

Miljöåtgärder i vattenkraftverk

Sammanställning av åtgärder för att nå god ekologisk status
och god ekologisk potential



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 15-12-18

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund
Omslagsfoto: Johan Kling
ISBN 978-91-87025-99-0

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

Miljöåtgärder i vattenkraftverk

Sammanställning av åtgärder för att nå god ekologisk status och
god ekologisk potential i vattenförekomster med vattenkraft

Johan Kling

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:26

Förord

Denna rapport redovisar olika miljöåtgärder i vattenkraftverk. Åtgärderna bygger på en sammanställning som är framtagen i Common Implementation Strategy, CIS, som är ett samarbete mellan medlemsstaterna inom EU. Åtgärderna i rapporten representerar typiska åtgärder som medlemsstaterna överväger inom god ekologisk status och god ekologisk potential. Åtgärder som berör kemisk status, till exempel kemikaliehantering, oljor m.m. tas inte upp i denna rapport.

Rapporten vänder sig främst till personer som arbetar med vattenförvaltningen på olika myndigheter, men också till ägare av vattenkraftverk som överväger olika former av miljöåtgärder.

Åtgärdslistan är inte en heltäckande beskrivning av alla möjliga miljöåtgärder inom vattenkraften, men den innehåller de som bedöms som viktigaste för att uppnå miljökvalitetsmålen i vattenförvaltningen. Under 2013 till 2015 har det pågått ett arbete inom CIS där data samlas in hur medlemsstaterna har

- tillämpat åtgärderna
- bedömt den ekologiska effektiviteten
- bedömt påverkan på verksamheten

Åtgärderna i rapporten är generella och i de flesta fall måste åtgärderna anpassas lokalt. Vissa av åtgärderna har aldrig genomförts i Sverige, men i dessa fall finns erfarenheter att hämta från andra länder. I vissa fall kommer åtgärderna leda till betydande påverkan på verksamheten, och i dessa fall kan det vara aktuellt att tillämpa bestämmelserna om kraftigt modifierade vatten och miljökvalitetsnormen god ekologisk potential. Där det är möjligt har en prioriteringsordning angivits i texten. Detta innebär att den åtgärd som bedöms ha hög effektivitet för ekosystemen bör prioriteras först och därefter i fallande skala.

Syftet med denna rapport är bland annat att utgöra ett komplement till vägledning för tillämpning av kraftigt modifierade vatten i samband med vattenkraft. Rapporten kan också vara ett stöd i det fortsatta arbetet med att bevara och förbättra vattenmiljöerna inom miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag. I många fall kan åtgärderna vara aktuella för andra typer av verksamheter som är beroende av en damm och vattenreglering, till exempel vattenreglering för dricksvatten, processindustri eller bevattning inom jordbruket. Vissa av åtgärderna finns mer utförligt beskrivna i vägledningar avseende Bästa möjliga teknik. Dessa rapporter är tillgängliga genom Havs- och vattenmyndighetens hemsida.

Ett flertal personer på Havs- och vattenmyndigheten har lämnat synpunkter på denna rapport. Olle Calles, Karlstad universitet, samt Erik Degerman, Sveriges Lantbruksuniversitet, har bidragit med värdefulla synpunkter

Göteborg 2015-12-18
Björn Sjöberg

ÅTGÄRDER FÖR KONNEKTIVITET	9
Åtgärder för biologisk konnektivitet i uppströms riktning.....	10
Omlöp	11
Ramp	12
Teknisk fiskväg och andra tekniska konstruktioner	13
Fångst och transport förbi dammen (Trap and transport).....	13
Kompensationsutsättning av fisk	14
Prioritering mellan åtgärder för biologisk konnektivitet i uppströms riktning	14
Åtgärder för biologisk konnektivitet i nedströms riktning.....	15
Omlöp	17
Galler framför intagen till turbinerna.....	16
Förbipassage, fiskavledare.....	16
Miljöanpassade turbiner.....	17
Fångst och transport förbi dammen	18
Återkoppla biflöden och bakvatten.....	19
Prioritering mellan åtgärder för biologisk konnektivitet i nedströms riktning	19
EKOLOGISK ANPASSNING AV VATTENREGLERINGEN I VATTENDRAG	20
Åtgärder vid låga vattenförlingar.....	20
Införa minimitappning motsvarande basflödet	22
Ändra vattendragsfårans morfologi så att den anpassas till minimitappningen	24
Tillföra vatten för att möjliggöra vandring av vissa akvatiska organismer	25
Prioritering mellan åtgärder för låga vattenförlingar	25
Åtgärder för att tillföra högvattenflöden	25
Tillföra högvattenflöden för att skapa konnektivitet till svämplanet	25
Miljöanpassad vattenreglering	26
Passiv tillförsel av en dynamisk flödeskomponent.....	27
Aktiv tillförsel av dynamisk flödeskomponent	28
Åtgärder för att dämpa effekter av korttidsreglering	28
Installera återregleringsmagasin nedströms vattenkraftverket	29
Modifiera morfologin i vattendraget för att dämpa effekterna i vattenregleringen.....	29
Installera återregleringsmagasin utanför vattendraget för att dämpa korttidsregleringar.....	29
ÅTGÄRDER FÖR ATT BEVARA ELLER FÖRBÄTTRA DE FYSISKA HABITATEN	31
Förändra utskov och spillöppningar.....	32
Muddra och frigöra sediment nedströms vattenkraftverket	32
Införa högflöden för att mobilisera sediment nedströms.....	32

Mekaniskt åtgärda hårdgjord botten	33
Åtgärda förstärkt erosion på grund av reglering	33
Aktivt tillföra död ved från dämningssområdet till nedströms liggande sträcka	34
Återställa naturlig erosion längs fårans kanter	34
Återkoppla biflöden	34
Åtgärdsprioritering	35
 ÅTGÄRDER FÖR FYSIKALISKT-KEMISKT TILLSTÅND	36
Vattentemperatur	36
Flera intag på olika nivåer i dämningssområdet	36
Flexibelt intag till turbiner	37
Flexibla ridåer i dämningssområdet framför intaget till turbiner	37
Isförhållande	37
Ändrad reglering	38
Tekniska lösningar som minskar kravis	38
Förändrad temperaturregim i utloppsvattnet	38
Erosionsskydd för isabrasion	38
Åtgärder för syreunderskott	39
Ändra intagspunkter till turbiner	39
Blanda utloppsvattnet från turbinerna med spillvatten från dämningssområdet	39
Syresättning i turbinen	39
Gasövermättnad	39
Ändra konstruktionen på utskov och utloppskanalen	40
 ÅTGÄRDER I DÄMNINGSSOMRÅDET	41
Ekologisk anpassning av vattenregleringen	41
Åtgärder för konnektivitet	41
Omlöp förbi dämningssområdet	41
Återkoppla biflöden	41
Anpassning av dammtröskel	42
Åtgärder för att bevara eller förbättra habitat	42
Höja bottennivån i dämningssområdet	42
Avskärma känsliga strandmiljöer	42
 REFERENSER	43

Åtgärder för konnektivitet

Konnektivitet i vattendrag beskriver möjligheten för djur, växter, sediment och organiskt material att sprida sig fritt i uppströms och nedströms riktning samt från vattendraget till omgivande landområden (Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2013:19). Begreppet har tidigare varit *kontinuitet*, men har ändrats till konnektivitet för att överensstämma med den begreppsvärld som används inom landbaserad naturvård.

Konnektivitet avser en geografisk koppling inom och mellan vattenmiljöer, men också mellan vattenmiljöer och landmiljöer. För vattendrag förekommer konnektivitet i tre dimensioner:

1. I uppströms- och nedströms riktning,
2. i sidled till svämplan och närliggande landområden samt
3. vertikalt till bottensubstrat och grundvatten (Ward m.fl. 2002).

En omfattande litteraturgenomgång av det ekologiska behovet av konnektivitet finns i Environmental Protection Agency (2013). Kontinuitet är också en del av begreppet konnektivitet, men avser en kontinuerlig utveckling i tid inom ett habitat eller population.



Figur 1 Utloppet ifrån sjön Såken i Äträs avrinningsområde. När vatten leds med tub från dammen till maskinhuset uppstår ofta torrlagda vattendragsträckor. I detta fall leder det till bristande konnektivitet både genom det torrlagda vattendraget. Torrläggning av naturfåran likt bilden förekommer i såväl stora som små vattenkraftverk. Foto: Johan Kling.

För biologisk mångfald innebär bristande konnektivitet att arter som har behov av att förflytta sig inom avrinningsområdena eller mellan havet och inlandsvatten, inte når nödvändiga habitat under sin livscykel. Det kan också innebära att populationer blir fragmenterade och sårbara när påverkan på miljön ökar, exempelvis vid naturliga förändringar av habitaterna eller vid klimatförändringar. Åtgärder för konnektivitet är därför nödvändigt för att

bevara och skydda viktiga habitat och organismer, också inför kommande klimatförändringar.

Sedimenttransport och transport av organiskt material är en förutsättning för många habitat i vattendrag. Därför leder en försämrad konnektivitet av sediment och organiskt material i de flesta fall leda till förändringar av habitatet. Ofta är förändringarna långsamma vilket gör att det sker en gradvis försämring av ekosystemen som inte alltid är lätta att upptäcka förrän det är försent. Är det en snabb och omfattande förändring av habitatets yta och kvalitet kommer det oundvikligen leda till nedsatta ekologiska funktioner och strukturer. Ofta är dessa förändringar kostsamma och svåra att återställa. I vissa fall kan arter och ekosystem anpassa sig om förändringen är i mindre omfattning och sker långsamt.

De flesta vattenkraftverk i Sverige saknar anordningar för konnektivitet. Cirka 10 % av vattenkraftverken har någon form av fiskpassage. I de flesta fall handlar det om ålyngelledare eller tekniska fiskvägar. Även om det förekommer en fiskväg är det inte säkert att funktionen är bra. Många fiskvägar är gamla och forskningen har gjort stora framsteg under de senaste tio åren när det gäller lämplig konstruktion och placering. En undersökning av Länsstyrelsen i Västra Götaland visar att nästan hälften av fiskvägarna i länet inte har tillfredställande funktion (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2005). Även vissa omlöp har haft dålig funktion av olika orsaker (Nöbelin, 2014). Från databasen Åtgärder i vatten kan man också notera att nästan en tredjedel av fiskvägarna har inte följts upp avseende funktion. Det finns därför behov av att utveckla metodik för att bedöma dessa åtgärders effektivitet, men också hur man ska konstruera naturlika fiskvägar.

De flesta åtgärder för konnektivitet i Sveriges vattenkraftverk har varit fokuserade på uppströmsvandring, i huvudsak för ett fåtal långväga vandrande fiskarter. Det finns dock ett stort antal andra fiskarter som har behov av vandringsmöjligheter under sin livscykel. Inte mindre än 32 arter har påträffats i fiskvägar. En sammanfattning av olika fiskarters behov av konnektivitet finns i Näslund m.fl. (2013).

Anordningar för nedströmsvandring är relativt få i Sverige och det finns risk att fisk passerar genom turbinerna eller fastnar på galler. När de passerat genom turbinerna kan resultatet bli skador eller till och med dödlighet (OTA, 1995). Om flera vattenkraftverk förekommer efter varandra, kan den ackumulerade effekten bli mycket stor, även om skadorna/dödligheten i enskilda vattenkraftverk är liten. Det finns emellertid en rad olika tekniska lösningar för nedströmsvandring som på betydande sätt kan minska negativ påverkan på fiskfauna (Calles m.fl., 2013).

Åtgärder för biologisk konnektivitet i uppströms riktning

Åtgärder för biologisk konnektivitet är viktig för att fiskarter ska kunna fullgöra sin livscykel och nå områden för reproduktion, uppväxt och födosök. Eftersom avrinningsområdets naturliga dräneringsnät förgrenar sig uppströms kommer

ett vattenkraftverk eller en regleringsdamm utan fiskvägar oftast påverka många vattenförekomster. Hur lång total vattendragssträcka som blir påverkad beror på förekomst av naturliga vandringshinder eller andra konstgjorda barriärer.

Åtgärder för konnektivitet i uppströms riktning inverkar på verksamheten genom att en viss mängd vatten måste släppas genom en fiskväg istället för genom turbinerna. Hur mycket detta vatten påverkar verksamheten beror på fiskvägens storlek men också på storleken och konstruktionen av anläggningen samt vilken vattenhushållning som tillståndet medger. Det finns en nedre gräns för hur mycket vatten som måste spillas genom fiskvägen för att den ska vara funktionsduglig. Nöbelin (2014) konstaterade att andel vatten i omlöpen var den viktigaste faktorn för funktionen. Detta flöde måste också relateras till vattendragets storlek. En mer utförlig beskrivning av faktorer som påverkar fiskvägens effektivitet ges i Calles m.fl. (2013).

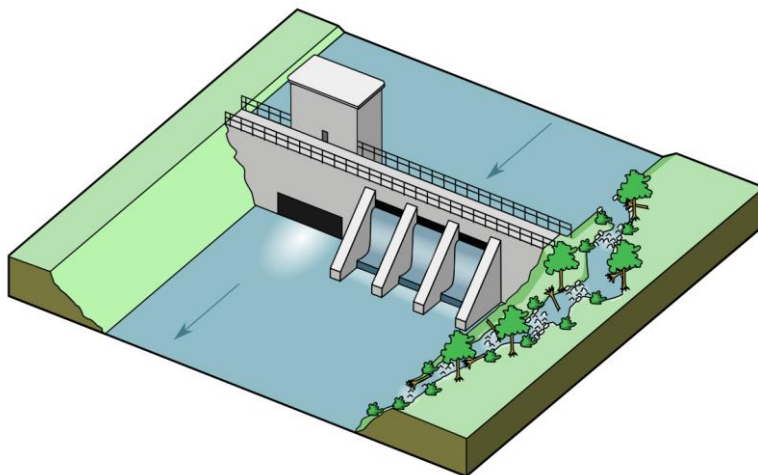
Omlöp

Denna typ av fiskväg innebär att man bygger ett mindre vattendrag som leder akvatiska organismer förbi kraftverket. Omlöpen kan delas in i naturlika omlöp och omlöp med naturligt material. Den sistnämnda typen är mer lik en teknisk fiskväg fast byggt med naturligt material istället för betong eller trä.

