s har en minimitappning om 7,5 m³/s, vilket

motsvarar c:a 28 %. Under perioden 10/10–15/11 är flödet begränsat till 1 m³/s och under perioden 16/11 till vårflodens inträde (vanligtvis tidigt i maj) till 2 m³/s. Från maj till 9/10 får flödesförändringen inte överstiga 25 % av föregående timmes flöde (Smorokowski m.fl. 2011).

Även för floden Skagit River i Washington, USA, har de senaste tillståndsförhandlingarna lett till att minimitappningen höjts med 150 % och att flödesförändringshastigheter begränsats. Detta för att förbättra förutsättningar för lax. Sänkningar måste göras successivt, och inga plötsliga förändringar får ske. Det nya minimiflödet skall också spegla en naturlig säsongsmässig variation. Kraftbolaget måste också följa upp effekterna av den nya flödesregimen på fiskpopulationer och tillgång på lek- och uppväxtområden (Hydropower Reform Coalition 2009).

Under projektet "Sustainable Rivers" har The Nature Conservancy, U.S. Army Corps of Engineers och ett stort antal ofta lokala intressenter utvecklat och även till viss del genomfört miljöanpassade vattenregleringsregimer i nio större avrinningsområden i USA. Exempelvis tillämpas säsongsbundna flödesökningar vid vattenkraftverket Thurmond Dam i Savannah River, Georgia. Detta för att naturliga flödesförhållanden ska efterliknas vilket ska leda till att ekosystemfunktioner ska kunna upprätthållas.

I Willamette Rivers avrinningsområde i Oregon tar projektet fram information om nyckelarters krav på vattenflöden och habitatdynamik. Därefter skapas modeller för kvantiteter, varaktigheter och säsongsbundenheter för flöden för åtta av avrinningsområdets dammar och tillämpas där. Flödesmodellernas rekommendationer testas, utvärderas och justeras vid behov och projektets slutmål är att tillämpa metoderna även i avrinningsområdets övriga dammar (The Nature Conservancy 2013).

I Connecticut Rivers avrinningsområde har exempelvis minimiflöden baserade på naturliga hydrologiska förhållanden beräknats. Stora ansträngningar har lagts vid framtagandet av områdesspecifika rekommendationer och en del av dessa har redan infogats i verksamhetsutövares tillståndsansökningar (Apse m.fl. 2008, Kendy m.fl. 2012). Det stora restaureringsprojektet i Penobscot River, Maine USA, som bl.a. lett till att dammar i systemet rivs ut, kommer miljöanpassade flöden tillämpas. Sammantaget kommer projektet leda till att havsvandrande fiskar får tillgång till mellan 150–600 mil lämpliga habitat samtidigt som energiproduktionen i vattensystemet hålls vid samma nivå som tidigare och förmodligen även kommer öka i framtiden genom operativa förändringar samt effektiviseringar i andra kraftverk i systemet (Opperman m.fl. 2011, Penobscot River Restoration Trust 2013).

Sammanfattning och slutsats

Tanken bakom miljöanpassade flöden är att naturresurser skall brukas och skötas på ett hållbart sätt, och handlar om att sätta nivåer för ett hållbart naturresursnyttjande. Därför bör de metoder man använder för att göra detta vara utformade så att det representerar hela ekosystemet ur ett hållbarhetsperspektiv. Ett grundläggande antagande är alltså att det finns ett utrymme att nyttja naturresursen, men att det finns nivåer på förändring som leder till ett ohållbart nyttjande (Richter m.fl. 2012). Tanken som finns bakom metoder av holistisk typ representerar ett modernt synsätt på naturresursen rinnande vatten, där hela flödesspektrat knyts ihop med ekosystemet som helhet och där flera intressenter representeras. De bästa metoderna bygger också på ett adaptivt synsätt på skötseln av naturresurser där regleringsregimer och vattenuttag justeras utifrån ökad kunskap. När det gäller reglering av vatten för vattenkraftsproduktion är det tveklöst detta synsätt som är "bästa miljöteknik". Dessa metodiker och synsätt bör representera ett generellt regelverk för sättet att arbeta.

Av Sveriges 3 700 tillståndsgivna vattenkraftverk/dammar har endast 90 omprövats med hänsyn till fiske- och naturvärden och resulterat i 132 åtgärder. Minimitappning och fiskvägar har hanterats i 64 av fallen. I 43 utfall bestämdes minimitappningar till storlekar som motsvarade produktionsvärdesförluster på 5 % för respektive anläggning och 29 anläggningar ålades att skapa fungerande fiskvandringvägar. Sammantaget har omprövningarna av 2,4 % (90/3700) tillstånd medfört en minskad produktion på ca 14 GWh, vilket motsvarar 0,02 % av Sveriges totala vattenkraftsproduktion. Detta tyder på att de omprövningar som hittills gjorts inte automatiskt skapar en motsättning mellan miljömålen "Levande sjöar och vattendrag" och "Begränsad klimatpåverkan" (Hedenskog och Monsén 2012). Det är dock svårt att dra slutsatser om hur pass representativa dessa omprövningar är ur produktionshänseende. I arbetet med omprövningar har det varit svårt att arbeta med en översyn ur ett avrinningsområdesperspektiv. Man har varken i omprövning eller prövning av tillstånd haft möjlighet att se på hela flödesdynamiken i ett avrinningsområde och på så sätt kunnat ta ett samlat grepp kring vare sig frågan om ekologiskt anpassade flöden eller produktionspåverkan. Arbetet är också mycket tidskrävande.

Behovet av miljöanpassning av vattenkraftutnyttjandet i Sverige styrs i första hand av EU:s ramdirektiv för vatten, art- och habitatdirektiven samt, ålförordning, och de nationella miljömålen. Som dessa mål och direktiv formulerats kommer sannolikt åtgärder krävas vid de flesta av dagens kraftverk. Frågan blir då vilka möjligheter som finns till miljöförbättringar genom att miljöanpassa flöden. Sverige har generellt god vattentillgång och den största flödespåverkan sker p.g.a. reglering för vattenkraft. Därför blir frågan; kan regleringsrutinerna ändras så att flödet blir mer miljöanpassat? Svaret är tveklöst ja, men miljönyttan är avhängig av vilken typ av reglerat vattendrag som avses.

Hur miljöanpassade flöden skall utformas är en viktig del av föreliggande sammanställning. Valet av metod för att ta fram ekologiska flöden för reglerade vattendrag bör styras av målsättning, förbättringspotential, ekologiska värden

och kravnivåer (GEP/GES). I idealfallet skulle varje utbyggt vattendrag bli föremål för en analys av typen holistiska metoder, och helst på avrinningsområdesnivå för att ta fram en modell av miljöanpassning av flöden. Metoderna bör kombineras med en generell översikt av förbättringspotential i vattendraget och en naturvärdesinventering för att säkerheten i bedömningen av miljönytta skall bli så stor som möjligt, t.ex. vilka möjligheter finns för fiskvandring om passager byggs, finns lekbottnar i systemet, finns outbyggda biflöden där kontakten med huvudfåran skulle förbättras om regleringen förändrades, vilken potential för biotopvårdande åtgärder finns, t.ex. i form av flottledsrestaurering. Avvägningar måste också göras mellan olika intresseområden, varför en analys av vilka konsekvenser, både positiva och negativa, de föreslagna flödesförändringarna har bör ingå. Denna analys måste göras på bred front där flera intressenter representeras. Ytterligare ett hinder för att implementera miljöanpassade flöden på avrinningsområdesnivå är att det skulle kräva förändringar inte bara i regleringsregimen vid enstaka kraftverk, utan regleringen skulle behöva ändras på flera ställen. Därför kan de juridiska processer som ingår i vattenverksamheten behöva förändras så att omprövningar kan ske på flera kraftverk samtidigt. För att fullt ut uppfylla tanken på att vatten skall skötas på avrinningsområdesnivå är det viktigt att juridiska processer som rör vattenverksamhet möjliggör detta.

Genomförandet av steg 1–4 i ramverket ELOHA (figur 3) eller liknande skulle ge en bra grund att arbeta utifrån på en mer regional basis. Regionaliseringen är arbetskrävande, men har genomförts storskaligt i flera Amerikanska stater (t.ex. Reidy Liermann m.fl. 2012), samt för hela Australien (Pusey m.fl. 2009, Kennard m.fl. 2010), och representerar ett tankesätt som motsvarar idén i EUs vattendirektiv om att se på vatten i ett avrinningsområdesperspektiv. Olden m.fl. (2012) presenterar en litteraturgenomgång av de metoder som använts och föreslår ett ramverk för hydrologisk klassificering av vattendrag. Viktigt är dock att använda hydrologiska variabler som representerar vattendragens flödesvariabilitet. För att fastställa samband mellan variabler som speglar hela ekosystemet och flödesvariabler skulle det krävas en hel del arbete, men sådan forskning skulle ge öka säkerheten i bedömningar om miljönyttan av anpassningar när man tar fram specifika rekommendationer för ett miljöanpassat flöde i reglerade vatten.

