

# IDENTIFIERING AV PÅVERKAN, ÅTGÄRDSBEHOV OCH ÅTGÄRDSPOTENTIAL I VATTENDRAG PÅVERKADE AV VATTENKRAFT

RAPPORT 2017:429





# Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft

BIRGITTA MALM RENÖFÄLT, ÅSA WIDÉN, ROLAND JANSSON, ERIK DEGERMAN

ISBN 978-91-7673-429-2 | © Energiforsk september 2017

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: [kontakt@energiforsk.se](mailto:kontakt@energiforsk.se) | [www.energiforsk.se](http://www.energiforsk.se)



## Förord

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

Projektet bedrevs inom programmet Kraft och liv i vatten (KLIV). Programmet bekostas av vattenkraftföretagen, Havs- och vattenmyndigheten samt Energimyndigheten. I KLIVs programgrupp, som följer verksamheten, finns även Vattenmyndigheterna representerade.

Projektet har renderat i tre olika Energiforskrapporter. Denna rapport ger en översikt av olika möjliga miljöåtgärder i vattendrag påverkade av vattenkraft och hur dessa bidrar till att åtgärda resultaten från en analys av vilka ekosystem som försvunnit eller minskat i utbredning till följd av reglering, samt hur man kan prioritera mellan olika miljöåtgärder. De andra två Energiforskrapporterna är:

- Rapporten "Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktygslådan?" (Jansson m.fl. 2017) belyser mer i detalj hur olika åtgärder bidrar till att åtgärda resultaten från bristanalysen genom att utvärdera vilket vetenskapligt stöd det finns för åtgärdernas effektivitet.
- Rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017) beskriver mer i detalj kvantifiering av kostnader för flödesrelaterade åtgärder på avrinningsområdesnivå.

Projektet har utförts av forskare på Umeå Universitet (UmU) samt Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Roland Jansson var projektledare och huvudsakliga utförare i projektet var Åsa Widén (UmU), Birgitta Malm-Renöfält (UmU), Erik Degerman (SLU) och Dag Wisaeus (ÅF Industry).

Forskningsprogrammet styrgrupp (programgrupp) bestod av Johan Tielman (ordförande), Uniper AB, Birgitta Adell, Fortum AB, Angela Odelberg, Statkraft Sverige AB, Richard Holmgren, Vattenfall vattenkraft AB, Niklas Egriell, Havs- och vattenmyndigheten, Ingemar Perä, Vattenmyndigheterna Bottenvikens vattendistrikt, Linn Sjöström (adjungerad) Energimyndigheten, Fredrik Brändström (adj.), Energimyndigheten, Sara Sandberg (adj.), Energiforsk, Fredrik Martinsson (adj.), Energiforsk. Suppleanter var Inger Poveda-Björklund, Havs- och vattenmyndigheten, Erik Sparrevik, Vattenfall vattenkraft AB, Åke Henriksson, Uniper, Åke Bengtsson, Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt, Marco Blixt, Fortum AB, Mikael Lindström, Statkraft Sverige AB och Ingela Lindqvist(adj.), Energimyndigheten.

## Sammanfattning

**Vattenkraften har stor samhällsekonomisk betydelse i Sverige och utgör en grund för vår elförsörjningstrygghet. Vattenkraften har också en viktig roll att fylla i att uppnå målet om mängden förnybar energi i energisystemet och för Sveriges möjligheter att nå klimatmålen. Samtidigt medför produktionen av vattenkraft stora skador på de ekosystem som är knutna till vattendragen, och åtgärder behövs för att uppfylla nationella och internationella åtaganden med avseende på naturmiljön. För att kunna prioritera vilka åtgärder som skall göras och var, är det viktigt att bedöma både åtgärdernas potentiella miljönytta och dess påverkan på elproduktionen. Denna rapport visar hur nyttor och kostnader kan kvantifieras och prioritering mellan åtgärder kan göras för reglerade vattendrag.**

De flesta åtgärder i en vattenförekomst, särskilt de som syftar till en mer ekologisk reglering av flödet, kommer sannolikt att ge effekter inte bara lokalt utan både uppströms och nedströms i vattendraget med avseende på såväl påverkan på elproduktion som miljönytta. Det är därför nödvändigt att arbeta med miljöåtgärder utifrån ett avrinningsområdesperspektiv. Att bedöma åtgärdsbehov, ta fram åtgärder, samt att kvantifiera effekter av dessa kräver samarbete mellan flera olika aktörer och det är viktigt att man i ett tidigt skede får till välfungerande modeller för samverkan mellan parterna. Det är också av vikt att så tydligt som möjligt kunna definiera mål och syften med åtgärdsarbetet, för att på så sätt kunna definiera vilket åtgärdsutrymme som finns med hänsyn till t.ex. höga naturvärden eller samhällsekonomisk betydelse av elproduktionen.

För att kunna bedöma behovet av åtgärder, samt vilka effekter de kommer att medföra med avseende på miljönytta och elproduktion krävs en hel del kartläggning av hur systemet är reglerat och vilka tekniska förutsättningar och begränsningar som finns. Man behöver även kartlägga vilka naturvärden som finns i systemet, samt hur regleringen har påverkat organismernas livsmiljöer i form av förändrad hydrologi, geomorfologi och konnektivitet. I rapporten föreslås en modell för att arbeta med bristanalys av dessa aspekter. Vi ger också en översikt av olika möjliga miljöåtgärder och hur dessa kan bidra till att åtgärda resultaten från bristanalysen. Detta belyses mer i detalj i rapporten "Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktygslådan?" (Jansson m.fl. 2017).

Vidare beskriver vi hur miljönyttan kan kvantifieras samt kostnader för åtgärder, med exempel från Umeälven. Kvantifiering av kostnader för flödesrelaterade åtgärder beskrivs i detalj i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017). Denna sammanställning utgör sedan grunden för att prioritera mellan åtgärder. Vi presenterar en modell där avvägningen av nyttor och kostnader utgör grunden och prioriteringen sker i en iterativ process där åtgärden med högst miljönytta vars kostnader inte bedömts överstiga åtgärdsutrymmet väljs först. När en åtgärd valts går man vidare med att beräkna hur genomförandet av denna påverkar

återstående åtgärders miljönyttor och kostnader, och avgör om det finns utrymme för ytterligare åtgärder. Är vattendraget klassat som kraftigt modifierat kommer kostnaden ofta att vara hög och åtgärdsutrymme litet, men ett systematiskt arbete kommer att visa om det finns åtgärder som kan genomföras. Slutligen diskuterar vi behovet av uppföljningar vid åtgärdsarbete, då det tyvärr fortfarande finns mycket kunskapsluckor.

## Summary

**Hydropower production is of major socioeconomic significance in Sweden as it forms the basis for a secure supply of electricity. Hydropower also has an important role to play in achieving the goal for the proportion of renewable energy in the energy system and for Sweden's ability to reach the climate target. At the same time, the production of hydropower causes significant degradation of riverine ecosystems, and restoration and mitigation measures are needed to meet national and international commitments with regard to the natural environment. In order to prioritize among potential environmental measures, it is important to assess both the potential environmental benefits of the measure and its impact on electricity production. This report demonstrates how benefits and costs of restoration measures can be quantified, and how to prioritize among measures, for catchments modified for hydropower production.**

Most of the measures in a water body, especially those aiming for more ecological regulation of the flow, are likely to have effects not only locally, but also both upstream and downstream in the system with regard to impacts on power generation and on the environment. It is therefore necessary to work with environmental measures from a river basin perspective. Assessing the need for measures, developing measures, and quantifying the effects of these requires cooperation between several different actors, and hence it is also important to have well-functioning models for cooperation among stakeholders at an early stage. It is also important to be able to define as clearly as possible the objectives and goals, in order to be able to define the amount of resources available to implement measures, taking the presence high natural values in the river system or socio-economic significance of electricity generation into consideration.

In order to be able to assess the need for restoration measures, and to quantify the ecological benefits and production costs they may have requires extensive assessment of how the system is regulated and identification of technical conditions and constraints. There is also a need to map natural values in the river system, as well as how the regulation has affected habitat conditions for riverine organisms as a result of altered hydrology, geomorphology and connectivity. We present a model based on an analysis of deficits in habitat and connectivity as a result of regulation. We also give an overview of potential restoration measures that may remedy the habitat and connectivity deficits identified. The scientific evidence for the effectiveness of restoration measures is further discussed in the report "Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktyglådan?" (Jansson m.fl 2017).

Furthermore, we describe how to quantify the environmental benefits and costs of restoration measures, summed at the catchment scale, using examples from the Ume River catchment in northern Sweden. How to quantify of costs of flow-related measures is described in detail in the report "Ekologisk reglering" (Widén m.fl



2017). The assessment of environmental benefits and costs then forms the basis for prioritizing among restoration measures. We present a model where the restoration measure with the highest quantified environmental benefit deemed realistic to implement given a pre-determined maximum limit for the costs is prioritized first, followed by the measure with the second highest benefit and so on in an iterative process. At each stage, the environmental benefits and costs of the remaining measures are reassessed given that these may both increase and decrease as other measures are implemented. If the river is classified as heavily modified, the cost will be high and the “room” available to implement restoration measures is likely to be small, but the systematic process will show whether there are measures deemed feasible to implement. Finally, we discuss the need for follow-up and monitoring of restoration effects.

## Innehåll

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>10</b>
1.1	Rapportens roll i projektet och forskningsprogrammet	10
1.2	Avvägningar mellan elkraft och miljö	10
1.3	Rapportens upplägg och innehåll	11
<b>2</b>	<b>Vikten av att jobba i ett avrinningsområdesperspektiv</b>	<b>15</b>
2.1	Processer i ett opåverkat vattendrag	15
2.2	Vattenkraftutbyggnad i avrinningsområdesperspektiv	17
<b>3</b>	<b>Samverkan som ett verktyg i arbetet med åtgärder i regleringspåverkade avrinningsområden</b>	<b>20</b>
3.1	Strategic adapative management	20
3.2	Vad är samverkan och varför ska vi samverka?	22
<b>4</b>	<b>Syfte, mål och åtgärdsutrymme i KMV-klassade vatten</b>	<b>24</b>
<b>5</b>	<b>Kartläggning av regleringspåverkan, åtgärdsbehov och naturvärden</b>	<b>28</b>
5.1	Kartläggning av regleringspåverkan – tekniska förutsättningar och begränsningar	28
5.1.1	Basinformation reglering avrinningsområde	28
5.1.2	Kartläggning reglering dämningområde	29
5.2	Klarläggning av regleringspåverkan	32
5.2.1	Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys hydrologi	32
5.2.2	Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys morfologi	35
5.2.3	Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys konnektivitet	42
5.2.4	Kartläggning av naturvärden	48
<b>6</b>	<b>Beskrivning av åtgärder</b>	<b>50</b>
6.1	Bakgrund	50
6.2	EkoLogisk Reglering	52
6.3	Tertiära och sekundära åtgärder	53
6.4	Sammanställning av åtgärder	54
<b>7</b>	<b>Kvantifiering av miljönytta och kostnadssättning av åtgärder</b>	<b>57</b>
7.1	Hur gör man för att kvantifiera miljönyttan – indikatorer och arbetsgång	57
7.2	Att kostnadssätta åtgärder	62
7.3	Exempel på sammställning av beräkning av miljönytta samt kostnader av åtgärder	63
<b>8</b>	<b>Prioritering av åtgärder</b>	<b>70</b>
8.1	Grunddata för prioritering	70
8.2	Åtgärder som genomförs utan prioritering	71
8.3	Olika mål beroende på om vattenförekomsten är KMV eller inte	71
8.4	Åtgärder för att gynna särskilt skyddsvärda arter	72
8.5	Val av den högst rangordnade miljöåtgärden i en iterativ process	77
8.6	Åtgärdsutrymme	78

8.7	Olika vägar till samma mål? Särskilda skäl för val utanför prioriteringsmodellen	80
8.8	Är andra prioriteringsmodeller möjliga?	80
<b>9</b>	<b>Uppföljning</b>	<b>83</b>
<b>10</b>	<b>Referenser</b>	<b>85</b>
<b>11</b>	<b>Definitioner</b>	<b>89</b>

# 1 Introduktion

## 1.1 RAPPORTENS ROLL I PROJEKTET OCH FORSKNINGSPROGRAMMET

Denna rapport ingår som en del i projektet "Miljöförbättringar i utbyggda älvar: en arbetsgång för att prioritera mellan åtgärder", även kallat "PRIO-KLIV", med syfte att ta fram en metodik för att prioritera mellan olika möjliga miljöåtgärder för att höja den ekologiska statusen på vattendrag påverkade av vattenkraft. Projektets resultat beskrivs i tre rapporter. Denna rapport beskriver en arbetsgång för att identifiera behov och potential att genomföra åtgärder i reglerade vattendrag, genom att analysera vilka naturvärden som finns, samt vilka vattendragsrelaterade habitat och processer som påverkats negativt av reglering. I rapporten beskrivs även hur man kan kvantifiera miljönyttor samt produktionspåverkan av åtgärder, och hur man med detta som underlag kan arbeta med prioritering mellan åtgärder. I rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017) beskrivs en metodik för att identifiera flödespåverkande åtgärder och beräkna miljönyttan och produktionsrelaterade kostnader för dessa mer. Detta berörs därför endast ytligt i denna rapport. En viktig aspekt i prioriteringsprocessen är att identifiera vilka åtgärder som kan antas ge bäst effekt med avseende på miljönytta. Inom projektet började vi därför med att identifiera en lista på åtgärder som genomförts eller föreslagits för att förbättra miljön i svenska vattendrag påverkade av vattenkraft. I rapporten "Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktyglådan?" (Jansson m.fl. 2017) undersöker vi vilket vetenskapligt stöd det finns för att de föreslagna åtgärderna kan vara effektiva i att förbättra miljöförhållandena i ekosystem i och längs utbyggda vattendrag.