Naturlika omlöp innebär att fiskvägen får ett utseende som i stort sätt efterliknar ett naturligt vattendrag enligt den hydromorfologisk typ som är aktuell vid den lutning som är aktuell för omlöpet. Det innebär att omlöpets bredd, djup, substrat och strukturer anpassas efter lutningen i motsvarighet till naturliga vattendrag av samma hydromorfologisk typ (se HVMFS 2013:19).

Naturlika omlöp kan innebära att fiskvägen i sig kan bli ett fungerande habitat och i mindre grad en ersättning av de habitat som förlorades vid utbyggnaden av vattenkraft. Detta är dock beroende av hur stor yta omlöpet omfattar i relation till det ursprungliga habitatet. I vissa fall används begreppet biokanal som alternativ för omlöp. Detta begrepp kan dock ge en missvisande bild av att det är en kanal som byggs. Målsättningen med omlöp bör alltid vara de ska vara så naturlika som möjligt. Kunskap om såväl fisk och hydromorfologiska processer är därför nödvändig när dessa ska konstrueras.

Det är inte ovanligt att omlöpen blir en kompromiss mellan ett naturlikt omlöp och ett omlöp med naturligt material. Orsaken är att man i vissa fall ställer höga säkerhets- och geotekniska krav som begränsar möjligheterna att anlägga ett naturlikt omlöp. Tillgången på vatten genom tillstånden är ofta en begränsande faktor. En genomgång av byggda omlöp finns i Nöbelin (2014) och kring möjligheten att bygga naturlika omlöp i Calles m.fl. (2012)



Figur 2 Vattenkraftverk med naturligt omlöp till höger. Ett naturligt omlöp innehåller alla de strukturer som skulle förekomma i ett naturligt vattendrag av samma hydromorfologiska typ. Det gäller även i närområdet.

Data från databasen *Åtgärder i vatten* visar att omlöp är generellt sett mer framgångsrika avseende antal arter och individer än tekniska fiskvägar, men detta kan bero på antalet arter som ska kunna vandra och vilka arter som är mest aktuella att fokusera på. Med rätt konstruktion, och om man accepterar att omlöpen själva får anpassa sin form, kräver dessa åtgärder relativt lite underhåll.

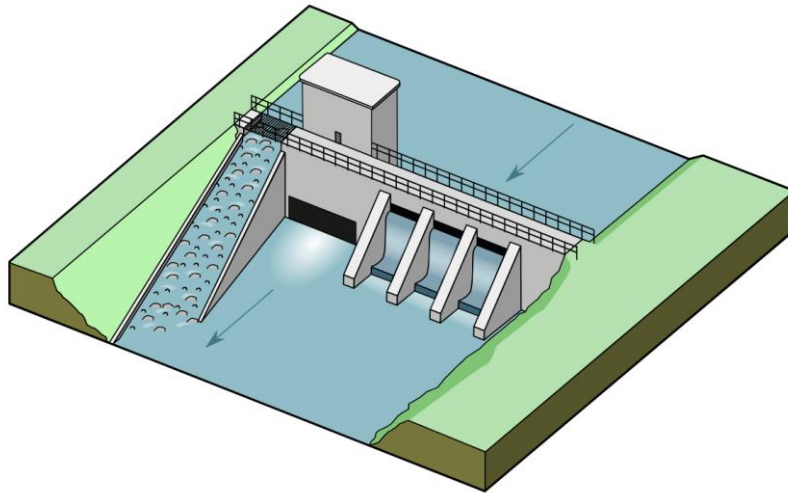


Figur 3 Naturligt omlöp vid ett vattenkraftverk i Rolfsån som i stora delar ger alla de funktioner som förekommer i ett naturligt vattendrag. På sikt kan detta omlöp tillföra delar av de habitat som har gått förlorade i dämningssområdet.

Ramp

I Sverige kallas ofta denna åtgärd för upptröskling (ibland kallat överlöp eller stryk). Åtgärden innebär att man med sediment, ofta sten och grus, bygger upp en ramp mot dammkrönet som bildar en strömsträcka. Rampen kan byggas på nedströmssidan av dammen eller på båda uppströms- och nedströmssidan. Åtgärden är bara praktiskt tillämpbar vid dammar med låg höjd.

I dammar över 10 meter är dessa åtgärder mycket kostsamma. Rampens utformning måste också anpassas efter lutningen på rampen. I brantare lutning över 4 % kan det vara aktuellt med att anlägga en trappstegsformad ramp på samma sätt som i trappstegsformade vattendrag i naturen. Eftersom lutningen i en ramp generellt är brantare kommer den vara mer selektiv avseende vilka arter som kan passera.



Figur 4 Ramp vid ett vattenkraftverk

Teknisk fiskväg och andra tekniska konstruktioner

Det finns en rad olika typer av tekniska fiskvägar (Calles m.fl., 2013). Ofta konstrueras dessa för specifika arter, t.ex. lax, öring eller ål. Tekniska fiskvägar skiljer sig från omlöpen genom att de är byggda för framförallt uppströmsvandring medan omlöpen ibland syftar till både upp- och nedströmsvandring och för fler arter.

Även för tekniska fiskvägar är placeringen i förhållande till det huvudsakliga flödet viktig. Det kan också vara nödvändigt att tillföra mer vatten i anslutning till fiskvägen periodvis för att locka fisk till fiskvägen istället för utloppet till turbinerna där den största mängden vatten kommer ut från vattenkraftverket.

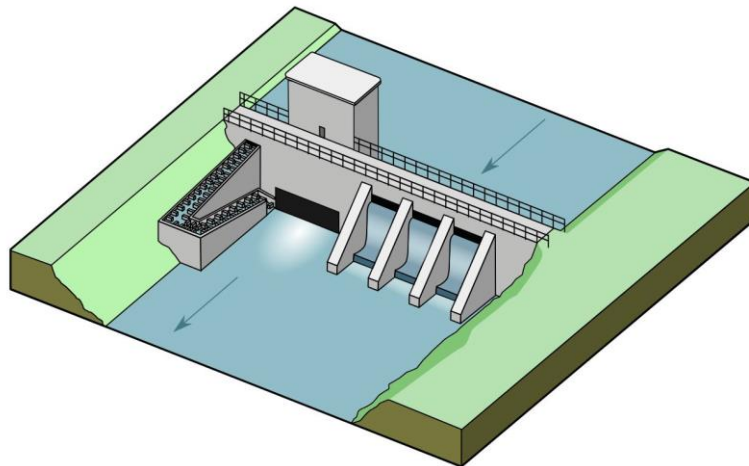
I begreppet andra tekniska konstruktioner ingår bland annat fiskhissar och liknande lösningar. Dessa konstruktioner är speciallösningar som kan fungera i vissa enskilda fall, men rekommenderas inte generellt.

Fångst och transport förbi dammen (Trap and transport)

Fångst och transport bygger på att akvatiska organismer, oftast fisk, fångas nedströms vattenkraftverket och därefter transporteras förbi vattenkraftverket. Denna åtgärd löser inte konnektiviteten i sig, men kan vara en lösning

- där det finns långa torrläggingssträckor som inte kan åtgärdas på grund av för stor inverkan på energisystemet,
- där det av tekniska skäl eller ekonomisk orimlighet inte är möjligt att bygga andra typer av fiskvägar eller
- i vattendrag med många vattenkraftverk eller hinder, där den totala passage-effektiviteten skulle bli för låg.

Nackdelen med denna åtgärd är att naturliga processer i ekosystemet som selektion åsidosätts. Åtgärden innebär också manuell hantering av fisken, vilket i sig kan öka risken för stress, skador och spridning av sjukdomar. Detta kan leda till en försämring av populationen för vissa arter på längre sikt. Åtgärden också oftast fokuserad på en eller ett fåtal långväga vandrande fiskarter.



Figur 5 Teknisk fiskväg av typen Denilränna vid ett vattenkraftverk.

Kompensationsutsättning av fisk

Kompensationsutsättning av fisk har varit en vanlig åtgärd för att kompensera de negativa effekterna på fiskfaunan av indämning av vattendragssträckor, förändrade vattenflöden eller vattennivåer. Ett av syftena med utsättningarna har även varit att kompensera för förlorade inkomster från fisket samt minskad fångst för konsumtion. Utsättningarna har oftast gällt laxartad fisk.

Kompensationsutsättning av fisk ska inte sammanblandas med åtgärder för konnektivitet. Kompensationsutsättning av fisk är inte en åtgärd som förbättrar konnektivitet, utan är en kompensationsåtgärd där inte åtgärder för konnektivitet kan genomföras. Kompensationsutsättning är istället en biologisk åtgärd likt stödutsättning av fisk.

Prioritering mellan åtgärder för biologisk konnektivitet i uppströms riktning

Följande är en prioritering mellan åtgärderna med utgångspunkt från ekologisk funktion och behov av underhåll.

Generellt sett är naturlika omlöp att föredra eftersom de, med rätt utformning

- kan tillföra habitat
- möjliggöra vandring för fler arter
- möjliggöra en mer naturlig vandring

Omlöp bedöms generellt tillföra flest värden för de ekologiska funktionerna och strukturerna avseende uppströms konnektivitet. Naturlika omlöp kan också tillföra habitat, vilket inte tekniska fiskvägar eller fångst och transport

kan bidra med. Ett naturligt omlöp kan, med bra konstruktion, ersätta en del av de förlorade habitaterna.

Ramp kan med rätt design uppfylla alla de egenskaper som ett naturligt omlöp har. Rampen kommer dock oftast vara brantare än det ursprungliga förhållandet, vilket innebär ökat urval både avseende arter och individer. Ramper är också begränsade till lägre dammhöjder i jämförelse med omlöpen.

Tekniska fiskvägar för uppströmsvandring kan innebära en bra funktion för vissa specifika arter, men fungerar sämre i vattendrag där det finns ett stort antal arter som ska ha möjlighet till konnektivitet. Tekniska fiskvägar fungerar primärt för uppströmsvandring.

Fångst och transport är framförallt en åtgärd när de andra tre alternativen inte är möjliga. Åtgärden bör beaktas som sista utvägen att minska inverkan av bristande konnektivitet i uppströms riktning. Det kan också vara en åtgärd som kan rädda eller stärka populationer till dess att andra lösningar har genomförts.

Det är viktigt att beakta att i många fall kan det vara aktuellt med flera lösningar vid samma vattenkraftverk för konnektivitet i uppströms riktning. Ett omlöp kan i vissa fall behöva kombineras med en teknisk fiskväg.



Figur 6 Äldre teknisk fiskväg vid Lilla Edets kraftstation.

Åtgärder för biologisk konnektivitet i nedströms riktning

Det finns flera faktorer som påverkar hur framgångsrikt en anordning kan minska de negativa effekterna av bristande biologisk konnektivitet i nedströms riktning. Vissa åtgärder för uppströmsvandring kan fungera även för nedströmsvandring. En problematik är dock att de högsta vattenhastigheterna ofta är riktade mot turbinintagen och inte mot eventuella andra passager vilket gör att akvatiska organismer inte alltid hittar dit.

Oavsett typ av nedströmspassage behövs skyddsanordningar framför turbinintagen som säkerställer att akvatiska organismer, framförallt fisk, inte passerar turbinerna.

En omfattande genomgång av konsekvenser av nedströmsvandring av fisk och åtgärder som minskar dessa effekter finns i Pavlov m.fl, (1999) samt Calles m.fl., (2013).

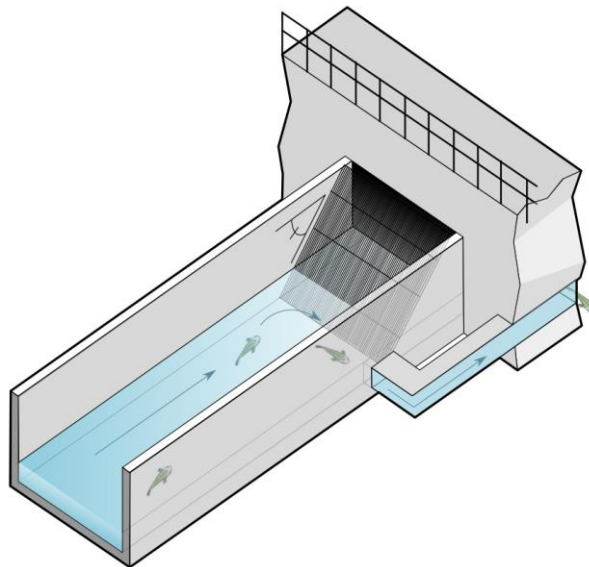
Galler framför intagen till turbinerna

I många vattenkraftverk finns lodräta galler som är till för att hindra drivved och andra föremål att passera turbinerna. Dessa galler är ofta grova med stor spaltbredd, vilket gör att alla akvatiska organismer, förutom stora fiskar, passerar in igenom gallret till turbinerna. Eftersom många galler är branta eller nästintill lodräta, innebär det att fisk trycks fast mot gallret på grund av hög flödes hastighet och kan skadas eller dö.

Idag strävar man mer mot att använda galler som är låglutande i förhållande till horisontal- eller vertikalplanet. Det innebär att större akvatiska organismer inte trycks mot gallret utan längs med det, upp mot vattenytan. Där kan de sedan fångas in och manuellt flyttas ned förbi vattenkraftverket, eller automatiskt genom en fiskavledare.