Hur regleringen sker och påverkar ekosystemet, samt vilken potential som finns till förbättringar är naturligtvis olika från fall till fall. När det gäller olika typer av reglerade sträckor i vattendrag kan man dock grovt tänka sig några huvudtyper:

1. Torrlagda sektioner av vattendrag där ingen lagstadgad minimitappning sker – vanligen i anslutning till tunnlar eller kanaler (torrfåror). Vattendraget för i normalfallet enbart smältvatten eller i nedre delarna vatten från något biflöde som mynnar på sträckan. Ibland används sådana sträckor för katastrofäbördning om exempelvis ett kraftverk behöver stängas.
2. Minimitappade sträckor – ofta i den gamla vattendragsfåran och vanligen i anslutning till tunnlar där merparten av vattnet går. Förutom

under snösmältningen får sträckan endast en bråkdel av sin ursprungliga vattenföring. Vissa minimitappade sträckor har enbart sommartappning, andra har vatten hela året men något mera sommartid. Katastrofabördning förekommer. I en del minimitappade sträckor har tvärgående trösklar byggts för att hålla kvar en större vattenvolym i fåran. Dessa trösklar kan utgöra ett hinder för transport av organismer och material och kan på så sätt utgöra ett hinder för den longitudinella konnektiviteten i vattendraget/avrinningsområdet.

3. Reglerade vatten där allt vatten går i huvudfåran. Denna typ kan i sin tur delas in i två grupper: (a) vattendrag med utbyggda fallsträckor (dvs. forsar), och (b) helt avtrappade vattendrag, dvs. inga utbyggda fallhöjder återstår utan vattendraget består av en serie magasin. Vissa av dessa har en tilldömd minimitappning, medan i vissa förekommer nolltappning under perioder.
4. Reglerade vatten där allt vatten går i huvudfåran och där regleringen till stor del följer den naturliga avbördningen (strömfallskraftverk).

Vattenvolymen i förhållande till ett naturligt tillstånd är viktig. De största miljövinster med miljöanpassade flöden kan därför uppnås i de vattendrag som behåller sin ursprungliga medelvattenföring (kategori 3), i synnerhet om det finns utbyggda strömsträckor nedströms, eller utbyggda sträckor med unika miljöer som t.ex. svämskogar och meandersträckor. Typfallet är ett vattendrag som har ett stort magasin i övre loppet men inga eller endast få dammar nerströms. Högvattnen har reducerats och flödet är jämnare över året. Exempel på sådana vattendrag är oftast relativt små med blygsam reglering. De flesta större reglerade vattendrag är oftast så gott som helt utbyggda med serier av magasin och få eller inga kvarvarande strömsträckor, men undantag finns. I dessa typer av vattendrag kan anpassning av flöden ge värdefulla miljövinster. Ett exempel är små vattendrag som har minikraftverk med fasta skovlar och intermitterant körning. Här kan variationerna mellan drift och driftstopp under vissa förhållanden bli mycket frekventa vilket innebär avsevärd stress för ekosystemet. I dess sträckor skulle rörliga skovlar som medger kontinuerlig drift oavsett vattenföring innebära en klar förbättring (typ 4). Ett annat exempel är de fåtal utbyggda sträckor som finns i vissa vattendrag med stor regleringskapacitet. Ett välkänt exempel är den s.k. Mellanljusnan i Ljusnan. Även Klarälven är ett exempel där det finns unika miljöer i form av meanderslingor, svämskog och ett mynningsdelta. I nedre delen av Dalälven finns unika svämskogar vilka påverkats starkt av reglering med problem som att granskogen breder ut sig i svämskogarna. I nedre delen av Dalälven, samt till viss del även i Klarälven förekommer också problematik med översvämningsmygg, vilket bör utredas ur ett regleringsperspektiv då förekomsten av dessa mygg är knuten till frekvens, magnitud och varaktighet av översvämnningar på lämpliga habitat (Nilsson och Renöfält 2009, Gjullin m.fl. 1950). Dessa typer av sträckor bör bli föremål för ett mer holistiskt synsätt och modeller tas fram genom t.ex. BBM, där även en analys av effekter av korttidsreglering ingår.

Även i stora, helt avtrappade älvar kan vattenregimen ändras mot mer miljöanpassning. Att undvika torrläggning genom minimitappning är essentiellt för vattenorganismerna, men det är också viktigt att verka för en mer dynamisk reglering som följer de naturliga årstidsvariationerna. Det handlar då om att omreglera årsmagasin så att de får en mer naturenlig vattenståndsrytm. I slutet av 1990-talet tog vår forskargrupp fram ett sådant förslag för Rusforsmagasinet i Umeälven (Nilsson 1996). Detta magasin används som årsmagasin men är samtidigt korttidsreglerat, varför möjlighet finns att simulera en vårflodsöversvämning genom att höja vattennivån i samband med vårflod och successivt sänka av den under växtsäsongen. Den modifierade regleringen skulle innebära att befintlig korttidsreglering skulle kombineras med en årsrytm som motsvarade en mer naturlig vattenståndsvariation. Tack vare att nivåvariationen i Rusforsmagasinet är 2,3 m jämfört med < 1 m som är det vanliga för älvmagasin fanns förutsättningar att inom rådande vattendom ändra årsrytmen och på så sätt få positiva miljöeffekter. En omreglering skulle medfört en fallförlust vid Rusfors kraftverk, men förlusten skulle delvis upphävs av en fallvinst vid Grundfors kraftverk i magasinets uppströmsdel. Den tänkta omregleringen innebar endast att vattenstånden justeras. Vattenföringarna påverkas endast marginellt. Inventeringar visade att regleringsstranden i magasinet har en yta av 10,2 km² men endast 0,4 km² av denna yta hade påtaglig vegetation. 5,9 km² av den nakna strandjorden var tillräckligt finkornig för att kunna ha vegetation. Vi föreslog omregleringar som skulle innebära att 24 respektive 33 % av hela strandytan skulle få vegetation. Dessa anpassningar skulle ha kostat ungefär 1 respektive 2 % av de sammanlagda intäkterna från kraftverken i Grundfors och Rusfors under ett år (Östberg & Jönsson 1994). Även inom projektet "God Ekologisk Potential i Umeälven, Vindelns kommun; Samverkansgruppen 3 regleringsmagasin" har man utrett miljövinsten med att införa en simulerad vårflod, dvs. höja upp vattennivån. Förslaget var att höja nivån till 0,5 m över nuvarande dämningssgräns, långsamt sjunkande vattenstånd under sommaren, lågt vattenstånd under senare delen av vegetationsperioden, samt lågt vattenstånd under vintern. Deras slutsats var att de olika åtgärderna, alla utom långsamt sjunkande vattennivåer efter vårfloden, skulle bidra med betydande tillskott av ny strandvegetation i form av tillförd yta, men begränsat tillskott i tillförd strandlängd pga. av stora erosionsproblem vilket omöjliggjorde etablering på dessa delar. Man drog också slutsatsen att den nyetablerade vegetationen skulle vara av olika karaktär för de olika åtgärderna. En simulerad vårflod och lågt vattenstånd under sommaren skulle gynna arter man finner på strändernas övre del, och att hålla vattenståndet lågt under vintern. Detta skulle även gynna strandarter man normalt finner på strändernas nedre delar. Resultatet är dock också beroende av isförhållanden under vintern (Widén m.fl. 2013).

Minimitappade vattendrag (kategori 2) kan redan idag, med nuvarande tilldömda nivåer, tillföras miljövärden om principen med en eller några få konstant satta flöden överges till förmån för ett naturligt varierande flöde. Detta skulle kräva mer av dammoperatören men fordrar ingen förändring av årsvattenföringen. I torrlagda vattendrag (kategori 1) kan givetvis också naturvärden skapas om ett generellt krav på miljöanpassad (minimi)tappning

skulle införas. Här handlar det mycket mindre om att återskapa än att nyskapa värden. En torrläggning av ett vatten kan inte göras ojord och det är omöjligt att på kort sikt få tillbaka de förhållanden som rådde före torrläggningen. Utfallet torde dock vara beroende på vilken organismgrupp man tittar på, vilka geomorfologiska förutsättningar som finns, och hur tappningsregimen (t.ex. katastrofäbördning) sett ut historiskt. Undersökningar av restaurerade sidofåror i Piteälven som skurits av under flottningsepoken och där en naturlig vattenföringsregim har återinförts visar att återhämtningen är mer långsam i dessa sträckor jämfört med restaurerade sträckor i huvudfåran vilket indikerar att skadorna i dessa sträckor varit större (Helfield m.fl. 2012). En vattenförande fåra har dock alltid högre naturvärden och större ekologisk betydelse än en torrfåra och en avsevärd återhämtning av systemet skulle sannolikt ske om en miljöanpassad tappning skulle införas. Exempel på gynnsam utveckling kan ses i konstruerade åsträckor som Norrbyströmmen i Borensberg och Flugströmmen i Olofström. Båda är konstgjorda och i dessa har strömlevande växter och djur snabbt funnit passande habitat (Manni Svennson, muntl. och Håkan Aronsson muntl.). I de fall där minimitappade "torrfåror" kan utnyttjas som förbipassage för fisk är det också viktigt att upprätthålla en adekvat flödesregim som är säsongsmässigt behovsanpassad (Kiström m.fl. 2010).