Arbetet i projektet är gjort med Umeälven som modellsystem. Anledningen till detta är att det för denna reglerade älv fanns tillräckligt med underlag för att beräkna miljönyttor och produktionspåverkan i ett sammanhållet systemperspektiv. Umeälven är dock en stor reglerad älv, och det påverkanstryck, möjliga/lämpliga åtgärder och åtgärds-kostnader vi arbetar med återspeglar detta. Vi har i processen försökt beakta skillnader mellan reglerade vattendrag, men det inte varit möjligt att identifiera alla sätt reglerade vattendrag kan skilja sig åt. Det viktiga är dock arbetsgången för att ta fram underlag och de beräkningsmetoder vi presenterar, samt sättet att tänka i prioriteringsmodellen, vilket vi menar är dock generaliserbart, även om utfallet kommer se annorlunda ut mellan olika typer av utbyggda vattendrag.

## 1.2 AVVÄGNINGAR MELLAN ELKRAFT OCH MILJÖ

Vattenkraften har stor samhällsekonomisk betydelse i Sverige då den utgör grunden för vår elförsörjningstrygghet, både när det gäller produktionsvolym men också på grund av dess betydelse i energisystemet som en regler- och balanskraft för att snabbt kunna möta upp mot samhällets energibehov och balansera variationer i produktion från andra energislag. Vattenkraften har också en viktig roll att fylla i att uppnå målet om mängden förnybar energi i energisystemet och för Sveriges möjligheter att nå klimatmål.

Merparten av vattenkraftsutbyggnaden skedde under en period då liten hänsyn togs till eventuella skador på ekosystemen. Detta har lett till att man i flera av de stora älvarna genom dammar byggda i kaskad fragmenterat vattendragsnätverket och hindrat spridning av organismer och transport av organiskt och oorganiskt material. Det har också lett till att flödesregimer avviker från de naturliga, både på lång och kort tidsskala, vilket påverkat många vattendragsanknutna organismer negativt. Dessutom har vattenkraften lett till en utarmning av olika organismers livsmiljöer genom förändringar och förenklingar av vattendragets morfologi, där framförallt forsmiljöer och andra strömsatta sträckor samt strandzonens vegetation minskat i yta.

Efterhand har vattenkraftens påverkan på naturmiljöerna lett till att man från samhällets sida efterfrågar åtgärder som kan lindra de skador som uppstått. Samtidigt behöver man möta samhällets behov av en trygg elförsörjning av förnybar energi. I Sverige har Havs- och Vattenmyndigheten tillsammans med Energimyndigheten tagit fram en nationell strategi för åtgärder i vattenkraften (Havs- och Vattenmyndigheten 2014) som ett underlag för att göra avvägningar mellan kraftnytta och miljönytta. Syftet med denna rapport är att beskriva en strategi för att göra avvägningar mellan miljönytta och påverkan på kraftproduktion för enskilda avrinningsområden. En trygg elförsörjning innebär dock även att hänsyn tas till vattenkraften reglerbidraget. I rapporten "Vattenkraftens reglerbidrag och värde för elsystemet" (Statens Energimyndighet 2016) beskrivs det relativa reglerbidraget från vattenkraften och med en klassificering av svenska vattenkraftverk för att bedöma dess samhällsnytta. När avvägningar skall göras mellan miljönytta och energinytta är det därför viktigt att man tittar på OM och i så fall NÄR en åtgärd har påverkan på reglernytan. Den största effekten av en åtgärd, och även miljönyttan, kanske framförallt infaller under perioder på året då behoven av reglerkraft är som minst. Därför är det viktigt att man även bedömer åtgärders effekt i anläggningar som har hög samhällsnytta ur ett energiperspektiv, och bedömer det relativa reglerbidraget hos en anläggning under hela året, redovisat med säsongsvariation.

För att uppfylla nationella och internationella åtaganden när det gäller att nyttja naturresurser på ett mer hållbart sätt och samtidigt ta hänsyn till samhällets elförsörjningstrygghet och behovet av förnybar energi krävs det att man kan göra underbyggda avvägningar mellan energi- och miljönytta, och att använda verktyg som på ett så korrekt sätt som möjligt beskriver konsekvenserna av olika åtgärder. Framförallt handlar det om att hitta (1) åtgärder som mildrar effekten av den fragmentering av avrinningsområdet som uppstått genom dammar, (2) åtgärder som lindrar negativ påverkan från den onaturliga flödesregim som reglering medför, samt (3) åtgärder som kan öka mängden förlorat habitat.

### 1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG OCH INNEHÅLL

För att så adekvat som möjligt kunna bedöma miljöpåverkan från vattenkraften, behov av åtgärder, miljönyttor med åtgärder, och konsekvenser av åtgärder på elförsörjningen är det viktigt att analysera dessa på avrinningsområdesnivå. Vikten av att ha ett sammanhållet systemperspektiv gäller både ekosystemen knutna till rinnande vatten och till reglersystemet, då båda systemens delar är

sammankopplade med, och beroende av, den konnektivitet som flödet bidrar med. Rapportens inledande kapitel (kapitel 2) ger en bakgrund till vikten av att jobba med sammanhållna avrinningsområden både utifrån ett ekosystemperspektiv, och ett reglersystemperspektiv.

Att ta fram och genomföra åtgärder i reglerade vattendrag innebär att hänsyn måste tas till många olika intressenter som ofta kan ha vitt skilda utgångspunkter och synsätt, samt aspekter att ta hänsyn till. Det är människor som bor i avrinningsområdet som på ett nära sätt berörs av verksamheten, det är elproducerande verksamhetsutövare som har att utforma sin verksamhet på ett sådant sätt att man möter samhällets behov av elförsörjning samt som har ett vinstintresse i att bedriva sin verksamhet, det är turistentreprenörer, renskötare med mera, det är myndigheter med uppgift att se till att nationella och internationella åtaganden följs, det är naturvårdsorganisationer, människor som är intresserade av rekreationsaspekten av rinnande vatten, forskarsamhället, med mera, med mera. För att ge arbetet med att ta fram åtgärder så hög legitimitet som möjligt är det viktigt att det görs i samverkan mellan dessa olika parter där vitt skilda representanter kan känna sig delaktiga i och trygga med arbetet från ett tidigt stadium. Kapitel tre i rapporten tar upp vikten av samverkan som ett verktyg för att nå gemensamma lösningar och ger exempel från arbetet som gjorts i Umeälven (Widen m.fl. 2016).

Ambitionsnivån och vilken typ av åtgärder som kan vara aktuella att utföra beror på om en vattenförekomst i ett reglerat vattendrag är klassad som naturlig eller kraftigt modifierad (KMV) enligt ramdirektivet för vatten (Europeiska Unionen 2000). Att en vattenförekomst klassas som kraftigt modifierad innebär att hänsyn måste tas till den eller de samhällsviktiga aktiviteter som ligger till grund för klassningen. Det innebär att ett uppfyllande av de krav som normalt sätts på vattenförekomster som klassas som naturliga (God Ekologisk Status, GES) skulle ha stora negativa samhällsliga konsekvenser. Vattenförekomster som klassas som KMV ska istället uppfylla nivån god ekologisk potential (GEP), utom i de fall där det finns skäl att enligt 4 kap. 9 § Vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660), tillämpa mindre stränga krav (Havs- och Vattenmyndigheten 2016), då miljö kvalitetsnormen kan bli lägre. För att uppnå GEP ska kraven för GES uppnås på samtliga plan efter att hänsyn tagits till de negativa miljöeffekter som den samhällsviktiga aktiviteten medför. I princip skall alla åtgärder som krävs för att en vattenförekomst skall uppnå GES utföras i vattenförekomster som klassats som naturliga, även om detta medför en betydande påverkan på en pågående verksamhet (European Commission 2015). Detta kan till exempel medföra långtgående åtgärder för flödesreglering, där det krävs en naturlig säsongsmässig variation i flöden och vattenstånd vilket väsentligt kan minska elkraftsproduktionen i den specifika anläggningen. I de vattenförekomster som klassats som KMV är åtgärdsutrymmet vad avser produktionspåverkande åtgärder dock mindre i och med deras betydelse för elförsörjningen. Likväl behöver man kunna identifiera och kostnadsätta vilka produktionspåverkande åtgärder som skulle krävas för att uppnå GEP (European Commission 2015). Vilka åtgärder som kan vara aktuella i en vattenförekomst/vattendrag beror på alltså på om det är klassat som naturligt eller kraftigt modifierat och hur vi sätter referens och målbild för vart vi vill komma. Kapitel fyra i rapporten behandlar frågan om

hur man kan arbeta med referens och målbild för miljöåtgärder i vattendrag där man fortfarande har en pågående verksamhet i avrinningsområdet.

Klassningen av en vattenförekomst som KMV utgör alltså en ram som sätter gränserna för vilka åtgärder som kan vara aktuella att beakta, så att de inte radikalt förändrar förutsättningarna för elkraftsproduktion i systemet, d.v.s. har en betydande negativ inverkan på den verksamhet som ligger till grund för att vattenförekomsten har klassats som KMV. Det innebär att vi i de åtgärder vi identifierat som rimliga att beakta i en prioriteringsmodell för avrinningsområden med många KMV-klassade vattenförekomster har beaktat bestämmelser för vattenhushållningen i systemet och hållit åtgärder inom nuvarande dämmnings- och sänkingsgränser samt även tagit hänsyn till tekniska aspekter i kraftverken. Det sista är en viktigt att ha kännedom om för att kunna utforma flödesåtgärder på ett kostnadseffektivt sätt, så att de i möjligaste mån medför att vattnet rinner genom turbinerna, och på så sätt bidrar till produktionen istället för att riskera att behöva spillas förbi turbinerna på grund av t.ex. en minimitappning som underskrider turbinernas drivvattenföring. På så sätt har vi låtit produktionssystemet vara den ram inom vilken vi har designat flödesåtgärder. För att förstå regleringspåverkan, tekniska begränsningar och potentialen för åtgärdsalternativ, samt att kunna ta fram kostnadseffektiva åtgärdsalternativ inom KMV-ramen är det viktigt att ha en god kännedom om de hydrologiska och produktionstekniska förhållandena i avrinningsområdet. Rapportens femte kapitel beskriver metoder att kartlägga hydrologisk påverkan, samt övergripande vilka regleringstekniska variabler som är viktiga att ta fram för att kunna identifiera åtgärdsutrymme, samt utforma flödesrelaterade åtgärder och analysera dess påverkan på verksamheten. Arbets sättet för att praktiskt arbeta med flödesrelaterade åtgärder och dessa avvägningar presenteras mer i detalj i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017).

Kapitel fem beskriver även arbetsgången för att analysera åtgärdsbehovet i ett avrinningsområdesperspektiv baserat på en bristanalys av viktiga habitat och funktioner, samt hur man skaffar sig en överblick i vilken åtgärdspotential (identifiera områden med möjlighet att genomföra åtgärder) som finns i avrinningsområdets olika delar. Behovet och potentialen kommer att styras dels av internationella och nationella bevarandeåtgärden och områden med värdefull natur där åtgärder kan krävas för att inte riskera att försämras från nuvarande status, men också genom att man genom bristanalys ser till vilka typer av representativa vattendragshabitat och/eller processer som påverkats mest negativt och vilken potential det finns att återskapa dessa. I rapporten "Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktygslådan?" (Jansson 2017) diskuteras olika miljöåtgärders förmåga att återskapa processer och habitat för vattendragsorganismer mer detaljerat.

I kapitel sex listar vi åtgärdsstyper som kan vara aktuella för att lindra effekter av regleringspåverkan i ett vattendrag. Vi diskuterar även vikten av att titta möjligheten till kombinationer av åtgärder för att få ut "full effekt" av det man gör.

För att kunna prioritera vilka åtgärder som ger mest nytta för lägst produktionspåverkan, är det viktigt att hitta åtgärder som ger mest "bang for the buck". Naturligtvis är nyttan avhängig av vilka specifika mål och

bevarandeåtaganden man har i enskilda avrinningsområden, t.ex. relaterat till nationella och internationella naturvärden, men för att göra avvägningar krävs att man arbetar brett på avrinningsområdesnivå och ser behoven ur ett ekosystemperspektiv för att öka chansen att en åtgärd skall vara effektiv för att uppfylla kraven som ställs i vattendirektivet på icke-försämrade status och måluppfyllelse för ett brett spektra av biologiska kvalitetsindikatorer. I kapitel sju presenterar vi en arbetsgång för hur man kan kvantifiera miljönyttor genom att se till olika arters behov av processer, funktioner och habitat, och kortfattat hur man kan kvantifiera kostnader för produktionspåverkande åtgärder. Detta är ett nödvändigt underlag för att kunna prioritera mellan åtgärder. Beskrivningen av arbetssättet för hur man kvantifierar produktionspåverkan av flödesåtgärder presenteras därför separat i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017) där arbetet även exemplifieras med en sådan analys utförd för Umeälven.

I kapitel åtta presenteras ett förslag på en prioriteringsmodell som bygger på avvägningar av miljönyttor och kostnader, där både kostnader och nyttor sätts in i ett avrinningsområdesperspektiv. Störst vikt läggs vid prioriteringsbehov i vattenförekomster som klassats som KMV, då det är här behovet av avvägning mellan nyttor och kostnader sätts på sin spets. Modellen kan dock användas som ett verktyg att fastställa prioriteringsordning för utförande av åtgärder även i vattenförekomster som klassats som naturliga. I kapitel nio diskuterar vi genomförande och uppföljning av åtgärder samt trycker på behovet av en adaptiv skötsel av naturresursen rinnande vatten.