Galler är en av de mer effektiva åtgärderna för att hindra större akvatiska organismer att föras in i turbinen (Boubé och Haro, 2003). Detta under förutsättning att de är rätt utformade och med lämplig vattenhastighet mot gallret.

Det finns en rad olika lodräta galler att tillämpa, men forskningen visar att sluttande eller snedställda galler oftast är mer fördelaktiga ur miljösynpunkt (Cuchet, 2014). Ett sluttande galler kan också med fördel kombineras med fiskavledare så att fisk kan passera oskadade förbi vattenkraftverket.



Figur 7 Låglutande galler, i detta fall sluttande galler, hindrar fisken att fastna på gallret och tvingar in den i en fiskavledare förbi vattenkraftverket.

Förbipassage, fiskavledare

Denna åtgärd innebär att det finns flyktöppningar i dammkroppen där framförallt fisk och större akvatiska organismer kan passera ut genom en förbipassage. Flyktöppningarna kombineras med galler som alltid bör vara sluttande eller snedställda galler så att inte akvatiska organismer fastnar. När fisken har kommit in i förbipassagen förs den med en tub, ränna, naturligt omlöp eller liknande anordning förbi dammen ned till nedströms liggande vattenyta.

Förbipassagen ska vara konstruerad för att minimera skador. Friktionsmotståndet i förbipassagen ska vara litet för att det inte ska uppstå skrapskador på fisken. Utloppet för förbipassaget till nedströms vattendrag måste vara konstruerat på sådan sätt att det är skonsamt för akvatiska organismer. All typer av konstruktioner där förbipassagen slutar med ett fall över en halv meter eller där utloppet inte slutar i en vattensamling bör undvikas (National Marine Fisheries Service, 2011). Vattenståndsvariationer nedströms dammen måste därför beaktas. Om man inte kan tillförsäkra en säker nedtransport, vilket kan vara svårt vid höga vattenhastigheter och stor fallhöjd, kan ett begränsat fritt fall vara att föredra om fisken landar på en plats med djupt vatten.

Lokalisering av flyktöppningen till fiskavledaren relativt intaget till turbinerna har stor betydelse. Flödeskaraktäristiken i fiskledaren relativt flödet nedströms vattenkraftverket, samt synkroniseringen med regleringen av vattenkraftverket uppströms i dämningområdet och nedströms i vattendraget är viktiga framgångsfaktorer (US Departement of Commerce, 2012).

Omlöp

Omlöp för uppströmsvandring kan även fungera för nedströmsvandring under förutsättning att fisk och andra organismer hittar in till omlöpet. Placering av omlöpet i förhållande till intagen till turbinerna har stor betydelse. Det är oftast tekniskt svårt att anlägga ett omlöp nära turbinintaget. Det innebär att akvatiska organismer har svårt att hitta till omlöpet vid nedströmsvandring.

I vissa fall har man kompletterat ett omlöp med olika typer av andra åtgärder som framförallt underlättar för fisk att hitta till omlöpet. Ljusridåer, bubbelridåer, elektriska fält, fysiska fiskavledare, skärmar och nät är några alternativ. I vissa fall förekommer kombinationer av alternativen (DWA, 2005). Effektiviteten av dessa åtgärder är dock tveksamma (Calles m. fl., 2013).

Miljöanpassade turbiner

Det finns ingen enhetlig definition av miljöanpassade turbiner och begreppet används på många olika sätt. I detta sammanhang avses turbiner gör det möjligt för fisk och andra akvatiska organismer att passera genom turbinen utan betydande skador samt är energieffektiv och kan åtgärda vissa fysikalisk-kemiska problem med vattenkraftverken. En större genomgång av miljöanpassade turbiner och orsaker till skador på fisk finns i Electric Power Research Institute (2011a).

När akvatiska organismer passerar genom en turbin utsätts de för tryckförändringar, kavitation, skjuvkrafter och mekanisk påverkan (Coutant och Whitney, 2000). Ju större turbinen är och desto långsammare den roterar, desto mindre risk för att skador uppstår. Det finns dock många faktorer, såsom turbinbladens utformning och vinkel, flödet genom turbinen m.m. som spelar roll. Därför är det svårt att generalisera. Ett stort problem med undersökningar av dödlighet och skador på fisk när de passerar igenom turbiner är att de negativa effekterna kan vara fördröjd.

Miljöanpassade turbiner har diskuterats under lång tid och mycket forskning har lagts på att reducera skador och dödlighet på framförallt fisk. Generellt är dödligheten större i Francisturbiner jämfört med Kaplanturbiner. Francisturbiner finns i cirka hälften av de svenska vattenkraftverken.

På senare tid har det utvecklats skruvformade turbiner. Alden-turbinen är en relativt ny turbinutformning som verkar ha betydligt mindre fiskdödlighet jämfört med både Kaplan- och Francisturbiner (Electric Power Research Institute, 2011b). Skruvformade turbiner finns ännu inte i några svenska vattenkraftverk. En annan skruvformad, men med en gammal konstruktion är Arkimedes skruv. Ursprunget till denna konstruktion är önskemålet att lyfta vatten till en högre nivå. I detta fall vill man uppnå det motsatta, att istället låta vatten från en högre nivå driva skruven så att man kan producera elenergi med en generator. Fördelen med Arkimedes skruv är att rotationshastigheten är lägre och att det finns därför mindre risk att fisk skadar sig jämfört med en traditionell turbin. Sannolikt finns det fördelar om skruvens diameter är stor eftersom det innebär större utrymme mellan bladen där fisken befinner sig. Problem med kavitation är också obefintlig i dessa turbiner på grund av lägre flödeshastigheter och tryckvariationer runt turbinbladen. Nackdelen är dock att verkningsgraden är något lägre än med traditionella turbiner. Denna turbintyp är fortfarande under utveckling.

Även om mycket forskning har lagts på miljöanpassade turbiner är det tveksamt om någon turbintyp har uppnått definitionen enligt ovan. Även Alden turbinen har en förväntad dödlighet på ca 10 % (Kumar m.fl. 2011). Problem uppstår när flera vattenkraftverk ligger på rad, vilket leder till en stor ackumulerad dödlighet. En grundläggande fråga är dock om det över huvud taget är lämpligt att låta vattenlevande organismer passera genom turbinerna eller om det är bättre att säkerställa konnektivitet med andra åtgärder så att utformningen av turbinen kan bli så energieffektiv som möjligt.

Fångst och transport förbi dammen

Denna åtgärd kan genomföras både för uppströms- och nedströmsvandring och kan innebära en rad olika alternativ. Vattenlevande organismer, till exempel fisk, kan fångas in en bit uppströms eller vid vattenkraftverket och fraktas förbi anläggningen. I andra fall kan fisk fångas in genom en fiskavledare och därefter fraktas förbi kraftverket och eventuella torrlagda vattendragsträckor.

Fångst och transport kan vara en lämplig åtgärd där det är tekniskt omöjligt eller ekonomiskt orimligt att bygga omlöp eller förbipassage. Det bör dock alltid vara sista utvägen, eftersom andra lösningar är att föredra.

Återkoppla biflöden och bakvatten

I de flesta vattendrag tillkommer biflöden som bidrar med viktiga ekosystem. I mer lugnflytande miljöer kan det dessutom bildas så kallade bakvatten vilket kan utgöra lagun- eller selsjöar eller inaktiva meanderslingor. Dessa utgör ofta viktiga platser för födosök eller uppväxtmiljöer inte minst för fisk.

När vattenregleringen med stor variation i vattenstånd införs i vattendrag kan det uppstå bristande konnektivitet mellan huvudfåran och biflöden eller bakvatten. Detta problem kan uppstå när vattenståndet är onaturligt lågt i samband med regleringen. I dessa situationer kan en åtgärd vara att med maskin förlänga biflödet så att det finns en vattendragsfåra ända ner till lägsta vattenståndet i vattendraget på grund av vattenregleringen. På detta sätt kan åtminstone konnektivitet behållas till biflödena och bakvatten trots omfattande vattenreglering.

I områden med lättroderade jordarter finns det risk att erosionen ökar vid vattenreglering. Detta i sin tur kan leda till att vattendragsfårans botten fördjupas vilket kan leda till att bakvatten och biflöden frikopplas från huvudfåran. Ett känt exempel på denna effekt är Donau som har genomgått dramatiska förändringar från ett kvillsystem med många förgreningar till en rak kanaliserad fåra där biflöden och bakvatten är frikopplade (Hohensinner m.fl., 2013). Motsvarande studier i Sverige är mycket begränsade. När denna morfologiska förändring uppstår bör den första åtgärden alltid vara att säkerställa att erosionen inte fortsätter eftersom det har en självförstärkande effekt. Som ett andra steg kan biflöden och bakvatten återkopplas likt ovan.

Även i älvar med stora dämningsområden kan det vara svårt att få till konnektivitet i uppströms och nedströms riktning i hela älven. I dessa fall kan dämningsområdena ha en viss betydelse för de ekologiska systemen i biflödena som ansluter till dessa områden. Om det förekommer stor regleringsamplitud kan samma effekt uppstå som i vattendrag, att biflödena frikopplas från dämningsområdet vid låga vattenstånd. Åtgärden är därför samma som i vattendrag.

Prioritering mellan åtgärder för biologisk konnektivitet i nedströms riktning

I första hand bör sluttande eller låglutande galler vid intaget till turbinerna med skonsam fiskpassage väljas. I vissa speciella fall kan ett omlöp utgöra en åtgärd, men det förutsätter i de flesta fall att det finns åtgärder som hindrar akvatiska organismer från att fastna på galler och att omlöpet är placerat nära gallret alternativt att de akvatiska organismerna kan styras mot omlöpet.

Fångst- och transport förbi dammen kan ersätta förbättrad nedströmspassage där det är tekniskt omöjligt, ekonomiskt orimligt eller där det inte är möjligt att uppnå en tillräcklig ackumulerade passageeffektiviteten.

Miljöanpassade turbiner och turbinpassage bedöms för närvarande vara tveksam teknik och bör vara sista alternativ för att åtgärda nedströms konnektivitet.

Ekologisk anpassning av vattenregleringen i vattendrag

Motorn i alla vattendrag är den hydrologiska regimen. Det är den primära drivkraften för många ekologiska funktioner och strukturer i vattendrag (Junk m.fl., 1989; Poff m.fl., 1997; Bunn och Arthington, 2002)

Alla förändringar i hydrologin, oavsett om de är mänskliga eller naturliga, leder till förändringar av vattendragets morfologi och därmed habitatet. En måttlig förändring kan i vissa fall leda till att habitatet diversifieras, vilket kan ge mer biologisk mångfald jämfört med referensförhållandet. Det ska dock beaktas att det ofta är de opportunistiska arter som använder de nya habitatet och ibland främmande arter vilket kan vara negativt för ekosystemet. Med mer omfattande vattenreglering kommer det emellertid uppstå morfologiska förändringar som försämrar habitatets utbredning och kvalitet och som är mycket kostsamma att återställa. Många av dessa förändringar kan vara kostsamma och svåra att återställa om inte skyddsåtgärder vidtas i god tid.

Vattendrag är komplexa system med en stor variation i habitatet. Det är ofta svårt att förutsäga alla de negativa effekter som kan uppstå när vattenreglering införs eller förändras. Övervakning av habitatets utbredning och kvalitet är en nödvändig åtgärd för att upptäcka oförutsedda skador i rimlig tid.

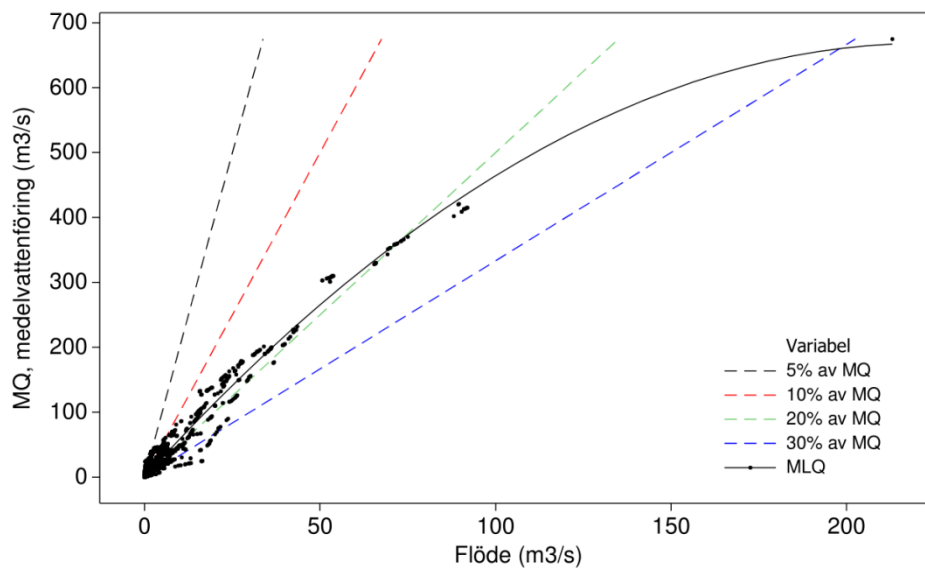
Konsekvensen av en vattenreglering beror på, dels hur regleringen genomförs, dels vilken typ av vattendrag som förekommer. Olika typer av vattendrag har olika typer av känslighet för vattenreglering, något som sällan har beaktats. Blir den hydrologiska förändringen allt för omfattande kommer det ge konsekvenser på de fysiska habitatet och därmed även på den biologiska mångfalden. Det finns också starka samband mellan hydrologisk regim och de fysiska habitatet, men även direkt med akvatiska organismer.

En omfattande litteraturgenomgång av behovet och olika metoder för ekologisk anpassning av vattenreglering finns i Malm, Renöfält och Ahonen (2013), men också i Europeiska Unionen (2015).