En vanlig metod att arbeta efter då man tar fram rekommendationer för miljöanpassade flöden är BBM. Metoden rekommenderas både av Norge och Storbritannien (Bakken m.fl. 2012, Acreman 2007) och den har en väl utvecklad manual att arbeta efter (King m.fl. 2008). Fördelen med det arbetssättet är att det involverar expertkunskap från många discipliner och analysen av hydrologisk påverkan är gedigen. Nackdelen är att den kräver mer arbete än att sätta schablonmässiga minimivärden och kostnaden för föreslagna åtgärder blir sannolikt högre. Hur mycket mer arbete som läggs ner beror dock på detaljnivån man vill uppnå (tabell 4). Hur pass väl modellen fungerar beror också på hur stor kunskap som finns gällande samband mellan flöde och ekologiska variabler i systemet. Naturligtvis kan man dock begränsa BBM modellen att gälla vissa sträckor av vattendraget, eller t.o.m. enskilda magasin och nedströmssträckor och anpassa modellen efter förutsättningarna uppströms och nedströms. Ur ett miljöförbättringsperspektiv är dessa metoder som speglar hela flödesspektret och alla viktiga komponenter som ingår i ekosystemet att betrakta som "Bästa Möjliga Miljöteknik".

Förutom att implementera ett arbetssätt baserat på ett holistiskt synsätt utifrån t.ex. BBM finns det andra åtgärder av mer generell natur som skulle ge ekologiska vinster i stort sett i alla reglerade vattendrag. En sådan åtgärd är att införa minimitappningar förbi alla kraftverk, och inte som nu endast i fall där en vattendom är föremål för omförhandlingar. Dessa tappningar skulle kunna baseras på enklare hydrologiska metoder, t.ex. någon typ av lågflödesindex samt att undvika nolltappningar i synnerhet där det finns strömsträckor nedströms.

Tabell 4. Nivåer för arbetsinsats för att ta fram BBM modell (omarbetad från Acreman 2007).

Arbetsätt	Fördelar	Nackdelar
"Skrivbordsanalys" av flödesförändringar och kvalitativa bedömningar av flödespåverkan	Snabb metod, kräver inga eller få fältbesök Relativt små insatser	Ger indikativa resultat Osäkerheten blir hög
Hydraulisk analys	Jobbar utifrån modelleringar där hänsyn tas till geomorfologin Medelstora insatser	Krävs hydraulisk modellering (tvärsnittsanalyser, LiDAR data) Medelhög osäkerhet
Biologiska data ingår i analysen	Kopplar biologiska data till analysen. Relativt låg osäkerhet	Insamling och övervakning av biologiska data krävs. Kräver stora insatser

Införandet av generell minimitappning skulle tillföra akvatiskt habitat i allmänhet och öka andelen strömsträckor i synnerhet om torrfårar (tidigare forsmiljöer) och/eller existerande strömsträckor nedströms kraftverk återfick en kontinuerlig vattenföring, vilket skulle gynna strömlevande organismer (Maynard och Lane 2012, Smorokowski m.fl. 2011, Bednarek 2001). Eftersom utbyggnaden för vattenkraft i Sverige har påverkat just dessa habitat negativt är skyddet och återskapandet av dessa viktigt. Vinsterna skulle vara att produktionen av strömlevande insekter skulle öka vilket skulle gynna även terrestra ekosystem (Jonsson m.fl. 2012a,b), livsmiljön för strömlevande fisk skulle förbättras (Bain m.fl. 1988) och ett undvikande av stillastående vatten skulle förbättra fiskars möjlighet att orientera sig efter strömmen (Lucas och Baras 2001), risken att syrefria miljöer uppstår i bottensediment och eventuella lekbottnar minskar och kontakten mellan yt- och grundvatten (hyporheiska zonen) förbättras (Woods och Armitage 1997). Sannolikt skulle även de temperatursvängningar som uppstår vid korttidsreglering dämpas om ett kontinuerligt flöde släpptes nedströms en damm (Carolli m.fl. 2012) även om problem med temperaturpåverkan p.g.a. reglering till viss del skulle kvarstå (Olden och Naiman 2009). Det skulle också generellt förbättra den longitudinella konnektiviteten längs vattendraget, med en ökad chans för spridning av näring, frön och andra organismer (Andersson m.fl. 2000, Jansson m.fl. 2000a, Wohl och Merritt 2005), även om detta skulle ske i betydligt mindre omfattning än i ett oreglerat system.

I Norge tillämpas begreppet "common low" (QC) som allmän lägstanivå för minimiflöden vid vattenkraftverk och ofta som ett startvärde när flödesbestämmelser ska komponeras vid nya tillståndsgivningar (Bakken m.fl. 2012). QC i norska vattendrag är vanligtvis omkring 6–12 % av QMF (medelvattenföringen), men kan variera mellan <1–50 % < av QMF (Væringstad och Hisdal 2005). Beräkningen av QC utgår från åtminstone 15–20 års dataserier. Beräkningsgrunden för QC :

- Bortser från de 15 lägsta dygnsvärdena för varje år
- Beräknar de årliga minimiserierna
- Rangordnar dygnsvärdena i de årliga minimiserierna och bortser från den minsta tredjedelen

QC motsvarar uppskattningsvis flödet som överskrids under 95,6 % av tiden, vilket är jämförbart med det i många delar av världen vanligt tillämpade Q95-indexet för minimiflöden. QC definieras för hela året, men i Norges inland och fjälltrakter infaller lägsta naturliga flödena vintertid eftersom den mesta nederbörden då faller som snö medan låglandets lägsta flödesnivåer sker sommartid eftersom avdunstningen i dessa områden då är höga. Därför har beräkningar och fastställande av säsongsanpassade QC föreslagits (Engeland m.fl. 2006, Engeland och Hisdal 2009). Nivån på minimitappningen bör sättas så att den speglar variabiliteten i flödesregimen inom aktuell region, dvs. helt statistiska minimiflöden bör undvikas.

En annan sådan åtgärd skulle vara att införa s.k. "controlled floods". Vikten av återkommande större översvämningar är väldokumenterad i den ekologiska litteraturen (figur 1, Bunn och Artington 2002, Junk m.fl. 1989, Tockner m.fl. 2000, Junk och Wantzen 2004). Det är inte bara den "översvämmande" funktionen som är viktig, utan dessa större högflöden är viktiga för vattendragets form och funktion genom storskalig transport av sediment, organismer och näring i både longitudinell och lateral dimension. Inom projektet WFD82 (Acerman 2007) anses att risken att ett vattendrag inte uppnår GES är medium till hög om avvikelserna från Q5 (det flöde som överstigs 5 % av tiden) är större än 40 %. Att införa ett säsongsmässigt högflöde i reglerade vattendrag skulle sannolikt öka den ekologiska potentialen. Det skulle dock kunna vara kostsamt ur ett kraftproduktionsperspektiv, då mycket av det vatten som lagras i magasinerna vid vårflod skulle behöva släppas. En hel del vatten släpps som det är under året som katastrofåtgärder, t.ex. efter perioder med hög nederbörd, då magasineringsskapaciteten överskrids, eller via spill av andra orsaker. Kunde man koordinera detta spill till planerade släpp med kontrollerade höjnings- och sänkingshastigheter skulle vinsten vara att dels slippa katastrofåtgärder vilka kan spola bort organismer, och dels återskapa säsongsmässiga högflöden i reglerade vatten. När det gäller katastrofåtgärder kan det dock vara svårt då man inte vet när och om dessa perioder infaller och det skulle krävas att man "vågade" spilla t.ex. under våren och ha magasinerna mindre fyllda för att kunna ta hand om eventuella högflöden under sommar/höst, men när det gäller spill av andra orsaker, t.ex. underhåll etc. torde det vara möjligt. Andra aspekter på detta är hur det påverkar infrastruktur och boende längs vattendrag. Möjligheten att göra sådana kontrollerade "vårflods" släpp bör dock utredas.