## 2 Vikten av att jobba i ett avrinningsområdesperspektiv

För att få en helhetsbild både av vilka ekologiska effekter vattenkraftsproduktionen medför i ett vattendrag och vilken miljönytta eventuella miljöförbättrande åtgärder kan ge, samt vilken påverkan dessa åtgärder kan ge på produktion samt balans- och reglerkraft i systemet är det viktigt att man arbetar utifrån ett avrinningsområdesperspektiv. Regleringspåverkan från en anläggning i en del av avrinningsområdet ger ofta en miljöpåverkan långt utanför den specifika vattenförekomsten anläggningen befinner sig i. Det kan vara så att det faktiskt är i en annan del av avrinningsområdet som påverkan verkligen manifesterar sig som mest. Det kan t.ex. vara områden med värdefull strandvegetation så som svämlövskogar som påverkas då säsongsmässiga översvämningar uteblir på grund av att vatten hålls tillbaka i övre delarna av avrinningsområdet. I ett sådant fall krävs åtgärder utanför den specifika vattenförekomsten där miljöproblemet befinner sig.

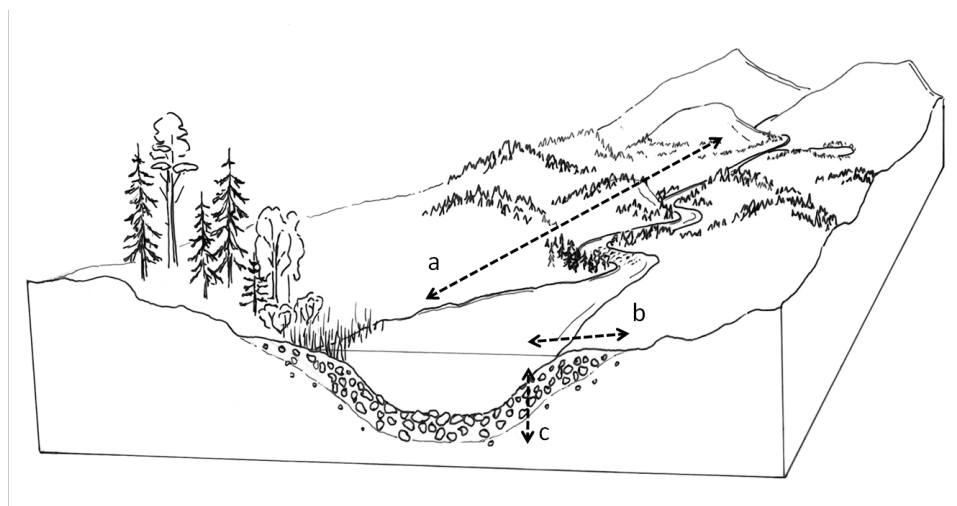
### 2.1 PROCESSER I ETT OPÅVERKAT VATTENDRAG

Två av de viktigaste faktorerna för att upprätthålla ett vattendrags ekologiska integritet är naturliga flödesvariationer och konnektivitet inom avrinningsområdet (Poff m. fl 1997; Ward 1998). Båda dessa faktorer påverkas negativt av vattenreglering. Dessa faktorer är i princip två sidor av samma mynt och interagerar med biotiska och abiotiska faktorer vilka på så sätt skapar ett dynamiskt ekosystem som varierar i både tid och rum.

För att förstå påverkan på ekosystemen, samt vilken potential miljöförbättrande åtgärder kan ha är det därför pedagogiskt och användbart att se på vattendragets konnektivitet utifrån ett flerdimensionellt perspektiv (Ward 1998, Figur 1). Traditionellt har begreppet konnektivitet i ett vattendrag främst varit förknippat med vattendragets korridorfunktion och möjligheter för uppströms och nedströms transport av organismer, material och näring; d.v.s. den longitudinella konnektiviteten (Figur 1). Regleringspåverkan i denna dimension sker både på grund av fysiska barriäreffekter i form av dammanläggningar i systemet men också genom påverkan på den naturliga flödesregimen, t.ex. i form av förändrade vattenhastigheter. Detta är naturligtvis en mycket viktig funktion, men beskriver endast en liten del av de processer och funktioner som är viktiga i ett vattendrag. Med en ökande insikt och förståelse för hur naturliga vattendrag fungerar har alltmer vikt även lagts vid kontakten mellan akvatiska och terrestra miljöer; d.v.s. den laterala konnektiviteten, samt utbytet mellan yt- och grundvatten i systemet, d.v.s. den vertikala konnektiviteten. Den laterala konnektiviteten (Figur 1) bibehålls främst genom säsongsmässiga översvämningar som t.ex. vår- eller höstflod. Översvämningarna skapar gradienter i habitatförhållanden för olika arter, t.ex. genom att strukturera strandvegetationen utifrån känslighet för översvämning, eller att tillgängliggöra habitat för fisk som leker i grundare områden. Den vertikala konnektiviteten (Figur 1) i ett vattendrag styrs främst av geomorfologisk komplexitet samt variationer i vattenföring. Beroende på hur

geomorfologin ser ut i ett vattendrag kommer vattnet att ta olika vägar. I en rak fåra med enhetligt bottenmaterial kommer större delen av vattnet att rinna i själva fåran, men finns det hög komplexitet i form av varierande bottenmaterial och hög sinusitet (slingrighet) hos fåran kommer en del av vattnet att rinna i och igenom bottenlagren och t.ex. tryckas under block och stenar eller rinna genom utskjutande uddar och man får här ett utbyte mellan yt- och grundvatten (den hyporehiska zonen). Vertikal konnektivitet är viktig för att skapa habitat och refugier. Vattnet som kommer upp ur denna zon är ofta mer näringsrikt och håller ofta lägre halter av sediment och har även en lägre temperatur (Valett m.fl. 1994; Dahm m.fl. 1998) vilket kan ge skydd åt akvatiska organismer och fiskom under stressande förhållanden som t.ex. lågvatten under varma perioder (Burkholder m.fl. 2008), samt hjälper fisk att lokalisera lämpliga lekområden (Geist 2000). Hyporheiskt flöde är även en grundläggande aspekt i ett vattendrags longitudinella dimension, den s.k. hyporheiska korridoren, och spelar en viktig roll för biologisk mångfald och produktion i vattendraget (Stanford & Ward 1993).

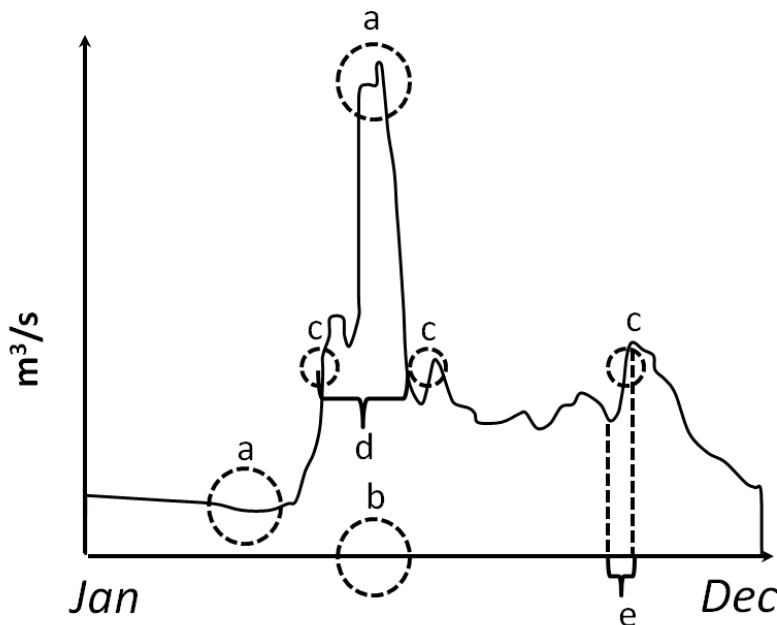
Variabilitet i flöde är en av de viktigaste faktorerna som strukturerar och upprätthåller funktionen i naturliga vattendrag (Poff m.fl. 1997). Flödesvariationen skapar miljögradienter och en variation i tid och rum som skapar förutsättningar för hög biologisk mångfald. Flödets variation inom och mellan år styr allt från näringsstillförsel och konkurrensförhållanden mellan arter till vattendragets geomorfologi. De ekosystem som är knutna till rinnande vatten, både i själva fåran och på stranden, har under årtusenden anpassats till dessa variationer.



**Figur 1. Vattendrag sett ur ett flerdimensionellt perspektiv. (a) Longitudinell konnektivitet beskriver framförallt vattendragets korridorfunktion, där transport av organismer, material och näring sker mellan uppströms och nedströms liggande områden. (b) Lateral konnektivitet beskriver kontakten mellan akvatiska och terrestra miljöer vilket möjliggör utbyte av näring, organismer och material samt skapar viktiga miljömässiga gradienter i faktorer som styr förekomst och sammansättning av arter. (c) Vertikal konnektivitet beskriver kontakten mellan yt- och grundvatten.**

Ett vattendrags naturliga flödesregim kan delas upp i olika, för ekosystemen viktiga faktorer (Figur 2); magnitud (hur mycket eller lite vatten som kommer vid en given tidpunkt), timing (när ett flöde av en viss magnitud inträffar), frekvens (hur ofta ett flöde av en viss magnitud inträffar), varaktighet (hur länge ett flöde av en viss magnitud varar), och förändringshastighet (hur snabbt flödesmagnituden

förändras). För att behålla sin ekologiska integritet behövs hela flödesspektrat i ett vattendrag (Poff m.fl. 1997, Junk m.fl. 1998).



Figur 2. Ett vattendrags naturliga flödesregim kan delas upp i olika, för ekosystemen viktiga faktorer; (a) magnitud (hur mkt eller lite vatten som kommer vid en given tidpunkt), (b) timing (när ett flöde av en viss magnitud inträffar), (c) frekvens (hur ofta under t.ex. ett år ett flöde av en viss magnitud inträffar), (d) varaktighet (hur länge ett flöde av en viss magnitud varar), och (e) förändringshastighet (hur snabbt flödesmagnituden förändras).

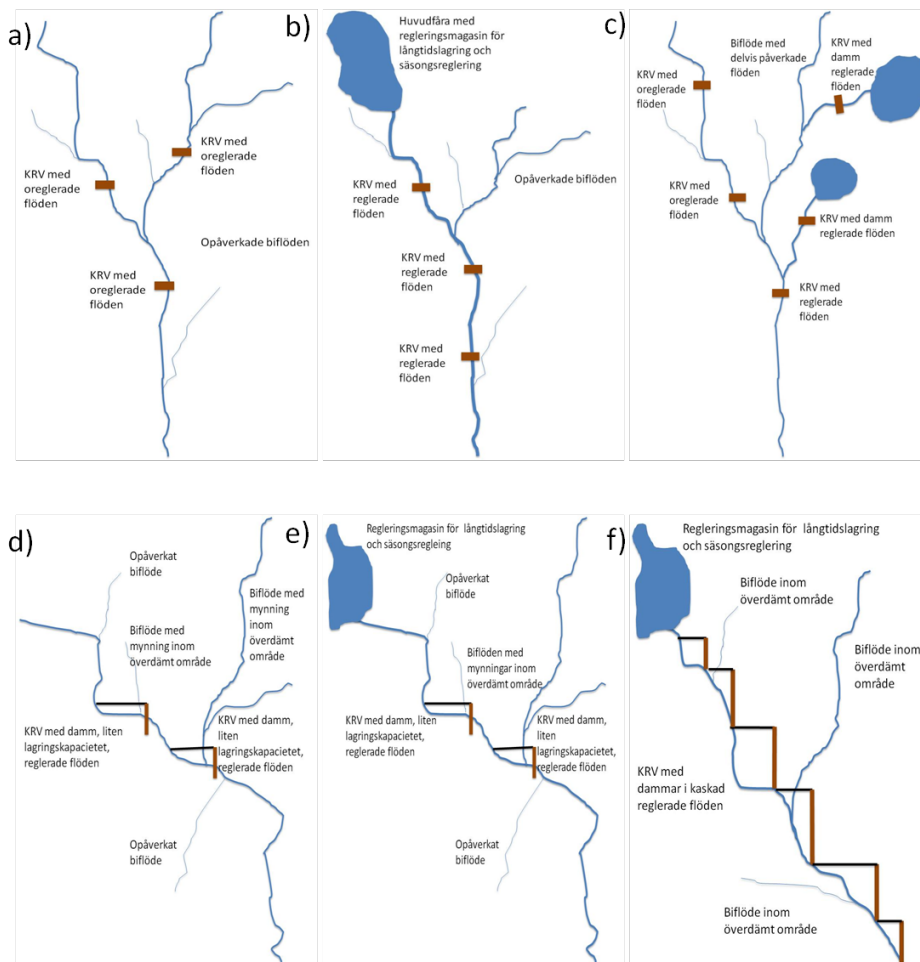
## 2.2 VATTENKRAFTUTBYGGNAD I AVRINNINGSSOMRÅDESPERSPEKTIV

Det finns stora skillnader i Sverige mellan olika avrinningsområden med avseende på vattenflöde, areal och morfologi samt hur utbyggnaden av vattenkraften har skett. De stora älvarna i norra Sverige är oftast utbyggda under slutet av 1950-talet och början av 1960-talet med syfte att producera stora mängder energi och reglerkraft. Resultatet var fullt utbyggda älvar med dammar i kaskad, d.v.s. all fallhöjd togs till vara, och stora sjöregleringsmagasin skapades i fjällvärlden. Älvarna byggdes också ut med syftet att ha olika funktioner i det nationella perspektivet. Som exempel byggdes Luleälven ut med syftet att klara Sveriges behov av balans- och reglerkraft, medan Umeälven från början mer byggdes ut som en ren energiproducerande älv, men fyller nu även, liksom andra större utbyggda älvar i Sverige, en viktig roll för reglerkraften (Lönnberg & Bladh 2014).