Behovet av åtgärder för hydrologisk regim är uppdelade i åtgärder vid låga vattenföringar, åtgärder vid höga vattenföringar, åtgärder som inför en dynamisk flödesvariation samt ekologiskt anpassad vattenreglering som omfattar alla tre komponenterna.

Åtgärder vid låga vattenföringar

Den absolut viktiga åtgärden i ett vattenkraftverk är att säkerställa att det finns kontinuerligt flöde nedströms i vattendraget. Om flödet understiger en viss nivå eller att vattendraget inte har vatten, kommer de flesta åtgärder nedströms vattenkraftverket inte tillföra en väsentlig nytta. Rinnande vatten i tillräcklig omfattning är en grundförutsättning för de akvatiska ekosystemen, men också de landekosystem som är direkt eller indirekt är beroende av vattnet i sjöar och vattendrag.



Figur 8 Samband mellan olika procent av medelvattenföringen och verklig medellågvattenföring i vattendrag med vattenkraftverk. Information omfattar drygt 1200 vattenkraftverk. MQ motsvarar medelvattenföring och MLQ, medellågvattenföring.

I vissa fall, framförallt i medelstora och stora vattenkraftverk, förekommer så kallad nolltappning. Det innebär att inget vatten släpps förbi eller genom vattenkraftverket. I bästa fall innebär det att vattendraget blir ett sjöliknande system och i sämsta fall att vattendragsfåran torrläggs med stora negativa konsekvenser på ekosystemet, även om dessa perioder är kortvariga. Nolltappningar kan också förekomma i småskaliga vattenkraftverk av olika skäl.

Eftersom de låga vattenföringarna har en stor betydelse för bevarande av habitaterna och akvatiska organismer är införande av ett lämpligt krav på minimitappning en av de viktigare åtgärderna i en ekologisk anpassning av vattenregleringen. Enbart en minimitappning utan dynamisk komponent kommer dock innebära stor påverkan på ekosystemet.

Ett vanligt krav i vattendomar motsvarar en minimitappning kring 5 % av medelvattenföringen eller lägre. Ett fåtal vattenkraftverk har minimitappningar upp mot 20 % av medelvattenföringen. Ett värde motsvarande 5 % av produktionsvärdet har i många vattendomar översatts till 5 % av medelvattenföringen, vilket får anses vara en grov schablon. Figur 8 visar sambandet mellan minimitappningar och procent av medelvattenföringen i de vattendrag där det förekommer vattenkraftverk. Ett förenklat mått på basflödet är ett värde strax över medellågvattenföringen, MLQ. Figur 8 visar att många vattenkraftverk som har ett krav på 5 % av medelvattenföringen understiger medellågvattenföringen, skapar regelbundet ett extremt torrår som bara förekommer med många års mellanrum.

Figuren visar också att basflödet ökar ju större vattendraget är, vilket oftast innebär att större vattenkraftverk avviker mer från basflödet om minimitappningen motsvarar 5 % av medelvattenföringen eller lägre. Medelvärde för medellågvattenföringen i alla vattenkraftverk är 11 % av medelvattenföringen i vattendrag med vattenkraftverk (data från SMHI

vattenwebb). I större vattendrag kan detta värde överstiga 20 %. De flesta vattenkraftverk i Sverige har därför villkor som understiger både medellågvattenföring och basflödet i vattendraget.

Även om naturliga vattendrag kan ha ett basflöde ner till 7 % av medelvattenföringen så handlar det i de flesta fall om enstaka tillfällen. En vattenreglering som innebär att man frekvent eller under längre tid kommer införa en vattenföring kring MLQ eller lägre kommer med stor sannolikhet leda till påverkan på de akvatiska ekosystemen, men även omkringliggande landekosystem.

I många reglerkraftverk innebär vattenregleringen att i medel ökar de låga vattenföringarna i längd och i volym, även om det kan förekomma perioder med onormalt låga flöden. Orsaken är att man reglerar bort höga flöden och använder dessa vattenvolymer vid senare tillfällen när man har låg tillrinning. Säsongsvariationen minskar medan variationen på korta tidsperioder ökar. Detta kan också leda till omvänd flödesregim där högflöden förekommer när det naturligt ska vara låg vattenföringar och tvärtom.

I storskaliga vattenkraftverk kan krav på minimitappningar vara begränsade och vattendragets flöde stannar av helt eller att fåran torrläggs. Detta ger naturligtvis stora konsekvenser på ekosystemen även om torrläggningen är kortvarig.

I småskaliga vattenkraftverk under 1,5 MW kan det också förekomma nolltappningar till det ursprungliga vattendraget genom att vattnet leds med tub eller nivåkanal till turbinhuset, vid ovarsam manuell reglering eller när det uppstår haveri i reglerutrustningen. I småskaliga strömkraftverk med liten regleringsgrad ger införandet av en miljöanpassad reglering relativt liten inverkan eftersom man i stort följer de naturliga flödena. I storskaliga reglerkraftverk kan det ge betydande negativ påverkan på verksamheten.

Införa minimitappning motsvarande basflödet

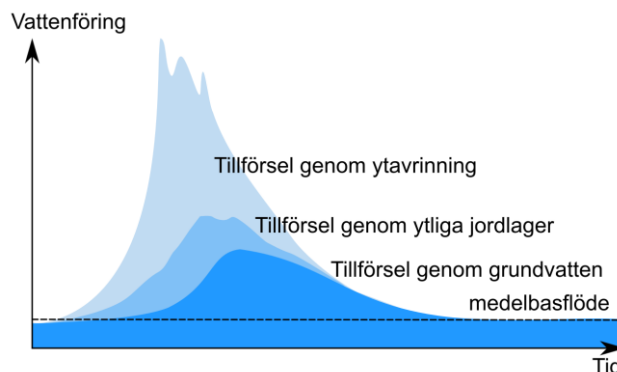
I de flesta vattendrag finns en naturlig nedre gräns för hur mycket vatten som strömmar i vattendraget, det så kallade basflödet. Ofta uppstår denna situation när det under en tid inte har fallit nederbörd i avrinningsområdet. I de flesta fall motsvarar basflödet situationer när vi inte har haft nederbörd under en period och vattnet till största del består av grundvatten och ytvattenkällor som reagerar långsamt på nederbörd, till exempel sjöar och våtmarker. Det finns flera olika metoder att beräkna basflödet i vattendrag.

Basflödet i ett vattendrag är, som tidigare angivits, den del av flödet som härstammar från grundvattenutströmning och tröga källor av ytvatten, till exempel sjöar och våtmarker. Avrinningsområden med mycket isälvsmaterial innebär ofta en hög grad av infiltration av nederbörden till grundvattnet och därmed ett högt basflöde. Även avrinningsområden med stor andel sjöar kan ha högt basflöde.

En vattenreglering som understiger det naturliga basflödet innebär att man dränerar omkringliggande landområden och sänker grundvattenytan mer än naturligt samtidigt som det akvatiska ekosystemet kommer utsättas för stress

som tidigare nämnts. Påverkan kommer variera med storleken på avvikelsen, varaktigheten och frekvensen på de låga vattenföringarna.

Om vattenregleringen innebär att man understiger basflödet innebär det en stress på ekosystemen. I ett naturligt vattendrag kan det inträffa under korta perioder vid extrema torrår, men genom efterföljande våta perioder finns det möjlighet för ekosystemen att återhämta sig. Det är tämligen vanligt i svenska vattenkraftverk med minimitappningar som ligger under basflödet. Sådan minimitappning innebär en kontinuerligt återkommande stress på de flesta vattenmiljön och de omkringliggande landekosystemen. Detta leder till en gradvis försämring av ekosystemen.



Figur 9 En betydande del av vattnet i ett vattendrag i Sverige utgörs av tillskott från grundvattnet och från grunda jordlager.

Basflödet kan i stor grad beräknas med statistiska metoder (se Gonzales m.fl. 2009) eller genom redan existerande modellering i S-hype hydrologiska modell (Arheimer m.fl., 2011). En utvärdering av flera metoder finns Partington m.fl. (2012). På sikt kan det finnas en möjlighet att prognosticera basflödet för den närmaste tiden och därmed införa en minimitappning som följer de naturliga hydrologiska processerna.

Beräkningar av basflödet i svenska vattendrag med statistiska metoder visar att den ofta motsvarar en nivå över medellågvattenföringen. Om det inte finns möjlighet att beräkna basflödet bör utgångspunkten vara medellågvattenföring.

Det är viktigt att komma ihåg att flödet i sig inte alltid är en lämplig parameter att relatera till de ekologiska funktionerna. Det kan vara mer lämpligt att använda hydrauliska termer såsom djup, flödes hastighet, habitatets yta, våta kontaktytan, skjuvspänning, tjocklek på det laminära skiktet närmast botten, m.m. Vattenhastighet är en ekologisk relevant parameter, men som varierar avsevärt även på korta sträckor och från vattenytan till botten.

Flera vetenskapliga publikationer som framhåller att våta kontaktytan är en lämplig parameter för att beskriva hur mycket av den primära och sekundära biologiska produktionen fungerar tillfredställande (White, 1979). Den våta kontaktytan kan oftast relateras till flödet. Den våta kontaktytan ökar med ökat flöde, men ofta förekommer två distinkta trendbrott i detta samband. Det ena är när vattnet når över vattendragsfårans kanter och breder ut sig på svämplanet, samt ett trendbrott vid lägre vattenstånd. Detta trendbrott beror

på att vattendragsfåran ofta är parabelformad och vid en viss punkt kommer bottenytan att torrläggas snabbare än vid högre flöden. Tennant (1976) visade att detta trendbrott ofta uppstår vid ett flöde kring 10 % av medelvattenföringen. Detta värde är nära medelvärdet för medellågvattenföringen i de svenska vattendragen.

Bartschi (1976) föreslog att 20 % reduktion av den våta perimetern vid medelvattenföringen innebär den maximala tillåtna reduktionen av habitatets yta. När minimitappningen är baserad på att behålla en andel av den våta kontaktytan finns det ett linjärt eller nära linjärt samband mellan våt kontaktyta och flöde. Då motsvarar procentandelen våt kontaktyta samma som en procentandel av det genomsnittliga flödet. En 20 % reduktion av den våta kontaktytan motsvarar därför ungefär 20 % av medelvattenföringen (Jowett, 1997).

Även BaoHui m.fl. (2012) visade med en mer utvecklad metod med utgångspunkt i den våta kontaktytan att medelvattenföring mellan 10-30% av medelvattenföringen behövs för att behålla fungerande habitat och god ekologisk funktion.

Jowett (1997) visade i en sammanställning av olika vattendrag att 10 % av medelvattenföringen kan behålla 75 % av habitatet, vilket ansågs vara nedre gränsen för att behålla funktionella habitat. Detta innebär en minskning av den våta kontaktytan med 25 %, vilket är nära det värde som Bartschi (1976) föreslog.

Sammantaget är slutsatsen att minimitappning för låga vattenföringar bör aldrig understiga basflödet i vattendraget. I detta fall finns ingen prioritering. Om inte detta värde finns framräknat är medellågvattenföring ett lämpligt riktmärke för att säkerställa en grund för funktionella habitat.

Ändra vattendragsfårans morfologi så att den anpassas till minimitappningen

I vissa kraftverk med stor betydelse för balansreglering eller reglerkraft, kan det vara svårt att införa stora minimitappningar utan att det på ett betydande sätt inverkar negativt på de nyttor som verksamheten tillför energisystemet. I många fall finns det ett lokalt inflöde av vatten från både yt- och grundvatten, men i för liten omfattning för att täcka hela den naturliga vattendragsfåran nedströms kraftverket. Då kan det vara aktuellt att ändra vattendragsfårans morfologi genom att skapa ett mindre vattendrag som är anpassat till kvarvarande flöde.

I naturliga vattendrag finns det ett starkt samband mellan medelvattenföring och fårans storlek (Lawlor, 2004). Genom att utgå från tillgängligt vatten kan den mindre fåran dimensioneras optimalt. Genom åtgärden används kvarvarande vatten mer effektivt. Den *fåra-i-fåra* som skapas kommer delvis fungera som ett litet vattendrag, och kan medge konnektivitet i upp- och nedströms riktning för akvatiska organismer. Hur väl den mindre fåran kommer att fungera som habitat beror på om det avskurna vattendraget används för stora spillvattenflöden eller inte. Vid extrema högvattenflöden kan viktiga finkorniga substrat och död ved spolats bort.

Tillföra vatten för att möjliggöra vandring av vissa akvatiska organismer

En åtgärd som redan idag förekommer i vissa svenska vattenkraftverk är koncentrerade tappningar under de perioder som fisken vandrar. Huvudsyftet är att skapa tillräckligt hydrauliskt habitat i form av vattendjup, strömförhållande m.m. så att akvatiska organismer periodvis kan förflytta sig i vattendraget. Ibland kallas denna åtgärd för klunkning. Även om huvudsyftet är att säkerställa vandringsvägar kan åtgärden även utlösa ett vandringsbeteende hos vissa organismer, till exempel fisk.

En svårighet i detta sammanhang är att Sverige har relativt många fiskarter med vandringsbehov och alla fiskarter vandrar inte samtidigt (Näslund m.fl., 2013). I många fall har fokus på åtgärden varit enstaka fiskarter, ofta långväga vandrande arter. Vid genomförande av denna åtgärd behöver alltid referensförhållandet utvärderas och det behövs flera olika tillfällen med mer vatten för att klara olika arters vandringsbehov. Denna åtgärd bör alltid kopplas till en minimitappning.

Prioritering mellan åtgärder för låga vattenföringar

I första hand bör basflödet säkerställas i vattendraget. I andra hand kan det vara aktuellt att skapa en sekundär fåra för det vatten som är tillgängligt samt tillföra vatten under perioder för fiskvandring.