Forskning har visat att stränder längs älvmagasin där den reglerade strandvegetationen utvecklats på gammal strand har en signifikant högre artrikedom jämfört med sträckor där ny strand utvecklats på uppdämd mark. Dessa sträckor är därför viktiga ur ett resiliensperspektiv och skulle ytterligare stärkas om en mer naturlig vattenståndsrytm skulle införas (Nilsson m.fl. 1997). I många utbyggda vattendrag (även i de mest utbyggda såsom t.ex. Luleälv), finns det trots allt kvar vissa korta mer opåverkade sträckor mellan uppdämda områden. Denna typ av sträckor kan, tillsammans med vatten från biflöden som upprätthåller ett flöde i torrfårorna, vara viktiga exempelvis för de mycket svaga restbestånden av harr i områdena. Även ur strandsynpunkt är dessa sträckor viktiga då de utgör områden med befintlig naturlig

strandvegetation vilken skulle gynnas av en mer naturlig vattenföring. Att genom en genomtänkt nivåskillnad mellan dämningarna bevara sträckor med högt resiliensvärde är därför viktigt. Det kan också finnas kvar vissa rödinggrund i dammområdena där rödingen leker. Det är därför också viktigt att se på möjligheterna att åtminstone bevara vissa av dessa rödinggrund vattentäckta under tiden tills rommen kläcks.

I Coloradofloden har man sedan 1995 gjort flera sådana släpp för att återskapa sanddyner i systemet och förbättra förutsättningarna för fisk (Melis m.fl. 2012). De tre släpp man gjort under perioden visar att det går att bygga upp sandrevlarna men bara om släppen koordineras med höglödesperioder i biflöden som transporterar sand till huvudfåran. Data visar också att effekten är kortvarig och att upprepade släpp behöver göras för att upprätthålla de positiva effekterna. Uppföljningen av effekterna på fisk av 2008 års släpp visade på gynnsamma effekter på inplanterad regnbåge, där överlevnadskvoten för yngel ökade med mer än fyra gånger ett år efter släppet och med två gånger året efter släppet. Förklaringen antas vara att driften av regnbågens prefererade föda (t.ex. knottlarver) ökade. Effekten avtog dock två år efter släppet.

Skulle planerade släpp införas i reglerade vattendrag skulle de sannolikt inte behöva återkomma varje år. Att sätta några exakta intervall mellan hur ofta de skulle behöva återkomma är svårt, men Renöfält m.fl. (2007) undersökte effekten av storskaliga översvämningar på strandvegetationen längs Vindelälven. De såg att den nivå som översvämmade hela den yta som kunde definieras ha typisk strandkaraktär återkom med ca 2–3 års mellanrum. Skulle man upprepa ett sådant flöde vart 3–5 år skulle det sannolikt ha en positiv effekt på ekosystemet.

Vikten av att flödesvariationers storlekar och hastigheter inom dygnet beaktas har visats i studier flera håll i världen, inklusive Sverige, då stora flödesförändringar som sker kan "maskeras" i dygnsmedelvärden. Den absolut mest extrema formen av korttidsregleringen leder till nollflöden. Det är därför viktigt att även inomdygnsvariationer, förslagsvis på timnivå, rapporteras framöver. Förutom de uppenbara följderna av en torrläggning, som t.ex. strandning av vattenorganismer, kan en enstaka sådan händelse under en tjuugoårsperiod leda till att näringskedjans längd förkortas med två tredjedelar (Sabo m.fl. 2010). Problemet med många av de metoder och modeller som finns är att de inte beaktar förekomsten av inomdygnsvariation. Analysverktyget DHRAM (se ovan) tar dock viss hänsyn till både förekomst av nollflöden och inomdygnsvariation. Förekommer nollflöden försämras vattendraget en statusklass, och om avvikelser av inomdygnsvariationer i flödet överstiger 25 % av Q95 inom dygnet sänks statusklassningen ytterligare ett steg. Norska undersökningar ha visat att laxfiskars strandningsfrekvens avsevärt minskas om vattennivåns maximala sänkingshastigheter hålls på lägre nivåer än 5–15 cm/timme samt att ju lägre den ursprungliga vattenföringen är desto långsammare bör sänkningen vara (Halleraker m.fl. 2007, Harby m.fl. 2012). En minskad sänkingshastighet skulle också sannolikt påverka erosionsproblematiken positivt. En minskad höjningshastighet skulle gynna strandlevande evertebrater som kan få svårt att hinna undan och därmed dränks. En holländsk studie har visat en

brytningspunkt som överstiger 30 % flödesökning per timma där dessa strandlevande skalbaggar påverkades negativt (van Looy 2007). För att minska korttidsregleringen negativa effekter bör nivåer sättas på hur pass "hårt" ett vattendrag får regleras. Detta kan göras genom att införa maximinivåer för höjnings- och sänkingshastigheter, samt t.ex. använda olika index (Zimmerman m.fl. 2010, Ahonen 2013) och sätta gränser inom vilka flödesförändringar får förekomma.

Praktisk tillämpning av miljöanpassade flöden bör alltså ta fasta på de olika egenskaperna hos flödet som t.ex. magnitud, frekvens, förändringshastighet och varaktighet. Tillämpningen bör också vara adaptiv, dvs. det är viktigt att följa upp responsen både i den abiotiska och biotiska miljön vid införandet av miljöanpassade flöden, oavsett vilken typ av metod eller modell man väljer för att kunna avgöra miljönyttan av detta och anpassa nivåer efter resultat. Uppföljningar är tyvärr ofta en bristvara när det gäller många typer av åtgärder (Bernhardt m.fl. 2007). För att ekosystemomfattande metoder för att sätta miljöanpassade flöden skall bli så träffsäkra och kostnadseffektiva som möjligt krävs en del fortsatt utveckling och forskning. Även om vissa generella samband kan sättas mellan ekosystemkomponenter och flödesreglering, så som t.ex. utebliven vårflod och negativ påverkan på stranden, eller effekter av nolltappning och hård korttidsreglering behöver vi fördjupa regional kunskap hur vattenföringsvariabler och ekosystemvariabler hänger ihop.

Bäst resultat skulle uppnås i situationer där man tillämpar miljöanpassning av flöden i en realsituation och gör uppföljningar av effekterna noggrant och under flera år. Sådan forskning bör av nödvändighet ske i nära samarbete med dammoperatören och involvera forskare från flera olika områden, så väl inom ekologi som samhällsvetenskap och ekonomi. På detta sätt kan metoderna utvärderas och det ges också möjlighet att modifiera dem för att det vatten som släpps ska kunna göra optimal nytta (s.k. adaptiv restaurering). På grund av vetenskapens krav på upprepning borde sådana experiment göras samtidigt i flera vattensystem, men enstaka försök kan också ge användbara resultat. Försöken kan göras i såväl stora som små vattendrag och såväl mer på mer lokal nivå (t.ex. nedströms ett enstaka kraftverk) som längs stora delar av ett vattendrag.

En ytterligare nivå är att kombinera flödesanpassning med restaurering av fysiska strukturer. T.ex. skulle ett tidigare flottningskanaliserat och reglerat vattendrag gynnas mer av en kombination av åtgärder än vad som skulle åstadkommas enbart med den ena eller andra åtgärden. Även vid sådana försök är det viktigt att göra vetenskapliga uppföljningar för att kunna dokumentera åtgärdens resultat och samtidigt ha möjlighet till metodutveckling.