I vattendrag längre söderut skedde utbyggnaden ofta tidigare och inte lika strukturerat. Kraftverken placerades där behoven av energi i närområdet fanns och inte med syfte att optimera energiproduktionen nationellt. Detta förde med sig att i södra Sverige finns i högre grad avrinningsområden där inte all fallhöjd används för vattenkraftsproduktion jämfört med landets norra delar, vilket i sin tur för med sig att det i dessa avrinningsområden kan finnas delar av vattendraget som regleras i mindre omfattning och att det kan finnas relativt intakta forsande och strömmande habitat kvar i avrinningsområdet.

Ett vattenkraftsproducerande vattendrag är fragmenterat av dammar för att hålla kvar vattnet till den tidpunkt det behövs bäst ur produktionssynpunkt vilket skapar ett system med sjöliknande magasin. Dammarna används också för att koncentrera fallhöjden till en punkt. Vattenhastigheten påverkas, liksom konnektiviteten. Vattenstånd och flöden i ett reglerat vattendrag är också i varierande grad "frikopplade" från varandra. Det innebär att höga flöden inte behöver innebära höga vattenstånd och vice versa. Emellertid är det viktigt att förstå att vattendraget fortfarande är hydrologiskt sammanhängande, vilket innebär att anläggningarna både nedströms- och uppströmsliggande ett kraftverk påverkar det reglerade flödet och vattenstånden, vilket i sin tur påverkar ekosystemen. Älvens ekosystem styrs av flöden och omfattningen av regleringen hydrologiskt och morfologiskt, och vi behöver helhetsperspektivet för att förstå på vilket sätt regleringen har genomförts och vilka konsekvenser det har haft.

Genom att ha kännedom om avrinningsområdet och på vilket sätt en anläggning påverkar älvens naturliga hydrologi (flöde) och morfologi (t.ex. dammar, kanaler, torrlagda sträckor) ges en första inblick i åtgärdspotentialen för avrinningsområdet. I Figur 3 ges några förenklade exempel på hur vattenkraften kan vara utbyggd i ett avrinningsområde. I verkligheten är bilden oftast mer komplex och det kan finnas anläggningar både i huvudfåra och i biflöden. Exempel på ett avrinningsområde med komplex kraftverksutbyggnad är Dalälven där det finns över 130 kraftverk varav 19 klassas som storskalig vattenkraft (installerad effekt mer än 10MW). Detta visar på behovet av att skaffa sig en överblick och förståelse för hur utbyggnaden skedde för att kunna avgöra vilken betydelse enskilda anläggningar har i avrinningsområdet, och för att förstå vilken effekt på miljönytta, kraftproduktion och försörjningstrygghet, men även på aspekter som säkerhet och påverkan på infrastruktur, som olika åtgärder får. Även i mindre avrinningsområden är detta viktigt. Flödesrelaterade åtgärder i ett kraftverk kommer att ha påverkan både nedströms och uppströms. I rapporten ligger dock fokus främst på kategori (e) och (f) i figur 3.



**Figur 3. Exempel på typer av vattenkraftsutbyggnad. (a) Oregerade flöden som släpps igenom kraftverket. Ingen överdämnd sträcka eller regleringar. (b) Reglerade flöden från sjöregleringsmagasin. Utbyggda fallhöjder finns kvar i avrinningsområdet och dammarna vid kraftverken har små magasin. (c) Huvudfåran har strömkraftverk, men flödet regleras genom att biflöden har kraftverk med regleringsmagasin. (d) Avrinningsområde som saknar sjöregleringsmagasin. Flödet regleras genom överdämning av älvdalen vid kraftverk. (e) Reglerade flöden som kommer uppströms från sjöregleringsmagasin och fallhöjder i huvudfåra delvis utbyggda (älvmagasin med korttidsreglering). (f) Helt avtrappad huvudfåra med reglerade flöden från sjöregleringsmagasin högt i systemet. I princip alla fallhöjder är utbyggda. Biflödesmynningar påverkas av reglering.**

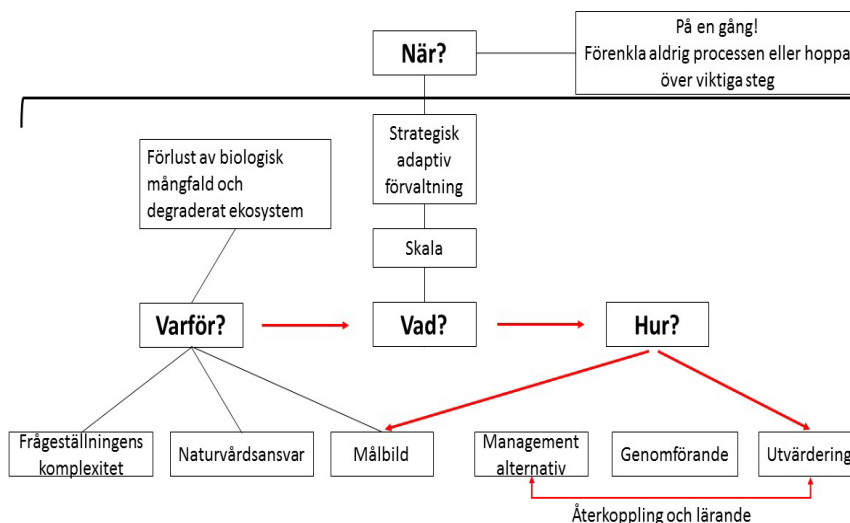
### 3 Samverkan som ett verktyg i arbetet med åtgärder i regleringspåverkade avrinningsområden

I arbete med restaurering och skötsel av sjöar och vattendrag används samverkan allt mer som ett verktyg, och det finns många exempel både på mycket framgångsrika och mindre framgångsrika projekt (Gerlak 2008). Lokala samverkansprojekt som involverar forskare, myndigheter och verksamhetsutövare har blivit en accepterad managementmetod och idag sker det få naturvårdsprojekt i reglerade vattendrag där en samverkansprocess saknas; Samverkansprocessen kan sägas vara en nödvändig komponent för ett lyckat resultat. I kapitlet beskrivs vad samverkan egentligen är, varför samverkan fungerar och vad som gör att det fungerar.

I restaureringsprojekt i reglerade vattendrag pågår ofta många aktiviteter samtidigt. Det är inventeringsarbete, modellering av ekologisk reglering, beräkningar av ekologiska nyttor och kostnader. Vidare tillkommer möten med lokala organisationer, naturvårdsorganisationer och andra intressenter. Ofta finns det en mindre styrgrupp där myndigheter, kommuner, verksamhetsutövare och expertis ingår. Ibland kan det vara flera olika grupper som representerar olika kompetenser, som jobbar med olika frågeställningar som kräver unik expertis. Myndigheter har en process som pågår där vattenförekomster ska klassificeras och miljökvalitetsnormer sätts. Kraftverksägare har ansvar att uppfylla företagets mål. Sammantaget innebär det att projekt som drivs på avrinningsområdesnivå berör många människor och organisationer. Ibland finns det motstående intressen och det är klokt att på ett tidigt skede ha en strategi hur man ska klara av frågor som kommer att uppstå på ett bra sätt. Den lösning som vi föreslår är samverkan och ett strukturerat managementarbete.

#### 3.1 STRATEGIC ADAPATIVE MANAGEMENT

Arbete med att införa ekologisk reglering och att restaurera av vattendrag har pågått åtminstone sedan 1990-talet, och ett antal olika olika managementmetoder har utvecklats. En metod som har fått mycket uppmärksamhet under senare år och som specifikt vänder sig till arbete med sötvattensekosystem och ekologisk reglering är "Strategic Adaptive Management" (SAM; Kingsford & Biggs 2012). SAM används i stora delar av världen, t.ex. i Australien, Nya Zeeland, Sydafrika och USA. Metoden bygger på ett strukturerat arbete med uttalade mål, medvetna val av metoder, genomförandefas samt utvärdering (uppföljning). Arbetet genomsyras av att det ska vara en lärandeprocess med återkommande återkopplingar till tidigare steg i processen (Figur 4). En viktig komponent i SAM-metoden är samverkan med olika intressenter.

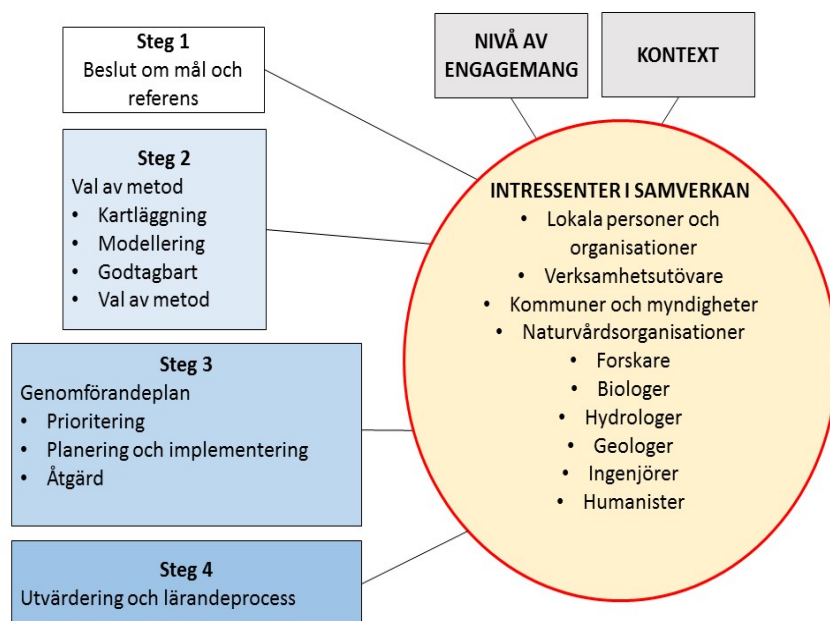


Figur 4. Flödesschema vid arbete med modeller för ekologisk reglering enligt skötselmetoden "Strategic Adaptive Management". Figuren är modifierad från Kingsford & Biggs 2012.

I Umeälvsprojektet (Widén m.fl. 2016) var det viktigt med ett målstyrt strukturerat arbete och framförallt att det skedde i en process med fungerande samverkan. Managementmetoden som användes i Umeälven överensstämmer till stora delar med SAM. Arbetet med ekologisk reglering bryts ner i flera mindre målstyrda arbeten som fungerar på ett liknande sätt som hela processen.

Enligt SAM inleds processen med att bestämma nivån av engagemang och vad projektet ska ha för kontext och innehåll. I arbetet med kontext och engagemang inkluderas olika intressenter till samverkansprocessen. För att kontext och innehåll ska bli realistiskt och resultaten genomförbara behöver man även i detta sammanhang beakta juridiska aspekter.

SAM utförs under samverkan i fyra steg (Figur 5). Intressenterna deltar i alla steg och bidrar med sitt engagemang till processen. Vid varje steg sker en återkoppling till visioner, mål och delmål. På så sätt blir arbetet en lärandeprocess som stimulerar utveckling av kreativa lösningar. I Umeälven inleddes arbetet med genomförandet av åtgärder mindre skala under år 2015 med habitatskapande åtgärder, och det innebär att idag (2017) är Umeälven mitt i processen vid steg två och tre (Figur 5).



Figur 5. Beskrivning av arbetssteg vid arbete med SAM och ekologisk reglering. Figuren modifierad från Kingsford och Biggs 2012.

I ramdirektivet för vatten betonas vikten av samverkan vilket stämmer väl överens med managementmetoden SAM. I EUs vägledningsdokument om ekologiska flöden (European Commission 2015) beskrivs och betonas samverkansprocessens betydelse:

*“Public participation - Given their importance for the achievement of environmental objectives and the potential impacts of their related measures on users, participation schemes are particularly crucial for the achievement of ecological flows.*

*- Success will ultimately depend upon effective interaction with stakeholders, from politicians to local users, and the ability to communicate the need for ecological flows among those whose interests are affected.*

*- Public participation on E-flows should be developed in all the phases of the Water Framework Directive planning process, from its design, implementation plan and effective implementation follow-up, ensuring the participation continues in subsequent planning cycles.”*

### 3.2 VAD ÄR SAMVERKAN OCH VARFÖR SKA VI SAMVERKA?

Samverkan som verktyg används redan från starten av ett projekt, där beslut fattas om ett gemensamt mål. Det är ett viktigt steg särskilt inom konfliktfyllda områden gällande begränsade naturresurser, t.ex. användningen av vatten i vattendrag, och kan i förlängningen bidra till mer kostnadseffektiva lösningar för hushållningen av resursen. I samverkansprocesser vid arbete med reglerade vattendrag deltar oftast



representanter från ett flertal discipliner, till exempel ingenjörer, hydrologer, ekologer och samhällsvetare. Organisatoriskt är verksamhetsutövare, myndigheter och kommuner representerade, men även boende och lokala organisationer i det aktuella området bör vara involverade. Nedan ges exempel på när en fungerande samverkan behövs:

- för att besluta om gemensamma visioner och mål;
- samverkan mellan myndigheter och verksamhetsutövare för att säkerställa att det finns tillräckligt med information om kraftverken, teknisk genomförbarhet samt hydrologi för att genomföra modelleringen;
- samverkan mellan personer med kompetens inom till exempel geologi, hydrologi och ekologi, eftersom komplexa frågor kan vara svåra att lösa med stöd från endast en disciplin;
- samverkan med lokalt boende och fiskevårdsområden längs vattendraget och projektledning för att fånga upp lokal kompetens, behov av ekosystemtjänster och näringslivsfrågor.
- för att underlätta arbetet med att kartlägga naturvärden och vilken potential olika åtgärder har att stärka dessa.