Åtgärder för att tillföra högvattenflöden

När villkor har fastställts för många vattenkraftverk i Sverige har fokus varit på de lägsta vattenföringarna i form av minimitappningar. Det är dock viktigt att beakta att de höga vattenflödenas frekvens och storlek också är mycket viktiga för att behålla habitat och akvatiska organismer. De höga vattenflödenas frekvens är även viktiga för att behålla konnektivitet till omkringliggande habitat och organismer på svämplanet. Det finns dessutom rikligt med exempel på arter som är beroende av höga flöden under vissa stadier i livscykeln för att nå nödvändiga habitat, men också för att utlösa beteenden, såsom reproduktion.

Tillföra högvattenflöden för att skapa konnektivitet till svämplanet

Syftet med åtgärden är att återskapa konnektivitet mellan vattendraget och dess svämplan, konnektivitet i sidled. I vattendrag med finkorniga sediment, grus och finare fraktioner, kan detta vara en nödvändig åtgärd, även om det ger väsentlig påverkan på kraftproduktionen. Om inte denna typ av flöden förekommer finns det risk för storskalig påverkan på vattendragets morfologi som kan ge konsekvenser nedströms på andra verksamheter eller samhällsfunktioner.

Åtgärden är också viktig för många vattenlevande och landlevande organismer som har behov av störningseffekten av höga flöden. Som tidigare nämnt finns det många fiskarter som har behov av vandring och inte bara upp-

och nedströms i vattendrag utan även från vattendrag till omkringliggande svämplan (se HVMFS 2013:19 samt Näslund m.fl. (2013)).

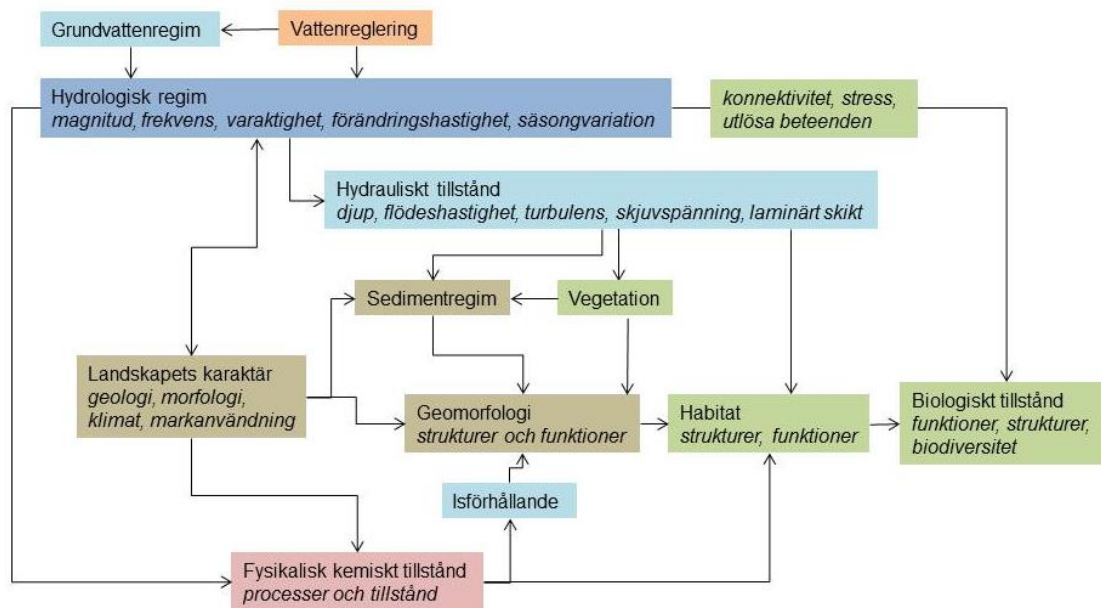
Åtgärden innebär att man utifrån en vattendragsspecifik analys fastställer en rad olika tappningstillfällen med olika mängd vatten för att återställa viktig konnektivitet i vattenförekomsten. I denna analys är det viktigt att fastställa dels var det förekommer svämplan runt vattendraget och det breddflöde när vattnet strömmar ut på svämplanet. Därefter analyseras den naturliga flödesregimen avseende frekvens och varaktighet för flöden över breddflödet.

Miljöanpassad vattenreglering

Miljöanpassad vattenreglering fokuserar på alla delar i den hydrologiska regimen och inte bara på höga eller låga vattenflöden. Åtgärden innebär en anpassning av vattenregleringen för att minska påverkan på ekosystemen som avvägs mot värdet av verksamheten. En miljöanpassad vattenreglering beaktar alla processerna i vattendraget eller sjön med andra ord fysiska, fysikalisk-kemiska och biologiska processer.

Inom EU har en vägledning för ekologisk anpassad vattenreglering i vattendrag tagits fram (Europeiska unionen, 2015). Ekologiskt anpassad vattenreglering är en form av miljöanpassad vattenreglering, men där det finns ett förutbestämt mål i form av ett ekologiskt tillstånd motsvarande god status. Avvägningen mellan behov för ekosystemet och värdet av verksamheten är därmed fastställd. Det kommer dock finnas fall där resultatet av en avvägning inom miljöanpassad vattenreglering leder till en lägre status än god ekologisk status och där det är skäl att tillämpa kraftigt modifierade vatten eller undantag.

Miljöanpassad vattenreglering innebär att man inför delar av den hydrologiska regimen för att skapa en dynamik i flödena, så kallade dynamiska flödeskomponenter. När dynamiska flödeskomponenter införs i vattenregleringen innebär det att man bygger in olika delar av den naturliga flödesregimen i regleringen, även om man oftast inte återskapar en fullständig dynamik. En dynamisk flödeskomponent kan innebära att man lägger till ett varierat ökat flöde under en viss period för att återskapa viktiga ekologiska processer, till exempel fiskvandring eller spola bort finmaterial som har ackumulerat under andra perioder. Åtgärden kan delas in i passiv tillförsel eller aktiv tillförsel av dynamisk flödeskomponent beroende på vilken teknik som väljs.



Figur 10 Vattenreglering påverkar motorn i ett vattendrag som driver de flesta processerna som skapar habitaterna och de biologiska funktionerna och strukturerna. Miljöanpassad vattenreglering har som syfte att balansera behovet för funktionella ekosystem med värdet av verksamheten när det gäller hydrologisk regim.

I vissa vattenkraftverk finns en förenklad form av miljöanpassad vattenreglering i form av en tappningsställare i tillståndet. Ofta är de utformade som en stegformad regleringskurva vilket innebär att det kan bli hastiga förändringar från en nivå till en annan. Med dagens elektronisk styr- och reglerteknik kan man styra luckor men också genomföra en mjukare reglering där övergången från ett flöde till ett annat blir mindre abrupt (se Marelius och Jonsson, 2015).

En mer omfattande form av denna åtgärd är att helt stänga av vattenkraftverket i samband med fiskvandring och låta hela flödet passera kraftverket utan vattenreglering. Detta kan innebära att allt vatten kommer föras över till naturfåran. Åtgärden förutsätter att det finns en fiskväg förbi vattenkraftverket. Det leder naturligtvis till en stor påverkan på verksamheten under tiden kraftverket står stilla. Åtgärden ska inte ses som ett alternativ till minimitappning utan som ett komplement för att tillföra en dynamisk del i den hydrologiska regimen.

Passiv tillförsel av en dynamisk flödeskomponent

Passiv tillförsel av en dynamisk flödeskomponent innebär att man skapar en öppning, ofta V-formad, i dammkroppen där vatten flödar över och ut till nedströms beläget vattendrag. Fördelen med denna utformning är att det inte behövs aktiv handling för att tillföra ett varierat flöde och att den kommer att öka och minska utifrån vattenståndet i dämningssområdet och tillrinningen.

Nackdelen är att vattenståndet i dämningssområdet inte alltid följer den naturliga flödesregimen, särskilt i reglerkraftverk. Ett alternativ är att föra vatten i en kanal förbi dämningssområdet och därefter en V-formad öppning. Den varierade minimitappningen kommer då att följa den naturliga

flödesregimen, även om det totala flödet inte blir densamma som den naturliga flödesregimen. Denna åtgärd kan genomföras i alla typer av vattenkraftverk.

Aktiv tillförsel av dynamisk flödeskomponent

Aktiv tillförsel av dynamisk flödeskomponent innebär att man aktivt reglerar fram en variation i flödet nedströms utifrån behovet i ekosystemet. Hur denna dynamiska flödeskomponent ska se ut tas fram i en process kring miljöanpassad vattenreglering. För att denna åtgärd ska fungera fortlöpande, krävs det i de flesta fall en automatstyrd vattenreglering i vattenkraftverket.

Åtgärder för att dämpa effekter av korttidsreglering

Med korttidsreglering avses vattenreglering från ett dämningssområde mellan dygn och inom dygn ner till sekundsabba förlopp i syfte att skapa balans mellan produktion och konsumtion av elenergi. Ofta regleras kraftverk upp snabbt genom att en turbin slås på, eller stegvis genom att fler turbiner startas efter varandra i ett stegvist mönster. Det kan idag också finnas skäl att snabbt reglera ner vattenkraftsproduktionen, t.ex. vid överskott av elproduktion.

Korttidsreglering av vattnet leder till en rad störningar på såväl habitatet som på de ekologiska funktionerna och strukturerna. De hastiga variationerna i vattennivån och vattenflöden som sker under korttidsreglering kan leda till en rad miljöförändringar (Bauman och Klaus, 2003):

Förändringar i det fysikalisk-kemiska tillståndet

- hastiga förändringar vattentemperatur,
- ökad grumlighet,
- förändrad koncentration av syre och näringsämnen,
- mobilisering av föroreningar

Förändringar i det hydromorfologiska tillståndet

- morfologiska tillståndet i vattendragsfåran, till exempel armering av bottenmaterialet med finkorniga sediment
- interaktion med svämplanet

Förutom denna påverkan, tillkommer direkt påverkan på de biologiska funktionerna och strukturerna när det hydrauliska habitatet förändras snabbt. Direkt biologisk påverkan från korttidsreglering kan sammanfattas som påverkan på arters:

- utbredning
- frekvens
- biomassa
- artsammansättning
- strandning av individer
- påverkan på beteenden

På artnivå har man bland annat påvisat reducerad tillväxt och minskad fetthalt hos lax på grund av korttidsreglering Puffer m.fl (2014).

Det finns flera olika typer av åtgärder som kan vidtas för att minska effekter av korttidsreglering. En sammanfattning av dessa åtgärder ges i Charmasson

och Zinke (2011). Ofta finns det små möjligheter att åtgärda upp- eller nedregleringen utan att få negativa konsekvenser på energisystemet. Behov av korttidsreglering beror oftast på ett akut behov i energisystemet. I vissa fall kan det i samband med nedregleringen finnas vissa möjligheter att reglera ner på ett mer skonsamt sätt.

Installera återregleringsmagasin nedströms vattenkraftverket

En konkret åtgärd som är mycket ovanlig i Sverige, men förekommer oftare i andra länder, är att bygga en ny damm en bit nedströms eller vid sidan av vattendraget som återreglerar korttidsregleringen. Detta innebär att man reglerar i motsatt riktning som vattenkraftverket och dämpar de hastiga flödesförändringarna.

I älvar med stora reglersystem kommer återregleringsmagasin att negativt påverka syftet med systemet eftersom regleringen sker i övre delen av avrinningsområdet, vilket innebär att ett flertal nedströms lokaliserade vattenkraftverk tillför balansreglering med en viss känd fördröjning. Ett återregleringsmagasin skulle motverka denna funktion.

Modifiera morfologin i vattendraget för att dämpa effekterna i vattenregleringen

I vissa vattendrag sker vattenreglering i isolerade kraftverk och inget annat kraftverk får en direkt nytta av regleringen. Det kan också finnas sjöar som dämpar bort regleringen. I dessa situationer finns det större möjlighet att reducera effekterna av korttidsreglering i jämförelse med vattendrag som ingår i ett större reglersystem.

En möjlighet är att nedströms vattenkraftverket öka friktionsmotståndet i fåran och bryta upp flödet genom turbulens. Detta kan åstadkommas genom att lägga ut block och sten i fåran. Detta gör dock att rinntiden ned till nästa vattenkraftverk ökar.

Om regleringen är omfattande kan man begränsa åtgärden till en eller båda sidor av vattendragsfåran genom att skapa ett lågenergiområde närmast kanten med hjälp av sten och block. Dessa områden får då sänkt flödeshastighet och kan bli migrationsområden eller refugier för arter som inte klarar den höga flödespulsen i samband med hastig reglering. Denna åtgärd kan också minska konsekvenserna av iserosion vilket är vanligt när man reglerar kraftigt vintertid. Stor försiktighet ska vidtas så att inte barriärer skapas.

Installera återregleringsmagasin utanför vattendraget för att dämpa korttidsregleringar

Flera länder i Europa har infört återregleringsmagasin för att helt dämpa bort korttidsreglering. Detta kan innebära att man anlägger en damm vid sidan av den ordinarie regleringsdammen. Vattnet leds då in från turbinerna i ovanliggande vattenkraftverk in i dammen där man låter vattenståndet variera kraftigt beroende på korttidsregleringens omfattning. Utloppsvattnet efter återregleringsmagasinet kan då få en flödesregim som nästintill är en naturlig flödesregim.

Återregleringsmagasin är mycket ovanliga i Sverige. En orsak är att vi driver de större vattenkraftverken i system och att det snarare är önskvärt ur energisynpunkt att regleringen fortplantar sig nedströms till andra vattenkraftverk med små magasin. Återregleringsmagasin tar också stora markområden i anspråk vilket också måste vägas mot nyttan av dessa magasin för vattenmiljöerna.