Referenser

- Acreman, M. C. 2007. Guidance on Environmental Flow Releases from Impoundments to implement the Water Framework Directive. SNIFFER report.
- Acreman, M., Aldrick, J., Binnie, C., Black, I., Cowx, H., Dawson, H., Dunbar, M., Extence, C., Hannaford, J., Harby, A., Jarrit, N., Old, G., Peirson, G., Webb, J. och Wood, P. 2009. Environmental flows from dams: the water framework directive. *Engineering Sustainability*, 162 (1): 13–22.
- Ahonen, J. 2013. Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde. Kandidatuppsats i biologi. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå universitet.
- Alfredsen, K., Harby, A., Linnansaari, T. och Ugedal, O. 2012. Development of an inflow-controlled environmental flow regime for a norwegian river. *River Research and Applications*, 28: 731–739.
- Anderson, E. P., Freeman, M. C. och Pringle, C. M. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22: 397–411.
- Andersson, E., Nilsson, C. och Johansson, M. E. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *Regulated Rivers: Research and Management*, 16: 83–89.
- Anselmetti F.S., Buhler R., Finger D., Girardclos S., Lancini A., Rellstab C. & Sturm M. 2007. Effects of alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation. *Aquatic Sciences*, 69, 179–198.
- Apse, C., DePhilip, M., Zimmerman, J. och Smith, M. P. 2008. Developing Instream Flow Criteria to Support Ecologically Sustainable Water Resource Planning and Management. The Nature Conservancy. http://files.dep.state.pa.us/water/Watershed%20Management/lib/watershedmgmt/water_allocation/pa_instream_flow_report-_tnc_growing_greener-_final.pdf 20130827
- Aronsson, Håkan. Muntligt. Fiskevårdsarbetare. Harasjömåla Fiskecamp. 20130816.
- Arthington, A. H., Brizga, S. O., Choy, S. C., Kennard, M.J., Mackay, S. J., McCosker, R. O., Ruffini, J. L. och Zalucki, J. M. 2000. Environmental flow requirements of the Brisbane River downstream of the Wivenhoe Dam. South East Queensland Water Corporation, and Centre for Catchment and Instream Research, Griffith University: Brisbane, Australien.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. och Naiman, R. J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16: 1311–1318.
- Arthington, A. H., och Pusey, B. J. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications*, 19: 377–395.
- Arthington, A. H., Tharme, R. S., Brizga, S. O., Pusey, B. J. och Kennard, M. J. 2004. Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. Sid. 37–65 i Welcomme, R. och Petr', T. (red). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II*. RAP Publication 2004/17. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
- Bain, M. B., Finn, J. T. och Booke, H. E. 1988. Streamflow Regulation and Fish Community Structure. *Ecology*, 69: 382–392. <http://dx.doi.org/10.2307/1940436>

- Bakken, T. H., Zinke, P., Melcher, A., Sundt, H., Vehanen, T., Jorde, K. och Acreman, M. 2012. Setting environmental flows in regulated Rivers: Implementing the EU Water Framework Directive (EU WFD) in Norway. Sintef Energy Report TR A7246.
- Beauchamp, V. B. och Stromberg J. C. 2007. Flow regulation of the Verde River, Arizona encourages Tamarix recruitment but has minimal effect on Populus and Salix stand density. *Wetlands*, 27: 381–389.
- Bednarek, A.T. 2001. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. *Environmental Management*, 27(6): 803–814.
- Bell, E., Kramer, S., Zajanc, D. och Aspittle, J. 2008. Salmonid Fry Stranding Mortality Associated with Daily Water Level Fluctuations in Trail Bridge Reservoir, Oregon. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(5): 1515–1528.
- Bernez, I. och Ferreira, T. 2007. River macrophytes in regulated Mediterranean-type rivers of southern Portugal. *Belgian Journal of Botany*, 140: 136–139.
- Bernhardt, E. S., Sudduth, E. B., Palmer, M. A., Allan, J. D., Meyer, J. L., Alexander, G., Follstad-Shah, J., Hassett, B., Jenkinson, R., Lave, R., McFall, J. och Pagano, L. 2007. Restoring Rivers one Reach at a Time: Results from a survey of U.S. river restoration practitioners. *Restoration Ecology*, 15: 482–493.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B. & Sudduth E. 2005. Synthesizing US river restoration efforts. *Science*, 308: 636–637.
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, P., Nicolet, P. och Weatherby, A. 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693–714.
- Black, A. R., Rowan, J. S., Duck, R. W., Bragg, O. M. och Clelland, B. E. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 427–446.
- Blinn, W., Shannon, J. P., Stevens, L. E och Carder, J. P. 1995. Consequences of fluctuating discharge for lotic communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 233–248.
- Bratrich, C. och Truffer, B. 2001. Green Electricity Certification for Hydropower Plants – Concept, Procedure, Criteria. Green Power Publications. Issue 7. EAWAG
http://www.greenhydro.ch/veroeffentlichungen/Issue_7_English.pdf
20130826
- Bratrich, C., Truffer, B., Jorde, K., Markard, J., Meier, W., Peter, A, Schneider, M. och Wehrli, B. 2004. Green hydropower: A new assessment procedure for river management. *River research and applications*, 20: 865–882.
- Bren, L. J. 1992. Tree invasion of an intermittent wetland in relation to changes in the flooding frequency of the River Murray, Australia. *Australian Journal of Ecology*, 17: 395–408.
- Brisbane Declaration (2007).
http://www.nature.org/initiatives/freshwater/files/brisbane_declaration_with_organizations_final.pdf.
- Brunke, M. och Gonser, T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1–33.

- Bruno, M. C. och Siviglia A. 2012. Assessing impacts of dam operations— Interdisciplinary approaches for sustainable regulated river management. *River Research And Applications*, 28: 675–677.
- Bunn, S. E. och Arthington, A. H. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492–507.
- Busch D. E. och Smith S. D. 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern U.S. *Ecological Monographs*, 65: 347–370.
- Calles, O., Nyberg, L. och 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.
- Carolli, M., Bruno, M. C., Sviglia, A. och Maiolini, B. 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications*, 28: 678–691.
- Cereghino, R. och Lavandier, P. 1998. Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regulated Rivers: Research and Management*, 14: 297–309.
- Charmasson, J. och Zinke, P. 2011. Mitigation Measures Against Hydropeaking Effects - A literature review. SINTEF Energy Research: Report TR A7192.
- Clarke, K. D., Pratt, T. C., Randall, R. G., Scruton, D. A. och Smokorowski, K. E. 2008. Validation of the Flow Management Pathway: Effects of Altered Flow on Fish Habitat and Fishes Downstream from a Hydropower Dam. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2784.
- Conley, D. J., Humborg, C., Smedberg, E., Rahm, L., Papush, L., Danielsson, Å., Clarke, A., Pastuszek, M., Aigars, J., Ciuffa, D. och Mörth, C-M. 2008. Past, present and future state of the biochemical Si cycle in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 73: 338–346.
- Connor, W. H., Gosselink, J. G. och Parrondo, R. D. 1981. Comparison of the vegetation of three Louisiana swamp sites with different flooding regimes. *American Journal of Botany*, 68: 320–331.
- Copp G.H. 1990 Effect of regulation on 0+ fish recruitment in the Great Ouse, a lowland river. *Regulated Rivers: Research and Management*, 5, 251–263.
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V. och Oliveira, D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, 18: 367–382.
- 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.
- Crivelli, A. J., Grillas, P. och Lacaze, B. 1995. Responses of vegetation to a rise in water-level at Kerkini Reservoir (1982–1991), a Ramsar site in northern Greece. *Environmental Management*, 19: 417–430.
- Curry, R. A., Gehrels, J., Noakes, D. L. G. och Swainson, R. 1994. Effects of river flow fluctuations on groundwater discharge through brook trout, *Salvelinus fontinalis*, spawning and incubation habitats. *Hydrobiologia*, 277: 121–134.
- DeWine, J. M. och Cooper, D. J. 2007. Effects of river regulation on riparian box elder (*Acer negundo*) forests in canyons of the upper Colorado River Basin, USA. *Wetlands*, 27: 278–289.
- Dilts, T. E., Yang, J. och Weisberg, P. J. 2010. Mapping Riparian Vegetation with Lidar Data – Predicting plant community distribution using height above

- river and flood height. ESRI. ArcUser Online.
<http://www.esri.com/news/arcuser/0110/mapping-with-lidar.html>
 20130823
- DNR (Department of Natural Resources). 1998. Fitzroy Basin. Water allocation and management planning: information paper. State of Queensland, Department of Natural Resources. Brisbane, Australien.
- Dunbar, M. J., Holmes, M. G. R. och Young, A. R. 2008. Guidance on Environmental Flow Releases from Impoundments to Implement the Water framework Directive – Project Extension 2 – Validation of Managed Flow Standards. SNIFFER Final Report, Project WFD82.
- Dworak, T. 2011. Green Hydropower in Switzerland. Ecologic Institute.
http://www.ecologic.eu/files/attachments/Publications/2012/green_hydropower_ch.pdf 20130826.
- Dyson, M., Ger Bergkamp, G. och Scanlon, J. 2003 Flow - The essentials of environmental flow. IUCN. <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/html/2003-021/cover.html> 20130823
- Ellis, L. M., Molles, M. C. och Crawford, C. S. 1999. Influence of experimental flooding on litter dynamics in a Rio Grande riparian forest, New Mexico. *Restoration Ecology*, 7: 193–204.
- Engeland, K. och Hisdal, H. 2009. A Comparison of Low Flow Estimates in Ungauged Catchments Using Regional Regression and the HBV-Model. *Water Resources Management*, 23:2567–2586 DOI 10.1007/s11269-008-9397-7.
- Engeland, K., Braud I., Gottschalk, L. och Leblois, E. 2006. Multi-objective regional modelling. *Journal of Hydrology*, 327: 339–351.
- Fette, M., Weber, C., Peter, A. och Wehrli, B. 2007. Hydropower production and river rehabilitation: a case study on an alpine river. *Environmental Modeling & Assessment*, 12: 257–267.
- Ficke, A. D., Myrick, C. A. och Hansen, L. J. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17:581–613.
- Floodsafe California 2012. 2012 Central Valley Flood Management Plan. Attachment 9F: Floodplain restoration opportunity analysis – Appendix A. Floodplain inundation and ecosystem functions model pilot studies. State of California, the Natural Resources Agency, Department of Water Resources.
http://www.water.ca.gov/cvfmf/docs/Att9FA_FROA_Appendices_20120127.pdf
- Forseth, T., Robertsen, G., Gabrielsen, S. E., Sundt, H., Skår, B. och Ugedal, O. 2012. Tilbake til historisk smoltproduksjon i Kvina. En utredning av mulighetene - NINA Rapport 847.
- Freeman, M. C., Bowen, Z. H., Bovee, K. D. och Irwin, E. R. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications*, 11: 179–190.
- Friedman, J. M. och Auble, G. T. 1999. Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 463–476.
- Galat D. L. och Lipkin R. 2000. Restoring ecological integrity of great rivers: historical hydrographs aid in defining reference conditions for the Missouri River. *Hydrobiologia*, 422: 29–48.
- Galat, D. L., Fredrickson, L. H., Humburg, D. D., Bataille, K. J., Bodie, J. R., Dohrenwend, J., Gelwicks, G.T., Havel, J. E., Helmers, D. L., Hooker, J.