I arbetet med ekologisk reglering kan samverkan med gemensamma beslut enligt Tharme m.fl. (2003) och Baron m.fl. (2002) ge en ökad möjlighet till:

- problemlösning och framtagande av kostnadseffektiva modeller
- att uppnå gemensamt uppsatta mål och referenser
- ökat kunskapsutbyte tack vare ett holistiskt arbetssätt
- att öka den vetenskapliga interaktionen mellan olika vetenskapliga discipliner och skapa kvantitativa och kvalitativa nyttomodeller
- underlätta finansiering av projekt

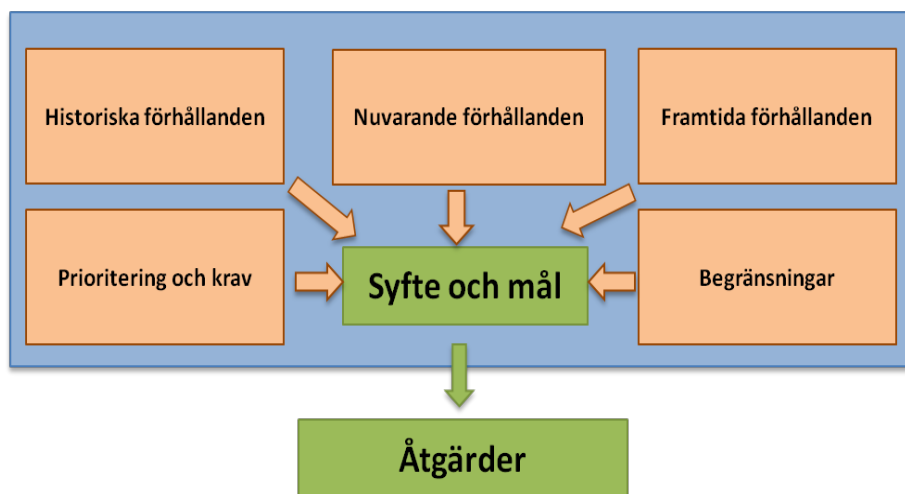
Samverkan kan vara svår att genomföra i praktiken och det kan vara svårt att skapa ett äkta engagemang från olika intressenter. Hur ges deltagare motivation att delta (under förutsättning att ett initialt intresse finns)? Den viktigaste faktorn för framgång vid samverkan är *förtroende* mellan deltagare och projektledning (Idrissou m.fl. 2013). Enligt Whitener m.fl. (1998) skapas förtroende när man uppträder konsekvent, visar integritet, delegerar uppgifter till varandra, kommunicerar, visar intresse för arbetet och har tillräcklig kunskap och kompetens för uppgiften. Innan arbetet med ekologisk reglering startar är det viktigt att projektledare och styrgrupp har god kunskap om både managementmetoder och samverkan, eller åtminstone motivation att lära sig arbetssättet.

## 4 Syfte, mål och åtgärdsutrymme i KMV-klassade vatten

När man vill utforma och genomföra åtgärder för att rehabilitera eller mildra negativ påverkan på ekosystem är det viktigt att ha en strategi för hur arbetet skall genomföras. Ett av de första stegen man måste ta innan åtgärder genomförs är att formulera syfte och mål (Hobbs & Cramer 2008). Målen bör vara konkreta och mätbara. Samtidig finns det risker med att formulera alltför specifika mål relaterat till förekomst eller ökning av enskilda arter. Även om detta kan ses som ett långsiktigt mål så tar återhämtning hos ekosystemen ofta tid och följer inte alltid en förutsägbar väg. De mål man formulerar och följer upp på kortare sikt bör därför fokusera mer på processer och habitat som man vet är viktiga för de specifika organismer man restaurerar för. Enligt Hughes m.fl. (2005) struktureras och finansieras restaureringsprojekt i allt större omfattning på sätt som kräver förutsägbara och uttalade ekologiska mål, något som beskrivs som en potentiell fallgrop eller risk av Hilderbrand m.fl. (2005).

När det gäller syfte och mål för miljöförbättrande åtgärder i vattendrag nyttjade för vattenkraftsproduktion i Sverige har vi främst att förhålla oss till de krav som ställs i EUs ramdirektiv för vatten samt Miljöbalken och Sveriges nationella miljömål, där i synnerhet målet om levande sjöar och vattendrag har bäring på vilka åtgärder som kan behövas. Man måste även ta hänsyn till EUs Art- och habitatdirektiv och specifika krav kopplat till Natura 2000-områden, samt eventuell förekomst av internationellt och nationellt rödlistade arter. I realiteten kommer dock fler faktorer än så att påverka vilka syften och mål som är realistiska att ha, och att dessa kommer att variera mellan olika vattenförekomster beroende på historiska, nuvarande och framtida förhållanden, och vilka begränsningar, samt prioriteringar och krav som finns i avrinningsområdet (Figur 6).

Vilka åtgärder som man kommer att välja att genomföra är naturligtvis avhängigt av vad man vill uppnå, d.v.s. vilket syfte man har med restaureringen, och därmed hur målbilden ser ut. För vattenförekomster som klassats som naturliga är referensen ett naturligt system av motsvarande ytvattenskategori (sjö, vattendrag, kustvatten, övergångsvatten) där statusen klassats som Hög Ekologisk Status (HES). Saknas vattenförekomster av denna klassning kan referensen sättas utifrån historiska data, en paleorekonstruktion av historiska förhållanden, eller genom prediktiv modellering.



Figur 6. Faktorer som påverkar formuleringen av syfte och mål, samt vilka åtgärder som kommer att vara aktuella i en vattenförekomst eller ett avrinningsområde.

I realiteten innebär detta att referensen är en vattenförekomst med i princip negligerbar påverkan av människan, d.v.s. ett historiskt förhållande, ofta definierat som ett pre-industriellt tillstånd (Stoddard m.fl. 2006). Referensförhållanden i sig är dock ofta svårt att fastslå, speciellt i mycket dymaniska ekosystem, och en återgång till ett historiskt tillstånd är inte särskilt sannolikt, då flera faktorer, som klimat och annan påverkan både inom och utanför avrinningsområdet förändrats (Hughes m.fl. 2005). Syftet med åtgärder för dessa vattenförekomster blir då att uppnå God Ekologisk Status (GES), vilket i princip definieras som endast en liten avvikelse från opåverkade förhållanden (EU 2000), och målbilden blir att det endast skall vara en mindre avvikelse i mätbara kvalitetsfaktorer.

När det gäller vattenförekomster som är klassade som Kraftigt Modifierade Vattenförekomster (KMV) är det inte lika tydligt vad som är referensen, och därmed hur målbilden ser ut. Syftet är att uppnå God Ekologisk Potential (GEP), men hur målbilden ser ut, d.v.s. vad GEP innebär är mer otydligt. Här kommer utrymmet för att genomföra åtgärder i hög grad att påverkas av att hänsyn måste tas till den pågående verksamhet som ligger till grund för KMV-utpekandet (Figur 7). Inte desto mindre viktigt är det dock att fastställa en målbild för vad man vill uppnå med de åtgärder man genomför för att se till att åtgärder utformas på ett sådant sätt att de tillför mesta möjliga ekologiska nytta till minsta möjliga påverkan på verksamheten. Till exempel kan det vara lockande att fastslå fasta gränser för t.ex. tappningar i torrår förbi kraftverk, men sådana statiska åtgärder kan riskera att man inte når ett fastställt mål, eller att man påverkar verksamheten i onödigt hög grad utan att man fått en bättre måluppfyllelse. Vissa vattenförekomster kommer att undantas kravet om GES/GEP enligt 4 kap. 9-11 §§ i Vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660), och miljökvalitetsnormen som sätts kan då vara lägre. Sannolikt finns det dock åtgärder som är både tekniskt genomförbara och inte väsentligt påverkar verksamheten som man kan genomföra i dessa vattenförekomster. Även i dessa fall är det viktigt att arbeta strukturerat utifrån en målbild, och välja åtgärder där miljönyttan maximeras utifrån det utrymme som finns.



**Figur 7. Utrymme för att genomföra åtgärder. I vattenförekomster klassade som KMV kommer åtgärdsutrymmet att begränsas av den pågående verksamheten, och dess betydelse för samhällsnyttan.**

I arbetet med att kartlägga Maximal Ekologisk Potential i Umeälven (Widén m.fl. 2016) ägnades mycket tid till att diskutera dels referensförhållanden för KMV-vatten, och dels vad Maximal Ekologisk Potential faktiskt innebär. Umeälvsprojektet genomfördes i en samverkansprocess och förutsättningen var att i princip nå konsensus kring referensförhållanden, och på så sätt få en gemensam målbild i framtida åtgärdsarbete. Den övergripande målbild som togs fram inom projektet kan beskrivas som att framtida miljöåtgärder bör sträva mot miljökvalitetsnormen GEP genom referensen Maximal ekologisk potential (MEP) och att referensförhållandet alltså motsvaras av det tillstånd som skulle uppnås om samtliga åtgärder inom MEP är genomförda. Det är viktigt att påpeka att åtgärder i sig inte utgör mål, utan det är de förväntade effekterna av åtgärder som är målen och att dessa mäts med ekologiskt relevanta variabler.

De åtgärder som kan anses definiera MEP skall dock utformas så att hänsyn tas till den verksamhet som ligger till grund för att vattenförekomsten klassats som KMV, och skall inte medföra en betydande negativ påverkan på denna. Detta betyder att för KMV skall referensen alltså inte återspegla det historiska tillståndet, d.v.s. hur vattendraget såg ut innan reglering, utan skall motsvaras av det tillstånd som kan uppnås om samtliga åtgärder som inte har en betydande negativ påverkan på verksamheten genomförs. Teknisk genomförbarhet och kostnad för genomförande av åtgärder vägs däremot inte in i fastställandet av MEP utan vägs in i fastställandet av GEP eller som grund för undantag enligt 4 kap. 9 § Vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) i nästa skede. Utgångspunkten för MEP är alltså fortfarande det reglerade tillståndet i respektive vattenförekomst.

Att ha det reglerade tillståndet som utgångspunkt visade sig vara det enda rimliga inom arbetet i Umeälvsprojektet. Trots att mycket tid ägnades åt att försöka peka ut naturliga vattenförekomster som faktiska referenser visade detta sig vara svårt. Även om dämningssområdena ser ut som sjöar ligger de i kaskad i ett vattendrag,

och vattengenomströmning och vattenståndsvariationer skiljer sig väsentligt från en sjö. Skulle valet istället här vara faktiska referenser av typen vattendrag skulle åtgärderna innebära att fullt bibehållen elproduktion för samhället inte skulle kunna upprätthållas. Därför blev valet att använda definitionen att referensen är det tillstånd som uppnås om samtliga åtgärder genomförs enligt MEP (se Havs och Vattenmyndigheten 2016, steg D1) men med utgångspunkten att åtgärder skall stötta funktioner och processer hos ett vattendrag, d.v.s. föra ekosystemen närmare det opåverkade, historiska tillståndet.

Det är av vikt att poängtera att målbilden kan vara dels relativt opåverkat system eller system med de viktigaste funktionerna kvar, men också värdekärnor som finns kvar i det påverkade vattnet. Genom inventeringar kan man se att vissa viktiga habitat finns kvar eftersom vissa processer eller strukturer finns, t.ex. kan vissa stränder vara relativt intakta trots kraftig påverkan från reglering och isrörelser tack vare en skyddande stenbård utanför stranden.

## 5 Kartläggning av regleringspåverkan, åtgärdsbehov och naturvärden

För att ta fram adekvata åtgärdsprogram, med så korrekta konsekvensanalyser som möjligt är det viktigt att man gör en noggrann kartläggning av avrinningsområdet med avseende på:

- Regleringspåverkan – tekniska förutsättningar och begränsningar: hur ser regleringen i avrinningsområdet ut och vilka tekniska och säkerhetsmässiga begränsningar och förutsättningar finns?
- Regleringspåverkan – Åtgärdsbehov: Hur har regleringen påverkat hydrologin i avrinningsområdet? Vilka negativa ekologiska effekter har regleringen medfört? Vilka arter, habitat och processer har gått förlorade, eller påverkats negativt?
- Naturvärden och statusklassning: vilka naturvärden finns i avrinningsområdet och hur ser nuvarande statusklassning respektive krav på miljö kvalitetsnormer ut?

Mycket av underlaget till detta går att ta fram på skrivbordsnivå, men bör alltid i ett senare skede kompletteras med fältbesök och inventering, särskilt vad gäller kartläggning av åtgärdsbehov och åtgärdspotential. Att även genomföra hydrauliska och ekologiska modelleringar för att på förhand försöka både utforma och bedöma åtgärds effektivitet är värdefullt. I samband med att dessa utförs är det viktigt att skaffa så bra underlag som möjligt genom mätningar i fält. En modell blir aldrig bättre än kvaliteten på indata! Man behöver t.ex. veta vad en viss tappningsvolym i en torrfåra innebär för uppfylla syftet med åtgärden.

Att ta fram ett bra underlag initialt om hur regleringspåverkan ser ut i avrinningsområdet sparar tid i det långa loppet, och man har framför allt mycket lättare att bedöma påverkan av olika åtgärder på elproduktionen och på miljön. Kunskap om "flaskhalsar" i form av vattenhushållningsregler, samt säkerhetsmässiga och tekniska begränsningar som kan finnas i systemet för att genomföra åtgärder är nyttigt att ha redan på ett relativt tidigt stadium. En grov uppskattning av åtgärdsutrymmet kan alltså fås redan här. Genom att starta arbetet med att ta in så mycket data som möjligt från skrivbordet innan man tar in experthjälp och startar fältstudier kan spara resurser, som då kan användas på ett mer optimalt sätt. Nedan beskrivs vilken typ av data som är relevant att samla in vad avser kartläggning av regleringssituationen i avrinningsområdet, samt en arbetsgång för att kartlägga och bedöma vilken påverkan den har på ekosystemen och vilka åtgärdsbehov som finns.