Åtgärder för att bevara eller förbättra de fysiska habitat

Alla vattendrag transporterar sediment och organiskt material, antingen längs botten eller, som det lite finare materialet, flytande i vattenmassan. En fungerande sedimenttransport är nödvändig för ett fungerande ekosystem (Kondolf m.fl., 2013). Om denna väsentligt minskar uppstår ett underskott på sediment vilket leder till att vattendragets morfologi, de fysiska habitat, kommer att förändras (Brandt, 2000).

Sverige har tidigare haft ett nätverk av mätstationer för sedimenttransport, men detta lades ner år 1994. I huvudsak bestod mätningarna enbart av suspenderat material och uppgifter om bottentransport saknas till stor del. Mätningarna visade på betydande effekter på sedimenttransporten på grund av vattenkraft (Brandt, 1994). Sverige har mindre sedimenttransport i jämförelse med länder med större topografi, sedimentära bergarter och mindre täckande vegetation. Trots att sedimenttransporten kan vara måttlig kan den vara av avgörande betydelse för att upprätthålla habitat. I vattendrag med block och sten kan även en liten bottentransport av finmaterial vara avgörande för hela habitatet.

Förändring av sedimenttransporten och morfologin kan leda till sekundära effekter såsom ökad skred- och rasrisk, ökade flödeshastigheter och förstärkta översvämningar. Det kan ta lång tid för dessa förändringar att utvecklas, och det kan vara mycket kostsamma eller rent av omöjliga att återställa.

En vanlig åtgärd i svenska vattendrag är utläggning av lekgrus för olika strömlevande fiskarter. Orsaken till att det saknas grus beror på antingen att den naturliga tillförseln av grus har minskat eller att vattendragssegmentets förmåga att hålla gruset på plats har försämrats, till exempel genom rensning av sten och block. I många fall är det sannolikt en kombination av båda. Lekgrus ska bara tillföras till de platser där det naturligt borde förekomma och efter det att orsaken till att det inte längre finns är utredd och åtgärdad.

Utläggning av lekgrus kommer aldrig bli självbärande om inte sedimenttransporten och vattendragets förmåga att hålla kvar gruset återställs. Utläggning av sediment som kompensationsåtgärd kan vara en nödvändig åtgärd om kraftverket inte är konstruerat för släppa förbi sediment.

Åtgärder för att hantera inverkan på sedimenttransporten saknas i stort sett helt i svenska vattenkraftverk, men är betydligt vanligare i andra länder inom EU. Ju större dämningsområdet är, desto större risk är det att sedimenttransporten fångas in. Oftast är det sediment som transporteras nära botten som fångas in, medan suspenderat material kan hållas sig flytande längre och därmed passera genom fler vattenkraftverk.

Organiskt material kan på samma sätt som sediment fastna i dämningsområden. Även i detta fall kan det innebära ett underskott nedströms. Åtgärderna är i många fall samma som för sediment, med undantag från flytande större död ved. Detta organiska material brukar fastna på galler

framför intagen till turbinerna och skulle med enkla medel kunna lyftas över dammkroppen till nedströms liggande vattenyta.

Förändra utskov och spillöppningar

När sediment som rör sig längs botten fångas i mindre dammar och kraftverk beror detta ofta på dammanläggningens konstruktion. Om utskoven (luckor i dammkroppen) är tillräckligt djupa och nära botten, kommer sediment fångas in under en kortare period (några år) vilket leder till en höjning av botten. När botten når upp till nedre delen på utskovet kommer det mesta av sedimenten passera igenom kraftverket. Om det saknas luckor nära botten kommer sedimentfångsten bli mer omfattande och bottentransporten helt avstanna. Även driften av luckorna i utskoven har betydelse.

En möjlig åtgärd kan därför vara att bygga om luckor och utskov så att de når närmare botten och därmed minska risken för sedimentfångst. Bottenutskov kan möjliggöra en kontinuerlig transport av bottensediment. Denna åtgärd är sannolikt mest kostnadseffektiv att genomföra i samband med större ombyggnationer och renovering av vattenkraftverket.

Muddra och frigöra sediment nedströms vattenkraftverket

Ju större dämningsområdet är, desto svårare är det att mobilisera sediment för nedströmstransport. I många fall avsätts den största delen av sedimenten där vattendragen mynnar i dämningsområdet.

En möjlig åtgärd i större dämningsområden kan vara att med visst tidsintervall muddra delar av området och frigöra sedimenten till nedströms liggande vattendrag. Det kan exempelvis ske genom gradvis tillförsel eller, att man lägger upp muddermassorna längs kanten på vattendragsfåran eller utloppskanalen för att låta vattnet erodera och frigöra sedimenten på naturlig väg. Det är dock viktigt att beakta strandskyddet vid genomförande av åtgärden.

Införa högflöden för att mobilisera sediment nedströms

Ett problem som ofta uppstår nedströms vattenkraftverk som reglerar flödet, är att de medelhöga flödena minskar i frekvens, medan de lägsta vattenföringarna ökar. Konsekvensen av vattenregleringen är att det *effektiva flödet*, det flöde som är viktigast för att forma vattendraget, förskjuts ner mot medelvattenföringen. Detta innebär att sedimenttransporten som annars skulle ske vid högvattenflöden kommer reduceras och en större andel av transporten kommer istället att sedimentera. Eftersom det effektiva flödet minskar, kommer sedimenttransporten domineras av allt finkornigare sediment, något som ändrar habitatet och kan leda till att botten med grövre sediment sätts igen med finkornigt material.

En åtgärd som kan lösa detta är att med ett visst tidsintervall införa ett högvattenflöde (eng. *flushing flow*). Högvattenflödet kommer innebära att sediment som har avsatts under längre period med lägre flöden kommer att mobiliseras och förflyttas nedströms likt naturliga processer (Fruchard och Camenen, 2012). Med en hydraulisk modell som även kan modellera

sedimenttransport, kan man dimensionera denna åtgärd så att det ger maximal nytta i förhållande till påverkan på elproduktionen.

Mekaniskt åtgärda hårdgjord botten

Omedelbart nedströms vattenkraftverk som har omfattande reglering, kan det uppstå en hårdgjord botten som kallas stenpäls. Detta kan bero på att utflödet i vattenkraftverket koncentreras i vattendragsfåran så att allt finkornigt sediment eroderas och transporteras nedströms, samt att sedimenttransporten fångas in uppströms i dämningområdet. Kvar blir en erosionsresistent yta som ofta bara består av block och sten vilket är olämpligt habitat för många akvatiska organismer. Effekten kan också påverka interaktionen mellan grundvatten och ytvatten. Studier i Luleälven tyder på betydande igensättning av bottnar på grund av vattenreglering vilket i sin tur har påverkat både utbytet med grundvattnet och vattenkemin i hela älven (Siergieiev, 2013)

När man korttidsreglerar har man i många länder noterat att finkorniga lerpartiklar fastnar som ett lock på botten (Bruno m.fl., 2009). På längre sikt kan dessa bilda en nästan cementerad botten vilket gör botten helt olämplig för många fiskarter eller bottenfauna. En åtgärd som har prövats i bl.a. Norge och Sverige är att med grävmaskin eller annan utrustning bryta sönder bottenarmering. Erfarenheterna visar dock att detta kräver regelbundet underhåll så länge regleringen fortsätter.

Åtgärda förstärkt erosion på grund av reglering

Studier från många länder visar på att vattenkraftsreglering ofta leder till förändrade erosionsmönster, inte minst ökad erosion av botten vilket i sin tur leder till att vattendragsfåran vill räta ut sig och bli rakare (kanalisering). Donau har till exempel förändrats mot kanalisering efter vattenkraftverken byggdes (Hohensinner m.fl., 2005). Detta leder till ökad genomströmning som i sin tur påskyndar erosionen. Det blir en självförstärkande förändring som är mycket kostsam att åtgärda och som dessutom kan leda till andra samhällskostnader såsom ökad erosionsrisk och översvämningar nedströms.

När vattendragsfåran fördjupas leder det till att biflödena kan tappa sin konnektivitet med huvudfåran och viktiga svämskogar och våtmarker kan torka ut. Det finns därför många skäl att bevaka denna utveckling när man reglerar vattendrag. Kraftig erosion, på grund av vattenreglering, har kartlagts i bland annat Umeälven.

Det finns en rad åtgärder att tillämpa om inte regleringen kan förändras. Erosionsskydd kan anläggas på känsliga punkter för att bromsa förstärkt erosion. Miljöanpassade erosionsskydd är att föredra så att inte mer miljöpåverkan tillförs. Man kan också lägga ut block en bit ut från fårans kanter för att hindra skrap från flytande is och för att bryta sönder ett laminärt flöde närmast vattendragsfårans kant. Med rätt utformning kan dessa också förbättra möjligheten för fisk att vandra upp- och nedströms. Även ved kan förankras längs vattendragsfåran för att uppnå samma funktion.

Aktivt tillföra död ved från dämningssområdet till nedströms liggande sträcka

I många vattenkraftverk fastnar större död ved på galler framför intaget till turbinerna. I naturliga vattendrag flyter död ved med nedströms och avsätts i mer lugnflytande delar av vattendrag och utgör där viktiga strukturer i habitatet. Idag plockas dessa vedbitar bort men återförs sällan till vattendraget nedströms. I vissa vattenkraftverk kan det finnas konstruktioner från flottningsperioden som kan användas för att förflytta större död ved nedströms. Om det bara finns galleranordningar kan den döda veden mekaniskt behöva förflyttas till nedströms vattendragsträcka. Mängden stor död ved bör naturligtvis beakta referensförhållandet.

I större magasin kan uppehållstiden i magasinet vara så stor att död ved sjunker till botten. Detta inträffar när den döda veden har legat tillräckligt länge i vattnet så att veden blir vattenmättad. I detta fall kan det vara svårt flytta veden, utan annan död ved kan behöva tillföras vattendraget nedströms vattenkraftverket.

Återställa naturlig erosion längs fårans kanter

I vissa reglerade vattendrag har man strandskott vattendraget. Detta innebär att erosionen och tillförseln av sediment kommer minska, vilket i sig skapar ett underskott nedströms. I dessa fall kan det finnas skäl att överväga att ta bort erosionsskydden så att naturlig erosion får fortsätta.

I vattendrag med omfattande reglering kan erosionen i vattendragets kanter i stället bli mycket stor. Detta beror dels på att vattenföringen koncentreras inom ett smalare vattenståndsintervall jämfört med tidigare, vilket i sin tur förstärker erosionen inom detta intervall. Dels att reglering vintertid kan leda till islossning och kraftig erosion längs kanterna när isen rör sig nedströms.

En möjlig åtgärd för att minska förstärkt erosionen på grund av vattenreglering är att tillföra strukturer som bryter sönder flödet närmast fårans kant och därmed minskar skjuvspänningen mot kanterna. Det kan åstadkommas med hjälp av block och sten som placeras ut en bit från vattendragsfårans kant och skapar ett lågenergiområde närmast kanten. Denna åtgärd kan också ha en effekt på förstärkt erosion längs vattendragets kanter.

Även biologiska erosionsskydd kan vara aktuella. Det finns en rad lösningar som kan ge motsvarande effekt som block och sten, till exempel att använda rotmassor som ersättning för hårda erosionsskydd (von Bahr, 2013). Även i detta fall handlar det om att bromsa flödet närmast vattendragsfårans kant och minska skjuvspänningen mot kanterna. Biologiska erosionsskydd har också fördelen att de i sig kan förbättra ett påverkat habitat genom att skapa ekologiska strukturer.

Återkoppla biflöden

I vattendrag med omfattande erosion eller fördjupning av vattendragets botten, t.ex. vid sedimentunderskott, kan biflöden frikopplas från huvudfåran alternativt omöjliggöra konnektivitet för akvatiska organismer. Konsekvensen blir att arter som är beroende av biflödena inte kommer kunna nå viktiga

miljöer för att fullborda sin livscykel. Effekten blir också fragmentering av populationer vilket ökar sårbarheten vid ytterligare påverkan eller klimatförändringar.

Åtgärden består i huvudsak att återkoppla biflödena. Det kan ske genom att mekaniskt ta bort sediment eller annat material vid biflödets utlopp till huvudfåran. Om inte vattenregleringen ändras kommer detta behöva åtgärdas med jämna mellanrum. Denna åtgärd är också aktuell i samband med vattendrag med kvillsystem där sidofåror har skurits av och när det förekommer bakvatten som idag har tappat kontakt med huvudfåran.

Åtgärdsprioritering

Generellt sätt är åtgärder som återställer hela eller delar av den naturliga funktionen bättre än olika former av skyddsåtgärder. Till exempel är det bättre att säkerställa att sedimenten kan passera igenom kraftverket, även om det sker oregelbundet, istället för att kompensera med sediment som hämtas från annat område. Samma gäller för död ved.

I övrigt måste åtgärderna anpassas för vilken hydromorfologisk typ som förekommer i vattendraget och hur påverkan från vattenkraftverket och vattenregleringen ser ut samt verksamheter nedströms.

Åtgärder för fysikaliskt-kemiskt tillstånd

Med fysikaliskt-kemiskt tillstånd menas i detta sammanhang vattentemperatur, syreförhållanden och näringsförhållanden.

Vattentemperatur

Beroende på hur damm och kraftverk konstruerats (intagets läge m.m.) och från vilken nivå tappning sker, påverkas vattentemperaturen i vattendraget nedströms dammen. En konsekvens av en vattenreglering kan bli att det uppstår hastiga temperaturförändringar som följer regleringen snarare än den naturliga temperaturvariationen beroende på lufttemperatur. I stora vattendrag är variationen i vattentemperaturen naturligt mindre, på grund av stor vattenmassas, än i små vattendrag. Regleringseffekter avseende vattentemperatur kommer därför få större relativ ekologisk effekt i stora vattendrag jämförelse med vattendrag. I litteraturen anges påverkan på vattentemperatur i bland som termoreglering (Siviglia, 2012). Denna kan i sin tur delas upp i varm och kall termoreglering beroende på avvikelsen från referensförhållandet.