- B., Jones, J. R., Knowlton, M. F., Kubisiak, J., Mazourek, J., McColpin, A. C., Renken, R. B. och Semlitsch, R. D. 1998. Flooding to restore connectivity of regulated, large-river wetlands. *BioScience*, 48: 721–733.
- Gan, K. C. och McMahon, T. A. 1990. Comparison of two computer models for assessing environmental flow requirements. Centre for Environmental Applied Hydrology Report. University of Melbourne, Victoria, Australien.
- Gjullin, C. M., Yates, W. W. och Stage, H. H. 1950. Studies on *Aedes vexans* (Meig.) and *Aedes sticticus* (Meig.), flood-water mosquitoes, in the lower Columbia River Valley. *Annals of the Entomological Society of America*, 43: 262–275.
- Graf, W. L. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*, 79: 336–360.
- Grand, T. C., Railsback, S. E., Hayse, J. W. och Lagory, K. E. 2006. Physical habitat model for predicting the effects of flow fluctuations in the nursery habitats of the endangered Colorado pikeminnow (*Ptychocheilus lucius*). *River research and applications*, 22: 1125–1142.
- Gratton, C och Vander Zanden, J. 2009. Flux of aquatic insect productivity to land: comparison of lentic and lotic ecosystems. *Ecology*, 90(10): 2689–2699.
- Grauers Nilsson, S. Muntligt. 2012. Director Business and Power System Development, Head of Hydro Planning (act.). Vattenfall AB. 2012-10-19.
- Greet, J., Cousens, R. D. och Webb, A. 2013. Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape: potential implications for restoration. *Journal of Vegetation Science*, 24 (2013) 157–167.
- Grelsson, G. 1985. Vegetational changes on two eroding banks of a short-term regulated river reservoirs in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany*, 6: 581–614.
- Hakala, J.P., och K.J. Hartman. 2004. Drought effect on stream morphology and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) populations in forested headwater streams. *Hydrobiologia* 515:203–213.
- Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arneklev, J. V., Fjeldstad, H.-P. och Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River research and applications*, 19: 589–603.
- Halleraker, J. H., Sundt, Y. H., Alfredsen, K. T. och 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. och Bogen, J. (red). 2012. Rapport nr. 1 - 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat. http://webby.nve.no/publikasjoner/rapport_miljoebasert_vannfoering/2012/miljoebasert2012_01.pdf 20130826
- Harby, A., Olivier, J.-M., Merigoux, S. och Malet, E. 2007. A mesohabitat method used to assess minimum flow changes and impacts on the invertebrate and fish fauna in the Rhône River, France. *River Research And Applications*, 23: 525–543.
- Hay C. H., Franti, T. G., Marx, D. B., Peters, E. J. och Hesse, L. W. 2008. Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri River. *Hydrobiologia*, 598: 175–189.
- Hedenskog, M och Monsén, J. 2012. Omprövning av vattendomar. Möjlig indikator för miljömålet Levande sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Värmland.

- <http://www.lansstyrelsen.se/varmland/Sv/publikationer/2012/Pages/omprovning-av-vattendomar.aspx> 20130320.
- Helfield, J. M., Engström, J., Michel, J. T., Nilsson, C. och Jansson, R. 2012. Effects of river restoration on riparian biodiversity in secondary channels of the Pite River, Sweden. *Environmental Management*, 49: 130–141.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-011-9773-6>
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., O'Grady, M., Sambrook, H. och Stephen, A. 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries Research*, 62: 171–192.
- Heyes, D.B., Dodd, H. och Lessard, J. 2006. Effects of Small Dams on Cold Water Stream Fish Communities. *American Fisheries Society Symposium*, 2006 © 2006 by the American Fisheries Society.
- Hill, N. M., Keddy, P. A. och 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.
- Holmes, N.T.H. och Whitton, B.A. 1981. Phytobenthos of River Tees and its tributaries. *Freshwater Biology*, 11: 43–60.
- Hughes, F. M. R. och Rood, S. B. 2003. Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their applicability in Europe. *Environmental Management*, 32:12–33.
- Humborg, C., Smedberg, E., Rodriguez Medina, M. och Mörth C-M. 2008. Changes in dissolved silicate loads to the Baltic Sea – The effects of lakes and reservoirs. *Journal of Marine Systems*, 73: 223–235.
- Humborg C., Pastuszak M., Aigars J., Siegmund H., Mörth C-M. & Ittekkot V. 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77, 265–281.
- Hydropower Reform Coalition. 2009. Hydropower Reform Coalition Success Story - Skagit River Project. Bellingham, WA, USA.
http://www.hydroreform.org/sites/default/files/Skagit_FINAL_1_0.pdf 20130827
- Ibanez C., Prat N. & Canicio A. 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro River and its estuary. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 51–62.
- Irz P., Odion M., Argillier C. & Pont D. 2006. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquatic Sciences*, 68, 109–116.
- Jansson, R. 2008. Bedömning av ekologisk potential i utbyggda vatten i Norrland. Landskapsekologigruppen. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå universitet.
- Jansson, R., Nilsson, C. och Renöfält, B. 2000 A. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, 81: 899–903.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M. och Andersson, E. 2000 B. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203–224.
- Johansson, M. E. och 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.
- Johnsen, B. O., Arnekleiv, J. V., Asplin, L., Barlaup, B. T., Næsje, T. F., Rosseland, B. O. och Saltveit, S. J. 2010. Effekter av vassdrags-regulering på villaks.

- Kunnskapsserien for laks og vannmiljø3.
<http://www.klv.no/pdf/bok3.pdf> 20130604
- Johnson, W. C. 1994. Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological Monographs*, 64: 45–84.
- Jones, N. E. 2013. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Research and Applications*, DOI: 10.1002/rra.2653.
- Jonsson, J., Deleu, P. och Malmqvist, B. 2012 A. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications* (doi:10.1002/rra.2559).
- Jonsson, J., Strasevicius, D. och Malmqvist, B. 2012 B. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological Research* 27: 945–954.
- Junk W. J., Bayley P. B. och Sparks R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110–127.
- Junk, W. J., och Wantzen, K. M. 2004. The Flood Pulse Concept: New Aspects Approaches and Applications – an Update. Sid. 117–140 i Welcomme, R. L. och Petr, T. (red.): *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Vol. 2.* Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16.
- Kendy, E., Apse, C., Blann, K., Smith, M. P. och Richardson, A. 2012. A practical guide to environmental flows for policy and planning with nine case studies in the United States. *The Nature Conservancy*.
- Kennard, M. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., Mackay, S. J., Stein, J. L. och Marsh, N. 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology*, 55: 171–193. doi:10.1111/j.1365–2427.2009.02307.x.
- King J., Brown, C. och Sabet, H. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Research and Applications*, 19: 619–639.
- King, J. 2000. Overview of the building block methodology. In King, Tharme & deVilliers (Eds.) *Environmental flow assessment for rivers: Manual for the Building Block Methodology*. Freshwater research unit, University of Cape Town, World Commission on Dams Report no. 131/00.
- King, J. M. och Louw, M. D. 1998. Instream flow assessment for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 109–124.
- King, J. M. och Tharme, R. E. 1994. Assessment of the instream flow incremental methodology and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa. *Water Research, Commission Report Nr 295/1/94*. Water Research Commission: Pretoria, Sydafrika.
- King, J. M., Tharme, R. E., och de Villiers, M. S. 2008. *Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology*. Water Research Commission. Report No. TT 354/08.
- Kingsford, R. T. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25: 109–127.
- Kondolf, G. M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21: 533–551.