### 5.1 KARTLÄGGNING AV REGLERINGSPÅVERKAN – TEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR OCH BEGRÄNSNINGAR

#### 5.1.1 Basinformation reglering avrinningsområde

Ett första steg i att kartlägga regleringssituationen och vilka tekniska förutsättningar och begränsningar som finns är att ta fram regleringsrelaterad

basinformation om avrinningsområdet (Tabell 1, definitioner på begrepp finns i Bilaga 1 i slutet av rapporten). Denna information finns enkelt tillgänglig, men utgör en bra grund för vilken riktning vidare arbete tar. Till exempel kommer åtgärdsutrymmet påverkas beroende på om det ingår ett stort antal KMV-klassade vattenförekomster eller inte i avrinningsområdet, samt om anläggningarna i avrinningsområdet anses ha ett viktigt bidrag för att upprätthålla balans- och reglerkraft i elförsörjningen. Inom projektet Prio-KLIV har vi enbart analyserat påverkan på produktionsvolym, och inte påverkan på balans- och reglerkraft. Detta är dock en svår och viktigt fråga. I våra påverkansanalyser kan vi se när under året och när under dygnet en åtgärd får störst påverkan på vattenkraftsproduktionen vilket kan ge en indikation på i vilken utsträckning en åtgärd kommer att ha en inverkan på potentiellt bidrag av balans- och reglerkraft, men inte direkt hur den påverkar. Detta projekt är utformat att användas inom ett avrinningsområde för att prioritera mellan åtgärder. Frågan om en trygg försörjning av balans och reglerkraft i vårt elsystem, liksom produktionsvolym, behöver behandlas på nationell nivå och kommer att påverka åtgärdsutrymmet i det aktuella avrinningsområdet.

En lista på verksamhetsutövare kommer att vara nödvändig för att identifiera var man kan inhämta mer detaljerad anläggningsinformation, samt för vidare arbete med att utforma och konsekvensbedöma åtgärder. Det är även bra att ha en översiktlig kartbild att arbeta med där man skaffar sig en initial bild hur anläggningarna fördelas i systemet och vilken "typ" av vattenkraftsutbyggnad (Figur 3) som finns i avrinningsområdet.

**Tabell 1. Basinformation för kartläggning om regleringspåverkan i avrinningsområdet.**

Basinformation reglering i avrinningsområde	Enhet
Vattendragslängd	km
Area ARO	km <sup>2</sup>
Sammanlagd produktion	TWh
Betydelse i energisystemet	andel av produktion
Funktion i energisystemet	balans – och reglerkraft
Antal vattenförekomster (VFK)	
Andel VFK som är KMV	%
Outbyggda VFK	%
Verksamhetsutövare	Antal och lista
Antal storskaliga anläggningar (huvudfåra och biflöden)	>10MW
Antal småskaliga anläggningar (huvudfåra och biflöden)	<10MW
Kartbild	

### 5.1.2 Kartläggning reglering dämningssområde

Arbetet med mer detaljerad kartläggning har i arbetet med Umeälven skett per dämningssområde (Tabell 2, definitioner på begrepp finns i slutet av rapporten: Bilaga 1). Som dämningssområde definierar vi den sammanhängande vattenyta

som finns uppströms ett kraftverk eller en dammkonstruktion fram till nästa kraftverk eller dammkonstruktion. I helt utbyggda vattendrag som Umeälven innebär detta ofta det verkliga uppdamda området då få icke dämnda sträckor finns kvar. I andra vattendrag kan det dock finnas icke dämnda sträckor kvar, och motsvarar alltså då mer än det uppdamda området. Detta kan bestå av en eller flera vattenförekomster av varierande storlek. Man bör sammanställa vilka vattenförekomster som ingår i varje dämningssområde, inklusive biflöden som mynnar i huvudfåran. Biflöden som beskrivs är i första hand biflöden klassade som egna vattenförekomster, men även mindre biflöden som har en ekologisk påverkan på huvudfåran bör ingå. Biflödena kan ha naturvärden som bör beaktas eller skyddas som gör att finns en potential till förbättring både i biflödet och huvudfåran.

Vattenförekomster inom samma dämningssområde kan ha olika klassningar av ekologisk status eller potential. Fokus för åtgärder, särskilt de som har en produktionspåverkan, är dock på dämningssområdesnivå, eftersom hydrologin styrs av ett kraftverk

I tabell 2 sammanställs vilken information som är relevant att inhämta för vidare analys av regleringspåverkan, samt konsekvensanalys av regleringspåverkande åtgärder.



**Tabell 2. Underlag för kartläggning: data om kraftverk och uppströmsliggande vattenförekomster/dämningsområden**

Information reglering dämningsområde	Enhet
Ägare	
Vattenförekomster i dämningsområdet	
Sjö-, älvmagasin eller båda (funktion i systemet)	
Normalproduktion/år	GWh
Effekt	MW
Strömkraftverk	ja/nej
Om ja, tar kraftverket emot reglerade flöden från ovanliggande kraftverk?	ja/nej
Om ja, nolltappning? (data på timnivå)	ja/nej
Om ja, finns det magasin med lagringsfunktion uppströms?	ja/nej
Om ja, finns all fallhöjd kvar och är forsarna intakta?	ja/nej
Om ja, påverkar regleringen vattenstånden i vattenförekomsten?	ja/nej
Om ja, finns det data för att mäta regleringspåverkan hydrologiskt och/eller morfologiskt?	ja/nej
Qmedel	m <sup>3</sup> /s
MLQ	m <sup>3</sup> /s
Qmax turbin	m <sup>3</sup> /s
Qmin turbin	m <sup>3</sup> /s
Vmagasin	mm <sup>3</sup>
Fallhöjd (damm)	m
Fallhöjd (fiskväg)	m
Fallhöjd (turbin)	m
Turbintyp	
Antal turbiner	
Utbyggnadsvattenföring/turbin	m <sup>3</sup> /s
Totalverkningsgrad för anläggning	%
Gravitationskonstant (9,81 på våra breddgrader)	
Tunnel, omledning av vatten, längd	m
Regleringsgrad/dämningsgrad	
DG	möh
SG	möh
Minimitappning enligt dom	datum och m <sup>3</sup> /s
Övriga villkor vattendom	
Förekommer nolltappning? Antal perioder och längd. Behov av timdata.	
Förekommer korttidsreglering – vattenstånd? Behov av timdata.	
Förekommer korttidsreglering – flöden? Behov av timdata kan finnas.	
Betydelse för balans- och reglerkraft. Se strategin, relativt reglerbidrag	Värde/klass.
Torråra	Ja/Nej (antal om flera i dämningsområdet)
Torråra längd	m
Torråra areal	m <sup>2</sup>
Torråra, minimitappning	datum och m <sup>3</sup> /s
Utlöpskanal längd	m
Dammsäkerhetsfrågor	
Överdämningsrisker vid höga flöden enligt plan LST, kritiska områden	
Tillstånd?	
Eventuella synpunkter tillsyn	

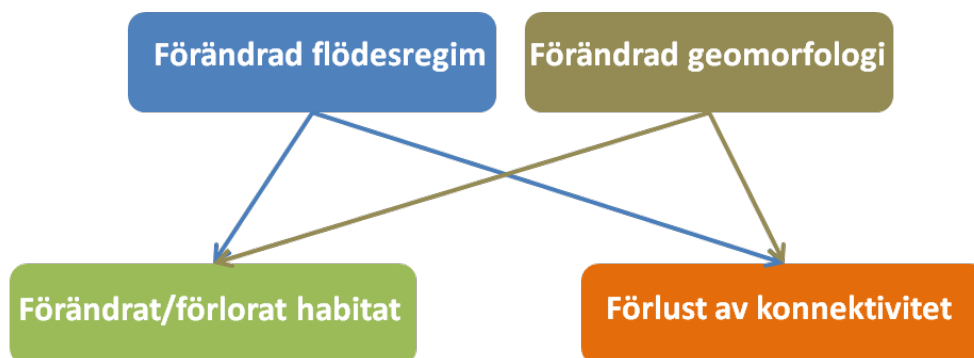
## 5.2 KLARLÄGGNING AV REGLERINGSPÅVERKAN

Ett sätt att på avrinningsområdesnivå kartlägga regleringspåverkan på ekosystemet är översiktligt att utgå från de habitat och processer som påverkas negativt av reglering, genom att göra bristanalys med avseende på förändring i hydrologi, geomorfologi och konnektivitet (Figur 8). En genomgång av förluster av t.ex. strömhabitat, strandhabitat och konnektivitet ger även indikationer på var man har potential för mer välfungerande ekologi i avrinningsområdet. Det pekar alltså både på hur mycket habitat som gått förlorat, var man kan ha befintliga naturvärden, samt var det kan finnas förutsättningar för att utföra åtgärder. Det kan t.ex. i reglerade vattendrag finnas områden med en relativt god strömhastighet (hydrologiska förutsättningar), men en icke-fungerande geomorfologi (ex. muddrade utloppskanaler), vilket tyder på att det kan finnas stor miljönytta i att restaurera fårans morfologi.

### 5.2.1 Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys hydrologi

För att förstå hur regleringen har påverkat de akvatiska ekosystemen, samt för att kunna utforma flödesrelaterade åtgärder, är det viktigt att analysera hur regleringen förändrat flödet i de olika delarna av vattendraget på avrinningsområdesnivå. Detta betyder att man dels behöver analysera varje punkt där en reglering av flödet är möjlig (i varje dämningssområde), samt att man behöver bilda sig en uppfattning om hur mycket oregrerat flöde som biflöden bidrar med i t.ex. torrfåror, för att utifrån det designa lämpliga flödesåtgärder.

Det finns ett flertal olika arbetssätt och verktyg för att göra denna typ av analyser. För att på ett adekvat sätt kunna fånga in hur regleringen påverkat flödet är det dock viktigt att de flödesdata man använder har en bra tidsupplösning och att man analyserar avvikelser i ekologiskt relevanta flödesfaktorer, d.v.s. flödets mängd, frekvens, timing, varaktighet och förändringshastighet. Ett av de tidigaste verktygen för att kartlägga flödespåverkan med upplösning på dygnsnivå är programvaran "Indicators of Hydrologic Variability" (IHA, Richter m. Fl. 1996), viken är fritt tillgänglig från The Nature Conservancy (<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-Download.aspx>). Där tillhandahålls även manualer, samt en kortkurs i användandet. För att köra IHA behövs långa serier av vattenföringsdata från före och efter reglering (helst minst 20 år för att täcka naturlig klimatvariation). Alternativt kan data från ett närliggande jämförbart system användas, eller modellerade naturliga vattenföringsdata.



Figur 8. En kartläggning av regleringspåverkan kan fås genom att utgå från de habitat och processer som påverkas negativt av reglering. Genom att utgå från bristanalyser med avseende på förändring i hydrologi och geomorfologi får man en uppskattning av förluster i vattendragshabitat och konnektivitet.

Denna programvara har använts i många studier av vattenföringsförändringar och framtagande av ekologiska flöden i flera olika länder (Tharme 2003). Den naturliga hydrologiska variabiliteten beskrivs genom 32 olika hydrologiska index, som är framtagna baserat på vetenskaplig kunskap om flödets betydelse för olika ekosystemkomponenter och processer. Dessa index grupperas sedan i de fem olika ekologiskt relevanta flödesfaktorerna; mängd, frekvens, timing, varaktighet och förändringshastighet.

Resultatet av en IHA-analys ger mycket information, och det gäller att kunna avgöra vilken som är relevant för det aktuella avrinningsområde, och den påverkan man arbetar med. Olden och Poff (2003) fann att många av de index som används i IHA är korrelerade med varandra, vilket kan ge upphov till ineffektiva och onödiga skötselbeslut. De visade genom analyser av 420 vattenföringspunkter spridda över hela USA att de 32 hydrologiska indexen kunde ersättas av nio parametrar. Vid val av indikatorer för hydrologisk förändring är det därför viktigt att analysera vilka index som är mest relevanta för den typ av system man tittar på. Olden och Poff (2003) presenterade en metod att göra detta.

IHA är en av de två metoder som anges i "Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive Guidance Document No. 31" (European Commission 2015) som användbara för att göra analyser av flödesförändringar. Den andra metoden som nämns i vägledningsdokumentet är Indicators of Hydrologic Alteration in RIverS (IAHRIS), som är utvecklad i Spanien. Man påpekar dock att metoden är utvecklad för spanska förhållanden, och kanske inte är översättningsbar till andra regioner. Analyserna ger inte heller data på förändringshastigheter i flöde utan framförallt på flödesmängder och säsongsmässighet. Applikationen går att ladda ner på [http://www.ecogesfor.org/IAHRIS\\_en.html](http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_en.html).

Black m.fl. (2005) utgick från IHA då de inom ett Europeiskt forskningsprogram tillsammans med Skottlands naturvårdsverk (Scottish EPA) utvecklade en metod för att bedöma hydrologisk påverkan och göra riskanalyser i Storbritanniens vattenförekomster. Metoden heter Dundee Hydrological Regime Assessment Method (DHRAM), och syftet var att kartlägga hydrologisk förändring. Modellen

är specifikt utvecklad att användas där tillgången på data för ett opåverkat system är bristfällig genom att använda modellerade vattenföringar. Outputen från metoden ger förutom en översikt över flödesförändringar indelat på fem olika grupper, som återspeglar påverkan på mängd, frekvens, timing, varaktighet och förändringshastighet (Figur 9). Den ger även den en riskbedömning i fem klasser för vattendragets ekosystem kompatibla med de fem statusklasser som anges i vattendirektivet.