Påverkan på vattentemperatur på grund av vattenreglering kommer variera beroende på årstid. Under sommarperioden då framförallt ytvattnet värms upp kan en vattenreglering hastigt sänka temperaturen, speciellt om reglermagasinet ligger på högre höjd och långt upp i avrinningsområdet samt att vattnet till turbinerna hämtas nära botten i magasinet. Detta kan förstärkas genom att regleringen höjer de lägsta vattenföringarna och därmed ökar vattendjupet. Denna effekt kan anges som kall termoreglering.

Det finns mycket litteratur kring konsekvenser av kall termoreglering. Fisk kan påverkas betydligt när vattentemperaturen hastigt sänks (Klimley m.fl., 2010). Även amfibier kan påverkas betydligt av denna effekt (Wotton m.fl., 1996). Motsatsen, så kallad varm termoreglering, kan uppstå vintertid då förhållandevis varmt vatten från dämningssområdet frigörs i stor mängd till nedströms vattendrag som är betydligt kallare.

Flera intag på olika nivåer i dämningssområdet

En möjlig lösning som kan förändra vattentemperaturen i utloppsvattnet är att blanda vatten från olika nivåer i dämningssområdet. Detta innebär i praktiken att man har flera intag till turbinerna som kopplas samman innan turbinen.

Fördelen med denna lösning är att det är en relativt enkel konstruktion men den förutsätter att nivåerna för intagen är optimerade utifrån stratifieringen i dämningssområdet. Lösning kan dock vara begränsad när vattentemperaturen i dämningssområdet varierar under året.

Flexibelt intag till turbiner

En möjlighet är att ha intag som kan regleras avseende på vilket djup vattenintaget ligger i dämningssområdet. En teknisk lösning är att intagstuben kan förflyttas upp och ned i vattnet.

Denna lösning kan vara tekniskt komplicerad att lösa. En annan lösning är att ha en serie intag på olika nivåer som kan öppnas och stängas beroende på skillnaden i vattentemperatur mellan dämningssområdet och nedströms vattendrag. Denna lösning är idag applicerad på vattenkraftverk i bland annat Kina (Deng, 2011).

Flexibla ridåer i dämningssområdet framför intaget till turbiner

Denna åtgärd innebär att ridåer sänks ner i magasinet framför intaget till turbiner med hjälp av vikter och sträcks ut med flytande tankar. Syftet med åtgärderna är styra på vilket djup den huvudsakliga vattenmängden kommer hämtas till intaget till turbinerna. Genom att höja och sänka övre och nedre nivån för ridån kan man styra vattentemperaturen på det vatten som leds in i turbinerna. Metoden har prövats i USA med framgång (Vermeyen, 2000).

Isförhållande

Hög vattenförling under vintern i kombination med tappning av relativt sett varmare bottenvatten medför att många reglerade vattendrag förblir öppna i större utsträckning än vad de skulle varit under oreglerade förhållanden. De vanligen stora variationerna i vattenförling leder också till instabila isförhållanden. En genomgång av de fysiska isprocesserna som påverkas av vattenreglering och dess konsekvenser på hydromorfologin och ekologin ges i (Federal Energy Regulatory Commission, 1992).

När vattendrag regleras under vintern är det större risk att det bildas mer flytande nålis eller kravis som kan börja klumpa ihop sig på olika strukturer på botten eller vattendragets kanter och bilda bottenis. Kravis bildas framförallt i underkyllt vatten i turbulenta miljöer, till exempel vid utloppet av utskov och turbiner. Generellt behöver lufttemperaturen vara under $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ för att denna is ska bildas. Kravis är i sig ett problem inom vattenkraften eftersom det finns risk att den klumpar ihop sig på gallren vid intaget till turbinerna.

När kravis bildar bottenis kan den direkt påverka bottenstrukturer genom att lösgöra och flytta material när isen lossnar och rör sig nedströms. Eftersom is har högre termisk konduktivitet än vatten kan det också innebära att fryshorisonten tränger ner i bottenstrukturer och skadar akvatiska organismer, inklusive fisk och fiskägg (Resier och Wesche, 1975). Ofta bildas bottenis nattetid och bryts upp under dagtid (Ashton, 1986). Denna process kan förstärka effekten på botten och öka transporten av sediment nedströms. Is som rör sig nedströms längs botten kan också skrapa botten och påverka bottenlevande organismer.

En annan effekt av vattenreglering är att istäcket på vattendraget bryts sönder och rör sig nedströms. Detta är en naturlig process på våren, men

skillnaden när vattenreglering införs, är att denna process sker många gånger under vintern och att det inte alltid sker i samband med högvattenflöden.

Effekten är en kraftigt ökad erosion längs vattendraget när isen glider längs kanterna eller över grunda miljöer längs botten, så kallad isabrasion. Skadorna på habitatet kan bli mycket omfattande och tillföra mer sediment än naturligt under vintern.

Ändrad reglering

En av de viktigare åtgärderna, och sannolikt den mest effektiva, för att minska negativa effekter av is på habitat och akvatiska organismer, är att förändra vattenregleringen så att islossning sker mer sällan. Det kan dock innebära en negativ påverkan på verksamheten.

Även mjukare vattenreglering kan innebära minskad risk för islossning vintertid. Is har en viss elasticitet och minskad sprickbildning kan i vissa fall reducera risken för islossning.

Tekniska lösningar som minskar kravis

Avseende bildandet av kravis finns det flera åtgärder såsom att tillföra luftbubblor, isgrindar, olika former av bommar som leder kravisen till ett område där den kan ackumulera (Mineta, 2006) för att sedan smälta under våren.

Nedströms utloppet från turbiner och utskov kan åtgärder vara konstruktioner som minskar turbulensen. Även åtgärder för att minska risken för underkyllt vatten kan vara aktuella. Dessa åtgärder är samma som för kall termoreglering.

Isnät kan också vara en åtgärd där syftet är att kravisen klumpas ihop sig och bildar ett heltäckande istäcke. Is och framförallt snö på isen kan ha en viss isolerande förmåga som minskar risken för underkyllt vatten och kravis.

Förändrad temperaturregim i utloppsvattnet

Syftet med åtgärden är att säkerställa att vattnet inte blir underkyllt nedströms vattenkraftverket. Detta kan åstadkommas med hjälp av samma åtgärder som för att minska effekterna av kall termoreglering, med andra ord när vattentemperaturen hastigt sänks. Genom att vattnet nedströms vattenkraftverket inte blir underkyllt finns inte förutsättningar för kravis.

Erosionsskydd för isabrasion

Isabration är erosion som orsakas av när ismassor och isflak skrapar längs vattendragets botten och sidor. Isabrasion längs fårans kant kan åtgärdas genom att placera ut större block och sten längs kanterna för att säkerställa att det inte uppstår kraftig isskjuvning och isabrasion längs vattendragsfårans kanter. Målsättningen ska inte vara att skapa ett heltäckande erosionsskydd, som i sig är en påverkan på vattendraget, utan blocken bör placeras så att de begränsar drivande is från att skrapa vattendragsfårans kanter. Isabrasion på vattendragets botten är betydligt svårare att åtgärda, utan i dessa fall är ofta ändrad reglering enda åtgärden.

Åtgärder för syreunderskott

I större dämningssområden till vattenkraft kan det uppstå syrefattiga förhållanden i de djupaste delarna av magasinet. Ofta är risken större sommartid då man får stabila förhållanden på grund av temperaturskiktning. Om intaget till turbinerna sker nära botten kan det vatten som passerar genom vattenkraftverket ha betydligt längre syrgashalt jämfört med det naturliga vattendraget (Oak Ridge National Laboratory, 2010). Ofta är vattenkraftverken byggda på tidigare strömsträckor som utgör viktiga platser för att syresätta vattendragen. Syrgashalten är relativt enkel att följa upp. En utförlig beskrivning av processerna bakom syreunderskott vid vattenkraftverk finns i Peterson m.fl., (2003).

Effekten av syreunderskott kan få stor betydelse på de akvatiska organismerna nedströms vattenkraftverket, inte minst i det juvenila stadiet. En vanlig gräns är 5 mg/l innan det börjar ge effekt på akvatisk fauna (Cada m.fl. 1983). För strömlevande arter, till exempel laxfiskar, kan motsvarande gräns vara 7 mg/l (Degerman, 2015).

Ändra intagspunkter till turbiner

Den mest effektiva åtgärden för att minska effekten av syreunderskott är att ändra konstruktionen och nivån på intagen till turbinerna (Peterson m.fl., 2003). I princip är det samma åtgärder som för vattentemperatur. Det kan vara att antingen flytta intaget till mindre vattendjup eller ha flera intag på olika djup i dämningssområdet.

Nackdelen med åtgärden är att det är relativt kostsamt att genomföra efter att kraftverket har byggts och lämpar sig bäst i samband med att renovering och andra större åtgärder ska vidtas i vattenkraftverket.

Blanda utloppsvattnet från turbinerna med spillvatten från dämningssområdet

En möjlighet att tillföra ytvatten från dämningssområdet till utloppsvattnet från turbinerna och därmed blanda kallt syrefattigt vatten med varmt syrerikt ytvatten. Åtgärderna skulle därmed både åtgärda temperatur- och syrgaseffekter.

Syresättning i turbinen

En relativt enkel åtgärd att förbättra syrgashalten är att syresätta vattnet direkt i turbinerna. De finns flera exempel när detta har varit framgångsrikt, till exempel Harshberger (1987) och Hopping m.fl. (1999). En sammanställning av olika tekniker för syrsättning i turbiner finns i Electric Power Research Institute (2008).

Gasövermättnad

Övermättad av gas, framförallt kväve, uppstår när utloppsvattnet kommer ut med mycket hög hastighet med kraftig turbulens. Denna påverkan kan därför förekomma nedströms turbiner och utskov framförallt i dammar med hög

fallhöjd (Ran m.fl., 2009). Eftersom luften består till 78 % av kväve kan halten löst kväve i vattnet öka dramatiskt. Utformningen av utloppskanaler och utskov, men också vattenhastigheten, är avgörande för denna process. Eftersom vattnet förlorar överskottet på kväve relativt långsamt, kommer gasövermättningen sträcka sig en bit nedströms vattenkraftverket, även om de hydrauliska förutsättningarna för gasövermättning inte längre finns.

Akvatiska organismer extraherar syre framförallt genom gälarna. Vid hastig ökning av gstrycket i det omgivande vattnet kan det ge effekter även i organismen. Fiskar, till exempel, har dålig förmåga att justera gasnivåerna i blodet vilket kan leda till att *Gas Bubble Trauma*, GBT, uppstår. GBT leder ofta till hög dödlighet.

Ändra konstruktionen på utskov och utloppskanalen

Åtgärder för att minska effekten av gasövermättning är framförallt att reducera vattenhastigheten eller, om vattnet faller över ett krön, minska fallhöjden. Införande av deflektorer i vattnet eller trappstegformade rännor nedströms utskoven kan reducera gasövermättningen (NHC, 1998).

Åtgärder i dämningssområdet

När man reglerar ett vattendrag behövs ett dämningssområde för att lagra vatten till tidpunkter då man vill producera mer elenergi. Detta kan vara skapade magasin uppströms dammar eller sjöar som används som regleringsmagasin, men det kan också vara dämningssområden vid vattenkraftverken.

Dämningssområden kan variera avsevärt i karaktäristik, från stora sjöliknande system till något som påminner om lugnflytande vattendrag. Det finns en stor variation mellan olika vattenkraftverk, och hur långt uppströms dämningssområdet sträcker sig är oftast inte relaterad till storleken på vattenkraftverket. I relation till installerad effekt har småskaliga vattenkraftverk ofta större dämningssområden i jämförelse med storskaliga vattenkraftverk.

Ekologisk anpassning av vattenregleringen

En av de effektivaste åtgärderna för att minska negativa effekter i dämningssområdet är att genomföra en ekologisk anpassning av vattenregleringen. Tyvärr kommer det i många fall ha en direkt negativ påverkan på verksamheten i form av minskad vattenreglering. I vissa fall kan dock stora vattenståndsamplituder bero på otidsenlig reglerutrustning eller att man helt enkelt reglerar manuellt. Åtgärden i dessa fall är att införa modern reglerutrustning.

Åtgärder för konnektivitet

Omlöp förbi dämningssområdet

En åtgärd som har tillämpats i flera länder inom EU är att bygga ett mindre vattendrag förbi hela dämningssområdet. Denna åtgärd motsvarar ett omlöp. De flesta omlöp som har byggts har slutat där dämningssområdet börjar. Det finns dock möjlighet att fortsätta med omlöpet förbi hela dämningssområdet och direkt ansluta till ovanliggande vattendrag. Vid anslutningspunkten behövs olika former av installationer så att fisk rör sig in i omlöpet snarare än in i dämningssområdet.

Denna åtgärd kan vara orimlig i stora dämningssområden, men kan vara aktuell i mindre anläggningar.

Återkoppla biflöden

Om vattenregleringen i dämningssområdet innebär stor vattenståndsamplitud kan bristande konnektivitet uppstå när vattenståndet är lågt, särskilt om bottenmaterialet är grovt. Precis som i vattendrag kan det uppstå bristande konnektivitet mellan dämningssområdet och biflödena.

Åtgärden för att återkoppla biflöden till dämningssområdet är att med maskin förlänga biflodets vattendragsfåra ner i magasinet till den nivå som motsvarar

lägsta sänkningsgränsen. Åtgärden innebär att oavsett vattenstånd i dämningssområdet kommer det alltid finnas ett vattendrag ner till vattenytan.

Anpassning av dammtröskel

Det är inte ovanligt att en dammtröskel avslutas med ett fritt fall för vattnet. Det innebär att fiskar som rör sig med strömmen över dammtröskeln kommer också falla med hög hastighet oftast mot betong, berghäll eller block och sten vilket leder till skador eller att fisken dör.