- Kriström, B. Calles, O. Greenberg, L. Leonardsson, K. Paulrud, A. Ranneby, B. och Sandberg, S. 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Slutrapport, etapp 3, Elforsk rapport 10:90.
- Kroger R. L. 1973. Biological effects of fluctuating water levels in the Snake River, Grand Teton National Park, Wyoming. *American Midland Naturalist*, 89: 478–481.
- Ledger, M. E., Edwards, F. K., Brown, L. E., Milner, A. M. och Woodward, G. 2011. Impact of simulated drought on ecosystem biomass production: an experimental test in stream mesocosms. *Global Change Biology*, 17: 2288–2297.
- Leigh, C. 2013. Dry-season changes in macroinvertebrate assemblages of highly seasonal rivers: responses to low flow, no flow and antecedent hydrology. *Hydrobiologia*, 703:95–112.
- Locke, A. och Paul, A. 2011. A Desk-top Method for Establishing Environmental Flows in Alberta Rivers and Streams. Alberta Environment. <http://www.environment.gov.ab.ca/info/library/8371.pdf> 20130826.
- Lucas, M. C. och Baras, E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Oxford: Blackwell Science.
- Lundqvist H., Rivojoja 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.
- Lundquist, J. D. och Cayan, D. R. 2002. Seasonal and spatial patterns in diurnal cycles in streamflow in the western United States. *Journal of Hydrometeorology*, 3: 591–603.
- Lytle, D. A. och Poff, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 94–100.
- Marchetti, M. P. och Moyle, P. B. 2001. Effects of flow regime and habitat structure on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological Applications*, 11(2): 530–539.
- Maynard, C. M. och Lane, S. N. 2012. Reservoir compensation releases: impact on the macroinvertebrate community of the Derwent River, Northumberland, UK—A longitudinal study. *River Research and Applications*, 28: 692–702. DOI: 10.1002/rra.2557.
- McCullough, D., Bartholow, J.B., Jager, H.I., Beschta, R.L., Cheslak, E.F., Deas, M.L., Ebersole, J.L., Foott, J.S., Johnson, S.L., Marine, K.R., Mesa, M.G., Petersen, J.H., Souchon, Y., Tiffan, K.F. Wurtsbaugh, W.A. 2009. *Research in Thermal Biology: Burning Questions for Coldwater Stream Fishes*. *Reviews in Fisheries Science*, 17: 90–115.
- McKinney, T., Speas, D. W., Rogers, R. S. och Persons, W. 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.
- Melis, T. S., Korman, J. och Kennedy, T. A. 2012. Abiotic and biotic responses of the Colorado River to controlled floods at Glen Canyon Dam, Arizona, USA. *River Research and Applications*, 28(6): 764–776. DOI: 10.1002/rra.1503.
- Milbrink, G., Vrede, T., Tranvik, L. och Rydin, E. 2011. Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 2167–2173.

- Moog, O. 1993, Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8: 5–14.
- Naiman, R. J., Latterell, J. J., Pettit, N. E. och Olden, J. D. 2008. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience*, 340: 629–643.
- Najjar, R. G., Walker, H. A., Andersson, E., Barron, N. J., Bord, R. J., Gibson, J. R., Kennedy, V. S., Knight, C. G., Megonigal, J. P., O´Connor, R. E., Polsky, C. D., Psuty, N. P., Richards, B. A., Sorenson, L. G., Steele, E. M. och Swanson, R. S. 2000. The potential impacts of climate change on the mid-Atlantic coastal region. *Climate Research*, 14:219–233.
- Naturvårdsverket, 2013. Miljömål. <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/8-Levande-sjoar-och-vattendrag/Nar-vi-miljokvalitetsmalet/> 20130823
- Nilsson, C. 1996. Omreglering av vattenståndet i Rusforsmagasinet: förutsägelse av effekter på vegetation. Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet, Umeå.
- Nilsson, C. och Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50: 783–792.
- Nilsson, C. och Renöfält, B. 2009. Mygg och Bti i nedre Dalälven – Utvärdering av ett vetenskapligt uppföljningsprogram. Naturvårdsverket. Rapport 6305. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-6305-4.pdf> 20130827
- Nilsson, C. och Svedmark, M. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management*, 30(4): 468–480.
- Nilsson, C., Jansson, R. och Zinko, U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, 276:7 98–800.
- Nilsson, C., och Malm Renöfält, B. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society*, 13(2): 18.
- Northcott, K., Andersen, D. C. och Cooper, D. J. 2007. The influence of river regulation and land use on floodplain forest regeneration in the semi-arid upper Colorado River Basin, USA. *River Research and Applications*, 23: 565–577.
- Olden, J. D. och Naiman, R. J. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55: 86–107. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- Olden, J. D. och Poff, N. L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications*, 19: 101–121.
- Olden, J. D., Kennard, M. J. och Pusey, B. J. 2012. A framework for hydrologic classification with a review of methodologies and applications in ecohydrology. *Ecohydrology*, 5: 503–518. DOI: 10.1002/eco.251.
- Opperman, J. J., Royte, J., Banks, J., Day, L. R. och Apse, C. 2011. The Penobscot River, Maine, USA: a basin-scale approach to balancing power generation and ecosystem restoration. *Ecology and Society* 16(3): 7 <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04117-160307> 20130827
- Osmundson, D. B., Ryel, R. J., Lamarra, V. L. och Pitlick, J. 2002. Flow–sediment–biota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance. *Ecological Applications*, 12: 1719–1739.

- Papush, L. 2011. Silicon cycling in the Baltic Sea: Trends and budget of dissolved silica. Doktorsavhandling. Tema Vatten, Linköpings universitet.
- Penobscot River Restoration Trust, 2013. Restoring access to critical habitat for the Sea-run Fisheries of Maine's Largest Watershed. <http://www.penobscotriver.org/20130610>
- Poff, N. L. och Ward, J. V. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1805–1818.
- Poff, N. L. och Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. och Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47: 769–784.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M. och Pepin, D. M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 5732–5737.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O'Keefe, J. K., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. och Warner, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): new framework for developing regional environmental flow standards. 2010. *Freshwater Biology*, 55, 147–170.
- Poole, G. C. och Berman, C. H. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 27: 787–802.
- Postel, S. och Richter, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*, Island Press, Washington, D.C., USA.
- Puckridge, J. T., Sheldon, F., Walker, K. F. och Boulton, A. J. 1998. Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research*, 49: 55–72.
- Pusey, B. J., Kennard, M. J. och Arthington A. H. 2000. Discharge variability and the development of predictive models relating stream fish assemblage structure to habitat in north-eastern Australia. *Ecology of Freshwater Fishes*, 9:30–50.
- Pusey, B., Kennard, M., Hutchinson, M., Sheldon, F., Stein, J., Olden, J. och McKay S. 2009. Ecohydrological regionalisation of Australia: A tool for management and science. *Land and Water Australia*. <http://lwa.gov.au/files/products/innovation/pn22591/pn22591.pdf>
- Pyrce, R. S. 2004. Hydrological Low Flow Indices and their Uses. WSC Report No.04-2004. Watershed Science Centre, Peterborough, Ontario, 33 p.
- Reidy Liermann, C. A., Olden, J. D., Beechie, T. J., Kennard, M. J., Skidmore P. B., Konrad, C. P. och Imaki, H. 2012. Hydrogeomorphic classification of Washington state rivers to support emerging environmental flow management strategies. *River Research Applications*, 28: 1340–1358. DOI: 10.1002/rra.1541.
- Renöfält, B. M., Jansson R. och Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55: 49–67.
- Renöfält, B. M., Merritt, D.M. och Nilsson, C. 2007. Connecting variation in vegetation and stream flow: the role of geomorphic context in vegetation response