Det var denna metod som användes för att analysera vattenföringsförändringar i arbetet med att kartlägga MEP i Umeälven, då den bedömdes relevant för mer nordliga förhållanden. Metoden har förutom i Storbritannien även använts i Finland (Leal m.fl. 2007). DHRAM gick tidigare att ladda ned som ett Excel-verktyg för fri användning, men är tyvärr inte längre tillgängligt.

Det viktiga är dock inte vilken metod man använder, utan att man har hög tidsupplösning på hydrologiska data för att förstå hur flödet påverkats av reglering, samt att man bedömer rimligheten i de tröskelvärden som används för att ange ekologisk status på vattenförekomsten, om man använder metoden för detta.

**Grupp 1. Magnitud av månatliga flöden**

- 1.a. Medelflöde  $m^3/s$  förändring
- 1.b. Procentuell förändring av variationskoefficient

**Grupp 2. Magnitud och varaktighet av årliga extremer**

- 2.a. Medelflöde  $m^3/s$  förändring
- 2.b. Procentuell förändring av variationskoefficient

**Grupp 3. När årliga extremer inträffar**

- 3.a. Medelflöde  $m^3/s$  förändring
- 3.b. Procentuell förändring av variationskoefficient

**Grupp 4. Frekvens och varaktighet av höga och låga flöden**

- 4.a. Medelflöde  $m^3/s$  förändring
- 4.b. Procentuell förändring av variationskoefficient

**Grupp 5. Grad och frekvens av flödesförändringar**

- 5.a. Medelflöde  $m^3/s$  förändring
- 5.b. Procentuell förändring av variationskoefficient

Figur 9. Flödesförändringar i metoden Dundee Hydrological Regime Assessment Method (DHRAM) är indelat på fem olika grupper vilka reflekterar påverkan på mängd, frekvens, timing, varaktighet och förändringshastighet i flödet.

Nackdelen med alla ovan nämnda metoder är att förändringar på kortare tidsintervaller än ett dygn inte beaktas. Till exempel kan dygnsdata maskera perioder av nolltapning och hastiga flödes- och nivåförändringar. För att analysera dessa typer av förändringar bör man använda data med upplösning på timmar eller ännu kortare tidsintervaller. Det finns oss veterligen ännu någon utvecklad applikation för detta, men ett flertal index som belyser förändringsintensitet går att använda (Zimmerman m.fl. 2010, Ahonen 2013). När

man analyserar effekter av korttidsreglering är det också viktigt att inte bara titta på normalår med avseende på nederbörds mängd, utan delar upp analyserna på normal-, blöt-, respektive torrår, då förändringarna ofta kan vara mer uttalade under torrår (Ahonen 2013).

Kartläggningen av hydrologisk förändring ger inte bara en bild om hur systemet är påverkat, utan ger också ett praktiskt verktyg för att arbeta med anpassningar av reglerade flöden mot mer naturliga flöden. Genom att man får kännedom om graden av avvikelser från det naturliga flödet och kan relatera detta till funktioner, processer och organismer kan man fokusera på de indikatorer som avviker mest (Richter m.fl. 1996), eller bedöms vara mest relevanta eller lätta att förändra. Vet vi vad i flödet som är mest "fel" är det lättare att formulera flödesrelaterade åtgärder, samt att konsekvensbeskriva dem. Att ha god kännedom om hur det naturliga flödet ser ut, samt graden av avvikelser gör det även lättare att följa upp huruvida en åtgärd bidrar till en mer naturlig flödesregim i vattendraget.

När man gör analyser av flödesförändringar är det alltid en fördel att använda uppmätta data för att få en så korrekt kvantifiering som möjligt av avvikelser. När det gäller reglerade flöden finns dessa ofta att tillgå från verksamhetsutövaren, eller i de fall en anläggning ingår i SMHI:s stationsnät, från Vattenweb (<http://vattenwebb.smhi.se/station/>). På Vattenweb (<http://vattenwebb.smhi.se/>) kan man även ladda ner modellerade naturliga vattenföringar som tagits fram med verktyget S-Hype (<http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>), samt reglerade vattenföringar för vissa vattenförekomster (dock endast dygnsupplösning). En översikt över hur regleringspåverkan i ett område kan se ut, samt vilka regleringar som inkluderas i S-Hype ges på Vattenweb: Analysverktyg för regleringar (<http://vattenwebb.smhi.se/regulations/>). Då uppmätt data finns att tillgå är det dock alltid bäst att använda dessa. Även i de fallen modellerade naturliga flöden används, bör man, om man kan, stämma av dem mot t.ex. årsvolymerna av reglerade flöden.

### 5.2.2 Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys morfologi

För att få en uppfattning om hur regleringen påverkar morfologin i vattendraget, och hur morfologisk påverkan från andra verksamheter ser ut bör man inom varje dämningområde gå igenom hur pass förändrat det är. Morfologisk påverkan, i kombination med eller på grund av hydrologiska förändringar, inom dämningområdena har lett till att olika typer av vattendragsknutna habitat har minskat kraftigt eller försvunnit. Två av de mest påverkade typerna är strömhabitat och strandhabitat. Även konnektivitet inom dämningområdet kan vara påverkat, som t.ex. biflödesmynningar som endast vid vissa vattenstånd, eller inte alls längre, har kontakt med huvudfåran.

#### *Strömhabitat*

En viktig faktor är omfattningen av det överdämda området; är hela området påverkat av dämningseffekten, eller finns det strömsträckor kvar? Kartläggning av strömsträckor i huvudfåran bör därför vara en prioritet när det gäller analys av regleringspåverkan. Eventuella sträckor där vattenhastigheten är högre är oftast geografiskt belägna där forsarna fanns före regleringen, eftersom där fanns det en

naturlig fallhöjd samt att forsarna kan utgöra en förträngning i älven. Även i storskalig vattenkraft kan det finnas fallhöjd kvar i dämningområdet, även om det ofta är endast en bråkdel av fallhöjden före regleringen. Eftersom det oftast är en brist på strömmande habitat som gynnar organismgrupper anpassade till strömmande-forsande vatten, är det viktigt att lokalisera dessa. Finns det strömsträckor bidrar dessa till att höja åtgärdspotentialen för flödesrelaterade åtgärder, så som till exempel att man undviker, eller i alla fall minimerar perioder av nolltappning.

Ett sätt att räkna ut förluster av strömmande habitat är att utgå från fallhöjdskartor och beräkna längden av överdämd fallhöjd (Figur 10). Utifrån detta kan man bedöma vattenhastigheten i de överdämda sektionerna med hjälp av information om fårans bredd, sektionernas längd, lutning och värden för Mannings ojämnhetskoefficient (Tabell 3). Vattenhastigheten (m/s) ges av:

$$V = 1/n * R^{2/3} * S^{0,5}$$

Där **n** = Mannings ojämnhetskoefficient, **R** = hydrauliska radien och **S** är lutningen. R bestäms som tvärsnittsarean (A) dividerat med den våta perimetern (P).

I en rektangulär fåra gäller:

$$\text{Area} = \text{Bredd} * \text{Medeldjup}$$

$$\text{Perimeter} = \text{Bottenlängden från strand till strand.}$$

I en fyrkantig kanal;

$$P = \text{Djup} + \text{Bredd} + \text{Djup}$$

$$R = A/P$$

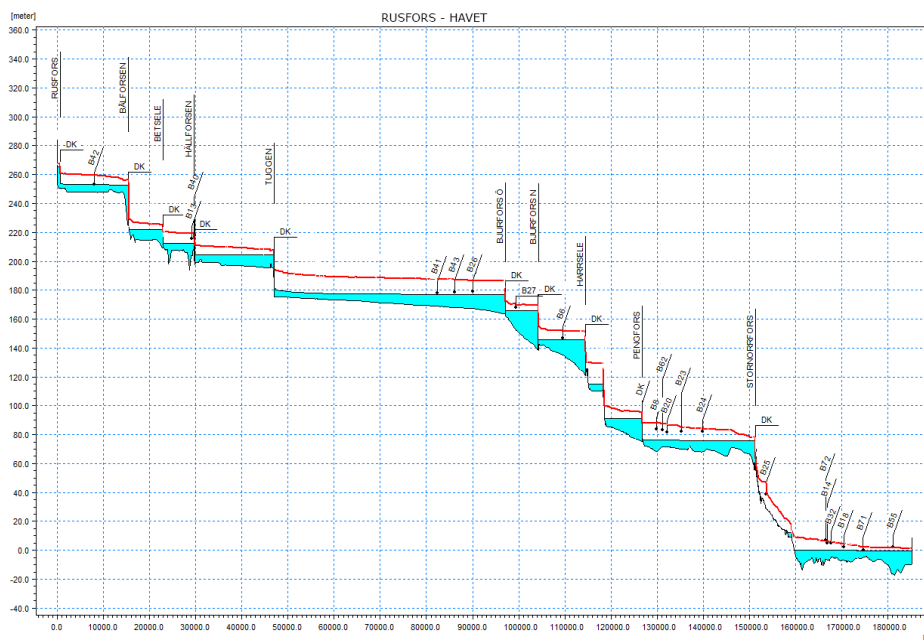
**Exempel:** I ett rektangulärt omlöp med bredden 3 m och vattendjupet 0,2 m är tvärsnittsarean ( $3*0,2$ ) = 0,6 m<sup>2</sup>. Den våta perimetern (P) är 0,2 + 3 + 0,2 = 3,4 m. Den hydrauliska radien (R) = 0,6/3,4 = 0,176. (Ofta används medeldjup som en approximation av R.)

Sätts detta in i ekvation 1 medan vi använder n = 0,05 och lutningen 0,02 erhålles

$$V = (1/0,05) * (0,176)^{2/3} * (0,02)^{0,5} = 20 * 0,31 * 0,14 = 0,88 \text{ m/s}$$

Eftersom vi känner tvärsnittsarean och vattenhastigheten kan flödet (Q) beräknas:

$$Q = V*A = 0,88 * 0,6 = 0,53 \text{ m}^3/\text{s.}$$



Figur 10. Fallhöjdscharta Umeälven: sträckan Rusfors till havet. Utifrån dessa erhålls lutning och längd på existerande och överdämd fallhöjd.

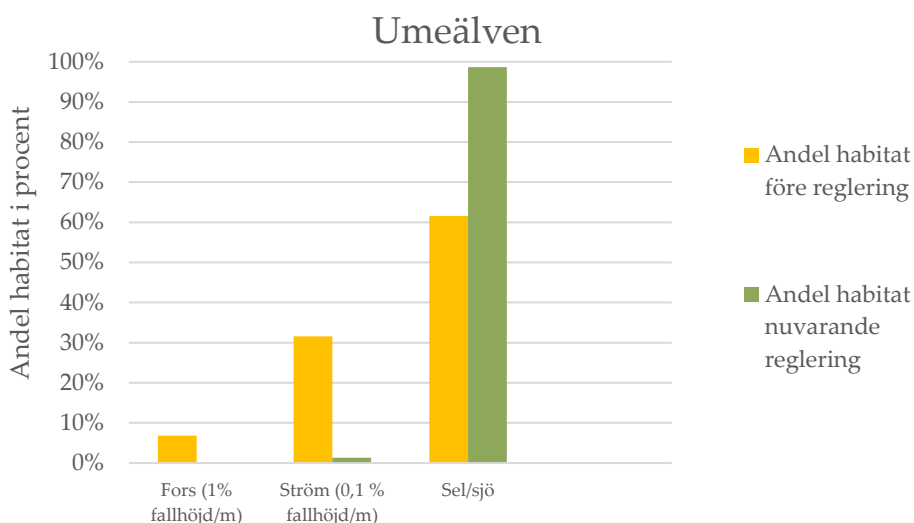
Tabell 3. Föreslagna värden för Mannings n för olika typer av vattendrag.

Föreslagna värden på Mannings ojämnhetskoefficient	
Stora floder(>30 m breda)	0,02-0,033
Små vattendrag, släta med lite vegetation	0,03-0,035
Små vattendrag, mycket vegetation	0,035-0,05
Små vattendrag, mycket död ved, lite vegetation	0,05-0,07
Små vattendrag, sten och grus få block	0,04-0,05
Små vattendrag, mycket block	0,05-0,07
Strandzon i stor älv	0,04
Betongvägtrumma	0,010-0,013
Heltrumma av korrugerad plåt	0,017-0,021

Tabell 4. Vattenhastigheter vid olika lutning (%) för sträckor med lägre respektive högre värde på Mannings ojämnhetskoefficient (n).

Stor älv med hårbotten i strandkant (Mannings n = 0,025)	
Lutning (%)	Vattenhastigheter
0,1	0,43
0,2	0,61
0,3	0,74
0,4	0,86
0,5	0,96
Stor älv i strandkanten där stora stenar och block bromsar (Manning n = 0,04)	
0,1	0,27
0,2	0,38
0,3	0,47
0,4	0,54
0,5	0,6

Generellt sett så är det just habitat med mer snabbflytande vatten som påverkats negativt av vattenkraftsutbyggnad, i synnerhet i helt avtrappade vattendrag med storskalig vattenkraft. Att försöka återställa strömhabitat i mesta möjliga mån bör i sådana vattendrag vara en ambition i åtgärdsarbetet. I Umeälvens huvudfåra har t.ex. har alla forshabitat (lutning >1% per meter) försvunnit, och endast en liten del av de ursprungliga strömhabitat (lutning 0,1 - 1% per meter) finns kvar (Figur 11). Detta är ett första steg i att identifiera bristhabitat. Landar man i att strömmande vatten är ett bristhabitat i systemet behöver man senare i prioriteringsprocessen avgöra den miljönnyta åtgärder för att återskapa strömmande habitat på varje enskild potentiell plats kan ge. Här kommer faktorer som geomorfologisk påverkan (rensning, sprängning), substratsammansättning, potential för konnektivitetsökning, position i landskapet (strömrefugie) etc. få stor betydelse var en åtgärd gör mest nytta.