En åtgärd för att minska denna effekt är att skapa en mjukt formad ränna med lågt friktionsmotstånd, där fisken kan glida ner till nedströms vattenyta utan att skadas. Detta är en åtgärd som också kan minska effekten av gasövermättnad.

Åtgärder för att bevara eller förbättra habitat

Höja bottennivån i dämningssområdet

I mindre dämningssområden till strömkraftverk är magasinets volym inte så viktig i jämförelse med fallhöjden vid turbinerna. I de flesta fall har det tidigare varit ett vattendrag som sedan har överdämts till en mer sjöliknande miljö i dämningssområdet.

En åtgärd som behåller kraftverkets effekt är att helt eller delvis fylla dämningssområdet med sediment och i detta material skapa en vattendragsfåra. Genom att reducera bredden på vattendragsfåran kan likartade flödeshastigheter och strukturer återskapas som det tidigare vattendraget, även om lutningen är betydligt reducerad. Åtgärden kan anslutas till ett omlöp vid dammkroppen. Åtgärden har genomförts i Tyskland och Österrike i framförallt småskaliga strömkraftverk.

Åtgärden är bara lämplig i vattenkraftverk där det inte sker någon vattenreglering och endast i mindre dämningssområden i relativt branta vattendrag.

Avskärma känsliga strandmiljöer

I dämningssområden som är naturliga sjöar kan det finnas känsliga strandmiljöer, svämplan eller litoralzoner som idag har höga naturvärden. Om vattenreglering införs kan dessa habitat försämrats genom torrläggning, ökad erosion m.m. En möjlig åtgärd är att avskärma dessa, ofta grunda delar av dämningssområdet med jordvall eller liknande konstruktioner för att förhindra att dessa miljöer påverkas vid kraftig nedsänkning av vattenytan eller vid omfattande korttidsreglering.

Referenser

- Arheimer, B., Dahné, J., Lindström, G., Marklund, L., Strömqvist, J., (2011) Multi-variable evaluation of an integrated model system covering Sweden (S-HYPE), Conceptual and Modelling Studies of Integrated Groundwater, Surface Water, and Ecological Systems (Proceedings of Symposium H01 held during IUGG2011 in Melbourne, Australia, July 2011) (IAHS Publ. 345, 2011).145-150
- Ashton, G., (1986) River and lake ice engineering, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, 504 s.
- Bartschi, D. K., (1976). A habitat-discharge method of determining instream flows for aquatic habitat, i Orsborn, J. F. and Allman, C. H. (Eds), Proceedings of the Symposium and Speciality Conference on Instream Flow Needs II. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 285–294.
- BauHui, M., ChangMing, L., ChunKun, L., (2012) A New Criterion For Defining The Breakpoint Of The Wetted Perimeter-Discharge Curve And Its Application To Estimating Minimum Instream Flow Requirements, Science China Technological Sciences, VOL. 55, No.10.
- Baumann, P., Klaus, I., (2003) Conséquences écologiques des éclusées. Etude bibliographique. OFEFP. Commande MFI-75-F Informations concernant la pêche n.75, 116 s
- Boubée, J., Haro, A., (2003) Downstream Migration and Passage Technologies for Diadromous Fishes in the United States and New Zealand: Tales From Two Hemispheres, . I Downstream movement of fish in the Murrey-Darling Basin, Canberra Workshop, juni 2003, s. 24-32
- Brandt, M., (1996) Sediment transport in Swedish rivers - examples from 1967-1994, SMHI Hydrology, no. 69, s.10
- Brandt, S.A., (2000) Classification of geomorphological effects downstream of dams. Catena, vol. 40(4), pp. 375-401.
- Bruno, M., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L., (2009) Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy), Ann. Limnol., Int. J. Lim. 45, s. 157–170.
- Bunn, S. och Arthington, A., (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management 30:492-507.
- Cada, G., Kumar, K., Solomon, J., Hildebrand, S., (1983) An analysis of dissolved oxygen concentrations in tail waters of hydroelectric dams and the implications for small-scale hydropower development., Water Resources Research, vol.19, issue 4. s. 1043-1048.
- Calles, O., Gustafsson, S., Österling, M. (2012) Naturlika fiskvägar i dag och i morgon., Karlstad University Studies, 2012:20, ISBN 978-91-7063-424-6
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Gustafsson, S., Näslund, I., (2013) Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar, Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga

- teknik för vattenkraft, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14, ISBN 978-91-87025-39-6, s. 114
- Charmasson, J., Zinke, P., (2011) Mitigation measures against hydropeaking effects - a literature review, SINTEF, TR A7192, s. 53
- 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.
- Cuchet, M., (2014) Fish Protection and Downstream Migration at Hydropower Intakes, Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, München, Tyskland, ISBN 978-3-943683-08-0, s. 145
- Degerman, E., (2015) Personlig kommunikation.
- Deng, Y., (2011) Spatial-temporal effects of temperature control device of stoplog intake for Jinping hydropower station, Sci. China Tech. Sci., Vol. 54, suppl.1., 83-88
- DWA, (2005) Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. DWA German Association for Water, Wastewater and Waste: Hennef.
- Electric Power Research Institute, (2008) Hydropower Technology Roundup Report: Technology Update on Aerating Turbines. EPRI, Palo Alto, CA: 2008. 1017966.
- Electric Power Research Institute, (2011) EPRI-DOE Conference on Environmentally Enhanced Hydropower Turbines: Technical Papers, s. 266.
- Environmental Protections Agency, (2013) Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: a review and synthesis of scientific evidence, EPA/600/R-11/098B, s.344 (remissutgåva till rapport)
- Europeiska unionen, (2015) Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, Guidance no. 31, ISBN 978-92-79-45758-6, 107 s.
- Federal Energy Regulatory Commission (1992) Report on stream ice processes, Physical and biological effects and relationship to hydroelectric projects, Office of hydropower Licensing, paper no. DPR-5, s.110
- Fruchard, F., Camenen, B., (2012) Reservoir sedimentation: different type of flushing - friendly flushing example of Genissiat dam flushing. ICOLD International Symposium on Dams for a changing world, Jun 2012, Kyoto, Japan. 6 p
- Gonzales, A., Nonner, J., Heijkers, J., Uhlenbrook, S., (2009) Comparison of different base flow separation methods in lowland catchments, Hydrol. Earth Syst. Sci., 13, 2055–2068
- Harshbarger, E.D. (1987) Recent Developments in Turbine Aeration. In Proceedings: CE Workshop on Reservoir Releases, Misc. Paper E-87-3, U.S. Army Corp of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Hoensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S., Habersack, H., (2005) Historical analyses: a foundation for developing and evaluating river-type specific restoration programs, Intl. J. River Basin Management Vol. 3, No. 2 (2005), pp. 87–96

- Hohensinner, S., Lager, B., Sonnlechner, C., Haidvogel, G., Gierlinger, S., Schmid, M., Krausmann, F., Winiwarterm V., (2013) Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present, *Water History* July 2013, Vol. 5, No. 2, s. 145-172
- Hopping, P., P. March, and P. Wolff, (1999) Justifying, Specifying, and Verifying Performance of Aerating Turbines, *Proceedings of Waterpower '99*, American Society of Civil Engineers, Reston, VA.
- Jensen, A., (2014) Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: effects of altered water temperature on parr growth, *River Research and applications*, in press.
- Jowett, I., (1997) Instream flow methods: a comparison of approaches, *Regulated rivers: research & management*, vol. 13, 115-127.
- Junk, W., Bayley, P. och Sparks, R., (1989) The Flood Pulse Concept in River Floodplain Systems. I: Doge, D.P. (Ed.). *Proc. Int. Large River Symp (Lars) – Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106, s. 110-127
- Klimley, A., Cech, L., Thompson, S., Hamilton, D., Cocherell, E., Jones, G., och Miranda, J.. (2010) Experimental and Field Studies to Assess Pulsed Water Flow Impacts on the Behavior and Distribution of Fishes in the South Fork American River: Second Year. California Energy Commission Publication Number CEC-500-2009-067
- Kondolf, G. M. et al. (2014) Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents, *Earth's Future*, 2, s. 256-280
- Kumar, A., T. Schei, A. Ahenkorah, R. Caceres Rodriguez, J.-M. Devernay, M. Freitas, D. Hall, Å. Killingtveit, Z. Liu, (2011). *Hydropower. I IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation* [O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Lawlor, S., (2004) Determination of Channel-Morphology Characteristics, Bankfull Discharge, and Various Design-Peak Discharges in Western Montana, U.S. Department of the Interior, Scientific Investigations Report 2004-5263, s. 19
- Länsstyrelsen i Västra Götaland, (2005) Fungerar våra fiskvägar? Miljömålsuppföljning i Västra Götalands län, Rapport 2005:56, s. 41
- Malm Renöfält, B., och Ahonen, J., (2013) Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering, *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12*, ISBN 978-91-87025-37-2, s. 63
- Marelius, F., Jonsson, B., (2015) Vattenregleringsteknik för en mer ekologiskt anpassad vattenreglering, *Sweco rapport*, 2015-10-14, s.17
- Mineta, M., Usami, N., Yamazaki, M., Hirayama, K., (2006) Ice control methods for hydroelectric power stations in Hokkaido, *Proc. of the 18th IAHR International Symposium on ice*, 2006, s. 161-168
- National Marine Fisheries Service, (2011) Anadromous Salmonid Passage Facility Design. NMFS, Northwest Region, Portland, Oregon.

Northwest Hydraulic Consultants, Inc. (1998) Dissolved Gas Abatement Study Stepped Spillway Model, USACE April 1998.

Näslund, I., Degerman, E., Calles, O., Wickström, H., (2013) Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11, ISBN 978-91-87025-36-5

Nöbelin, F. (2014) Naturliknande fiskvägar i södra Sverige. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2014:11, 126 sidor, ISBN 978-91-87025-56-3.

Oak ridge National Laboratory, National Hydropower association, Hydro Research Foundation, (2010) Environmental Mitigation Technology for Hydropower., Summary Report of the 2010 Summit Meeting on Environmental Mitigation Technology for Hydropower. Washington DC, June 2-3, 2010. 12 s.

OTA, Congress of the United States Office of Technology Assessment, (1995). Fish passage technologies: Protection at hydropower facilities, OTA-ENV-641, Washington DC, U.S. Government Printing office, s.168.

Partington, D., Brunner, P., Simmons, C., Werner, A., Therrien, R., Maier, H., Dandy, G., (2012) Evaluation of outputs from automated baseflow separation methods against simulated baseflow from a physically based, surface water-groundwater flow model, Journal of Hydrology, Vol. 458-459, s.28-39.

Pavlov, D., Lupandin, A., och Kostin, V., (2002) Downstream Migration of Fish Through Dams of Hydroelectric Power Plants. Trans. T. Albert, trans. ed. G. F. Cada. ORNL/TR-02/02. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Peterson, M., Cada, G., Sale, M., Eddlemon, G., (2003) Regulatory Approaches for Addressing Dissolved Oxygen Concerns at Hydropower Facilities., U.S. Department of Energy, DOE/ID-11071, s.31.

Poff, N., Allan, J., Bain, M., Karr, J., Richter, B., Sparks, R., och Stromberg, J.. (1997) The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration, BioScience 47,769-784.

Puffer, M., Berg, O., Husko, A., Vehanen, T., Forseth, T., Einum, S., (2014) Seasonal effects of hydropowering on growth, energetics and movement of juvenile atlantic salmon (*Salmo Salar*), River research and applications, 2014

Ran, L., Jia, L., KeFeng, L., Yun, D., JingJie, F., (2009) Prediction for supersaturated total dissolved gas in high-dam hydropower projects., Science in China, ser. E: Technological science, s. 3662-3667

Reiser, D., och Wesche, T. (1975) In situ freezing as a cause of mortality in brown trout eggs. The Progressive Fish-Culturist 41(2):58-60.

Siergieiev, D., (2013) Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange, Licenciatavhandling, Luleå Tekniska högskola, Luleå, ISBN 978-91-7439-559-4, 108 s.

Siviglia, A., (2012) Hydro-Thermo-peaking in Alpine streams: Physical characterization., International Workshop on Hydropowering, Alpine Convention, konferens 19 juni 2012.

Tennant, D., (1976) Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation, and related environmental resources', i Orsborn, J. F. och Allman, C. H. (Eds),

Proceedings of the Symposium and Speciality Conference on Instream Flow Needs II. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 359–373.

US Department of Commerce, (2012) Diadromous Fish Passage: A Primer on Technology, Planning, and Design for the Atlantic and Gulf Coasts, 163 s.

Vermeyen, T., (2000) Application of flexible curtains to control mix-in and enable selective withdrawal in reservoirs., 5th International symposium on stratified flows, IAHR, 10-13 juli 2000, Vancouver, Canada.,

Von Bahr, C., (2013) Konsekvenser på naturvärden av skred-, erosions- och översvåmningsåtgärder - Ett steg mot en ökad naturvårdshänsyn i klimatanpassningsarbetet, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturvårdsenheten, Rapportnr: 2013:49, ISSN: 1403-168X

Ward, J., Robinson, C., Tockner, K., (2002) Applicability of ecological theory to riverine ecosystems, Verh. Internat. Verein. Limnol., vol.28, s. 443-450.

White, R. G. (1976) A methodology for recommending stream resource maintenance flows for large rivers, in Orsborn, J. F. and Allman, C. H. (Eds), Proceedings of the Symposium and Speciality Conference on Instream Flow Needs II. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. s. 376–386.

H. (Eds), Proceedings of the Symposium and Speciality Conference on Instream Flow Needs II. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 376–386.

Wootton, J, Parker, M., och Power, M., (1996) Effects of disturbance on river food webs. Science 273, s. 1558–1561.