- to large floods along boreal rivers. *Journal of Applied Ecology*, 44(1): 147–157. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01223.x .
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. och Braun, D. P. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10 (4): 1163–1174.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. och Braun, D. P. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37: 231–249.
- Richter, B. D., Davis, M. M., Apse, C. och Konrad, C. 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research Applications*, 28: 1312–1321. doi: 10.1002/rra.1511.
- Richter, B. och Postel, S. 2004. Saving earth's rivers. *Issues in Science and Technology*, 20: 31–36.
- Risley, J., Wallick, J. R., Waite, I., och Stonewall, A. 2010. Development of an environmental flow framework for the McKenzie River basin, Oregon: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5016.
- Rolls, R. J., Leigh, C. och Sheldon, F. 2012. Mechanistic effects of low flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science* 31:1163–1186.
- Rood, S. B. och Mahoney, J. M. 1990. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management*, 14: 451–464.
- Rørslett, B., Mjelde, M. och Johansen, S.W. 1989. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research and Management*, 3: 19–28.
- Rudberg, P och Nilsson, M. 2011. Reducing our emission while achieving good status of our water bodies – is it possible? Swedish hydropower in the limelight. Presenterat vid World Renewable Congress – Sweden, Linköping 8–13 maj, 2011.
- Rydin E., Vrede T., Persson J., Holmgren S., Jansson M., Tranvik L. & Milbrink G. (2008) Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*, 70, 323–336.
- Sabater, S., Artigas, J., Durán, C., Pardos, M., Romani, A. M., Tornés, E. och Ylla, I. 2008. Longitudinal development of chlorophyll and phytoplankton assemblages in a regulated large river (the Ebro River). *Science of the total environment*, 404: 196–206.
- Sabo, J. L., Finlay, J. C., Kennedy, T., och Post, D. M. 2010. The Role of Discharge Variation in Scaling of Drainage Area and Food Chain Length in Rivers. *Science*, 330: 965–967.
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V. och Harby A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17: 609–622.
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). 2003. River Spey Catchment Management Plan.
http://www.sepa.org.uk/scotlands_environment/data_and_reports/idoc.ashx?docid=1cb82fdf-9af5-416c-8127-ea9206f18a85&version=-120130608
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). 2013. Information on abstractions and impoundments for operators.

- http://www.sepa.org.uk/about_us/news/other/sepa_guidance_on_current_low_r/information_on_abstractions_an.aspx 20130608
- Shafroth, P. B., Cleverly, J. R., Dudley, T. L., Taylor, J. P., Van Riper, C., Weeks, E. P. och Stuart, J. N. 2005. Control of Tamarix in the western United States: implications for water salvage, wildlife use, and riparian restoration. *Environmental Management*, 35: 231–246.
- Shea, C. P. och Peterson, J. T. 2007. An evaluation of the relative influence of habitat complexity and habitat stability on fish assemblage structure in unregulated and regulated reaches of a large southeastern warmwater stream. *Hydrobiologia*, 598: 175–189.
- Sheldon, F. (2005) Incorporating natural variability into the assessment of ecological health in dryland rivers. *Hydrobiologia* 552: 45–56.
- Shields, F. D., Simon, A. och Steffen, L. J. 2000. Reservoir effects on downstream river channel migration. *Environmental Conservation*, 27: 54–66.
- SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut). 2012. Vattenwebben. <http://vattenwebb.smhi.se/> 20130614
- Smokorowski, K. E., Metcalfe R. A., Finucan S. D., Jones, N., Marty J., Power, M., Pyrcce, R. S. och Steele, R. 2011. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river. *Ecohydrology*. 4: 791–806.
- Stanford, J. A., Ward, J. V., Liss, W. J., Frissell, C. A., Williams, R. N., Lichatowich, J. A. och Coutant, C. C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12: 391–413.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, E. och Malmqvist, B. 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis*, 155: 348–356.
- Stromberg, J. C., Beauchamp, V. B., Dixon, M. D., Lite, S. J. och Paradzick, C. 2007. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in arid south-western United States. *Freshwater Biology*, 52: 651–679.
- Svensson, Mani. Muntligt. Ägare Norrbyströmmen AB. 20130816.
- Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J. och Green, P. 2005. Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science*, 308(5720): 376–380.
- Söderdahl, Ola. E-mailkorespondens. Platschef Mörrums Kronolaxfiske, Sveaskog. 20130904.
- Tennant, D. L. 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation, and related environmental resources. *Fisheries*, 1(4): 6–10.
- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development of environmental flow methodologies for rivers. *River research and applications*, 19: 397–441.
- Tharme, R. E. och King, J. M. 1998. Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/98*. 452 pp.
- The Nature Conservancy, 2013. Modernizing Water Management - A National Sustainable Rivers Program. <http://www.nature.org/ourinitiatives/habitats/riverlakes/srp-successes-and-nationwide-benefitsxmlnull.xml> 20130610

- Theiling, C. H., Maher, R., J., och Sparks, R. E. 1996. Effects of Variable Annual Hydrology on a River Regulated for Navigation: Pool 26, Upper Mississippi River System. *Journal of Freshwater Ecology*, 11(1): 101–114.
- Tielman, Johan. E-mejlkorrespondens. Miljöchef/Environmental manager, E.ON Vattenkraft Sverige AB. 20130705.
- Tockner, K., Malard, F. och Ward, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *HYDROLOGICAL PROCESSES*, 14: 2861–2883.
- Toffolon, M., Siviglia, A. och Zolezzi, G. 2010. Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research*, 46, W08536, doi:10.1029/2009WR008234.
- Toner, M. och Keddy, P. 1997. River hydrology and riparian wetlands: a predictive model for ecological assembly. *Ecological Applications*, 7: 236–246.
- Tranås Energi, 2013. Våra anläggningar.
<http://www.tranasenergi.se/default.asp?viewset=1&on=V%E5rt%20milj%F6arbete&initid=527&heading=V%E5rt%20milj%F6arbete&mainpage=templates/08.asp?sida=456> 20130608
- Travnichek, V. H., Bain, M. B. och 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.
- Truscott, A. M., Soulsby, C., Palmer, S. C. F., Newell, L. och Hulme, P. E. 2006. The dispersal characteristics of the invasive plant *Mimulus guttatus* and the ecological significance of increased occurrence of high-flow events. *Journal of Ecology*, 94: 1080–1091.
- Tuhtan, J. A., Noack, M. och Wieprecht, S. 2012. Estimating stranding risk due to hydropeaking for juvenile European grayling considering river morphology. *Journal of Civil Engineering* 16: 197–206.
- Væringstad, T. och Hisdal, H. 2005. Estimation of common low flow in ungauged catchments (in Norwegian), Miljøbasert vannføring rapport 06-2005. Norwegian Water Resources and Energy Directorate, Oslo, Norway.
- van Looy, K., Jochems, H., Vanacker, S och Lommelen, E. 2007. Hydropeaking impact on a riparian ground beetle community. *River Research and Applications*, 23: 223–233.
- Vörösmarty C.J., Meybeck M., Fekete B., Sharma K., Green P. & Syvitski J.P.M. 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39, 169–190.
- Wang Z.-Y., Wu B. & Wang G. 2007. Fluvial processes and morphological response in the Yellow and Weihe Rivers to closure and operation of Sanmenxia Dam. *Geomorphology*, 91, 65–79.
- Ward, J. V. och Stanford, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11:105–119.
- Ward, J. V., Tockner, K. och Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125–139.
- Weisberg, S. B., Burton, W. H. 1993. Enhancement of fish feeding and growth after an increase in minimum flow below the Conowingo Dam. *North American Journal of Fisheries Management*, 13: 103–109.
- Weyers, R. S., Jennings, C. A. och Freeman, M. C. 2003. Effects of pulsed, high-velocity water flow on larval robust redbreast and V-lip redbreast. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 84–91.

- Widén, Å., Jansson, J., Perä, I., Johansson, M. E., Sparrevik, E. och Lindström, M. 2013. God Ekologisk Potential i Umeälven, Vindelns kommun. Samverkansgruppen 3 regleringsmagasin. http://www.statkraft.se/images/Slutrapport%20GEP%20Ume%C3%A4lven%20Vindelns%20kommun%2020130318_tcm11-25818.pdf 20130827
- Wohl, E. och Merritt, D. 2005. Prediction of mountain stream morphology. *Water Resources Research*, 41: W08419, doi:10.1029/2004WR003779.
- Wood, P. J. och Armitage, P. D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21: 203–217.
- Woodward, G., Brown, L. E., Edwards, F. K., Hudson, L. N., Milner, A. M., Reuman, D. C. och Ledger, M. E. 2012. Climate change impacts in multispecies systems: drought alters food web size structure in a field experiment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367: 2990–2997.
- Wootton, J. T., Parker, M. S. och Power, M. E. 1996. Effects of disturbance on river food webs. *Science*, 273: 1558–1561.
- World Wide Fund for Nature. 2010. 2010 Living Planet Report. http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/living_planet_report_timeline/2010_lpr2/ 20130317
- Zhong Y.G. och Power G. 1996. Environmental impacts of hydroelectric projects on fish resources in China. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 81–98.
- Zimmerman, J. K., Lechter, B. H., Nilsow, K. W., Lutz, K. A. och Malligan, F. J. 2010. Determining the effects of dams on subdaily variation in river flows at a whole basin scale. *River research and applications*, 26: 1246–1260.
- Östberg, J. och Jönsson, B. 1994. Miljöanpassad körning av Rusfors magasin. Vattenfall Utveckling AB, Rapport nr VU-H 94:F1. Älvkarleby.