**Figur 11. Förlust av strömmande habitat i Umeälven efter reglering.**

I många fall är vattnet omlett från huvudfåran, så att det tas in till turbinerna vid dammen och leds ut nedströms den gamla fåran. Detta lämnar en helt, eller ibland delvis, torrlagd sträcka där den ursprungliga forsen funnits. Tappning av vatten i den ursprungliga fåran kan vara en viktig åtgärd för att höja ekologisk status i vattendraget, där åtgärdsutrymmet så medger med avseende på samhällsekonomiska intressen (Renöfält m.fl. 2015).

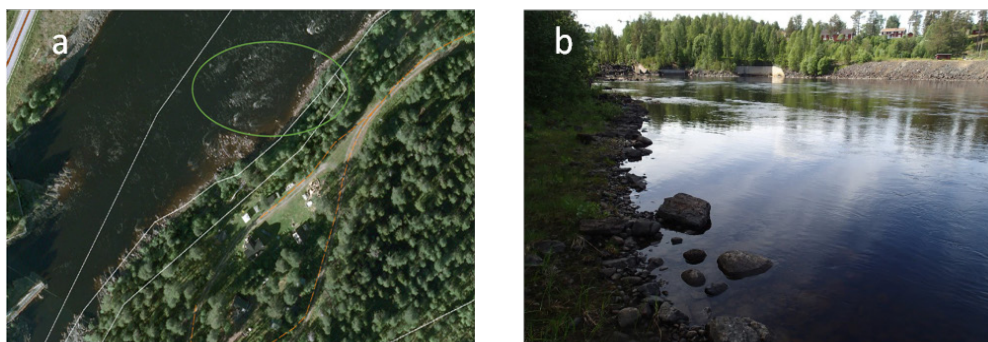
Det finns dock områden inom varje dämningsområde där vattnet oftast flyter på med en högre hastighet, nämligen utloppskanalerna nedströms kraftverket. I många fall är de konstruerade genom att man sprängt och rensat fåran nedströms kraftverket. I andra fall återstår mer av den ursprungliga fåran, och i dessa fall kan det finnas utrymme för habitatskapande åtgärder. Många kanaler har dock blivit muddrade för att öka på avbördningsförmågan, och grundare strömhabitat har då försvunnit. Detta är en viktig produktions- och säkerhetsaspekt. Finns det grundare strömsatta områden kvar kan de dock ha ett högt ekologiskt värde. Det



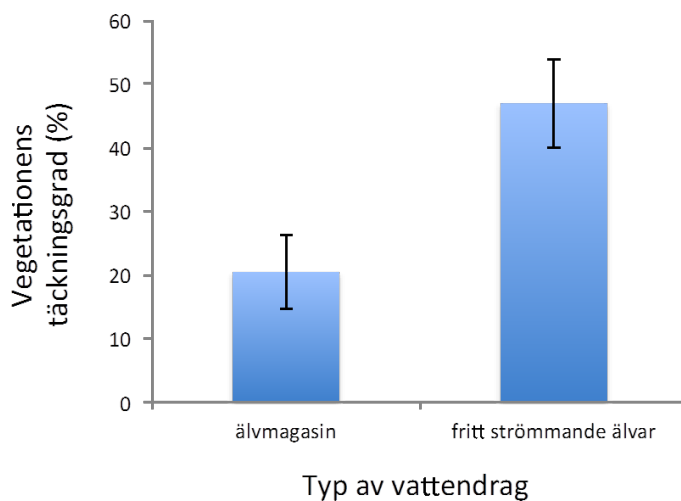
finns t.ex. områden i Skellefteälven där man enbart muddrat ena sidan av kanalen, och lämnat den andra intakt. Dessa grundare, strömsatta, områden är viktiga uppväxtområden för t.ex. harr och öring (Bo-Göran Persson, muntligen. Kommunekolog, Skellefteå kommun, Figur 12).

#### Strandhabitat

Överdämningen i sig ger en påverkan på strandhabitatet, då den gamla stranden försvinner, och ny strand etableras på tidigare terrester mark. Man vet att strandvegetation som etablerats på tidigare terrestra områden har en lägre artrikedom jämfört med strandvegetation på stränder som utgörs av ursprungliga strandområden (Jansson m.fl. 2000). Vidare minskar strändenas yta i magasin med korttidsreglering eftersom säsongsvariation i flöden saknas och vattenståndsamplituden blir liten (Jansson m.fl. 2000). Jämförelser mellan vegetationens täckningsgrad på stränder längs den reglerade Umeälven, och den oreglerade Vindelälven visar på att mer än hälften av strandens vegetation försvinner (Figur 13).



Figur 12. Utloppskanal vid Krångforsens kraftstation, Skellefteälven. a) harrnygel har hittats inom inringat område. b) ursprunglig botten finns intakt. Bilden visar inringat område i bild a. Foto Bo-Göran Persson.



Figur 13. Jämförelser av vegetationens täckningsgrad längs den reglerade Umeälven (älvmagasin) och den oreglerade Vindelälven (fritt strömmande älvar).

I många dämningsområden, särskilt de med korttidsreglering, har förändrade flöden/vattenstånd lett till att sedimentations- och erosionsprocesser förändrats, och stränder har eroderat kraftigt (Figur 14). Denna erosion sker både direkt på grund av snabba vattenståndsfluktuationer, och indirekt genom att vattenståndsfluktuationer vintertid bryter av och trycker in iskanten i strandbrinken.

För att förhindra erosion på strategiska ställen, som t.ex. intill viktig infrastruktur, har man i många vattendrag, inte bara reglerade, byggt erosionsskydd. I de flesta fall är dessa byggda i form av stenskoning av t.ex. sprängsten. Erosion är dock en viktig habitatsskapande process, och en förutsättning för många arter, och erosionsskydd och andra förebyggande åtgärder i vattendrag kan i många fall innebära en negativ påverkan på de naturvärden som finns i och utmed vattendragen. I takt med att man uppmärksammat behovet av att ta större hänsyn till flora och fauna i och kring vattendrag har behovet av mer naturanpassade erosionsskydd uppkommit (Danielsson m.fl. 2016). I Umeälven pågår projekt med att lägga ut erosionsskydd i form av stenblock i områden med stor erosionspåverkan (Figur 15).



Figur 14. Exempel på erosion av stränder i älvmagasin, Umeälven. Foto Roland Jansson



**Figur 15. Exempel på erosionsskyddande block utlagda på utsatta områden i Umeälven. Brottkanten på isen flyttas ut utanför stenarna och på så sätt skyddas strandbanken från isnötning. Foto Åsa Widén.**

#### *Övrig påverkan*

Reglering av ett vattendrag kan ofta leda till en minskad konnektivitet mellan biflöde och huvudfåra genom att biflödesmynningarna befinner sig inom dämningssområdet (Figur 16). Dels kan regleringen medföra att det är ett definitivt vandringshinder under hela året. Denna typ av kontinuitetsproblem kan ofta hittas i älvmagasin där biflödet mynnar i en kanal med stor fallhöjd i strandlinjen. Men det finns även biflödesmynningar där problemen uppkommer endast vid lägre vattenstånd, som t.ex. i sjöregleringsmagasin med lagringsfunktion av vatten, som innebär en stor amplitudskillnad under våren. För att kartlägga problem med kontinuitet mellan huvudfåra och biflöde är det viktigt att besöka området under olika vattenstånd för att få en uppfattning om omfattningen.

Andra viktiga morfologiska förändringar att kartera är om det finns avstängda sidofårar som skulle kunna öppnas upp, flottledsrensningar, andra strukturer som t.ex. gamla sågverk och kvarnar, eller annan typ av infrastruktur i dämningssområdet.



Figur 16. Reglering kan leda till en minskad konnektivitet mellan biflöde och huvudfåra genom att biflödesmyningarna befinner sig inom dämningområdet. Bilden visar Tuggensbäckens mynning i Umeälven, vars fåra här har sänkts genom muddring så att mynningen blivit ett vandringshinder. Foto: Åsa Widén.

### 5.2.3 Kartläggning av regleringspåverkan – bristanalys konnektivitet

Ett sätt att kartlägga hur påverkad den longitudinella konnektiviteten i ett vattendrag är att arbeta med olika fragmenteringsindex. I litteraturen finns en mängd olika sådana index framtagna. De två mest kända är fragmenteringsgrad och barriäreffekt. Dessutom anges ibland antalet dammar per vattendraglängd (dammdensitet) som ett mått på fragmenteringen. I samband med en bedömning av fragmenteringsgraden i Umeälvens huvudfåra samt biflödena Gejmån och Juktån, och i 31 mindre vattendrag i Bergslagen, applicerades dessa tre index. Dessutom togs två nya index fram; habitatfragmentering och strömhabitatfragmentering.

1. **Dammdensitet** = Antal dammar per km vattendrag
2. **Barriäreffekten** =  $1 - (\text{Längden på den nedersta sektionen ned till hav} / \text{Hela längden vattendrag})$
3. **Fragmenteringsgrad** =  $1 - (\text{Längden på längsta sektionen} / \text{Hela längden vattendrag})$
4. **Habitatfragmentering** =  $1 - (\text{Medianlängd på sektion} / \text{Hela längden vattendrag})$
5. **Strömhabitatfragmentering** =  $1 - (\text{Medianlängd strömhabitat} / \text{Medianlängden sektion})$

Index 2 till 5 varierar mellan 0 och 1 där högre värden indikerar högre grad av fragmentering. Barriäreffekten ger ett mått på hur långt upp i (eller andelen av) det totala systemet som diadroma (t.ex. lax, havsöring och ål) eller långvandrande fiskarter från nedströms områden har potentiell tillgång till. Fragmenteringsgraden ger ett mått på hur lång den längsta bevarade sektionen är i förhållande till vattendragets totala längd. Habitatfragmenteringen anger medianhabitatets längd i förhållande till vattendragets totala längd, d.v.s. hur långa habitat som återstår mellan dammarna. Strömhabitatfragmentering ger ett mått på hur mycket strömhabitat som återfinns mellan dämmena. Detta index testades inte i Umeälven.

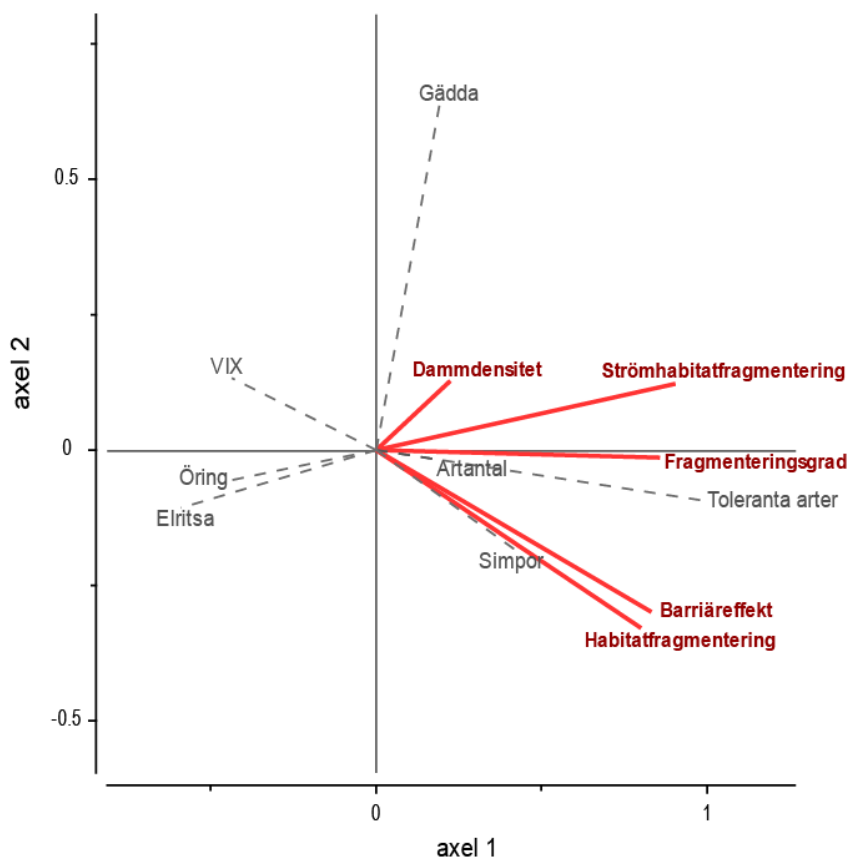
Indexen applicerades på samtliga 31 vattendrag från Bergslagen, och visade sig ha en hög inbördes korrelation (Tabell 5). Det finns två potentiella anledningar till detta. Den ena anledningen är att de mäter ungefär samma sak (som index 3 & 4 som mäter längsta återstående sträcka respektive medianlängd på denna). Den andra anledningen kan vara att de mäter olika saker, men att vattendrag som är sant fragmenterade ger utslag på samtliga index, vilket gör att de korrelerar. Ett annat sätt att jämföra alla index och samtidigt beakta hur arter i vattensystemen förhåller sig till index är att genomföra en ordination, i detta fall en kanonisk korrespondensanalys (Figur 17). Denna visade att indexen var korrelerade (pekar åt samma håll i diagrammet och har axlar av ungefär samma storlek). Barriäreffekt och habitatfragmentering var mycket snarlika, men så var även strömhabitatfragmentering och fragmenteringsgrad. Samtliga index, utom dammdensitet, var korrelerade till vattendragets längd (Tabell 6). Det innebär att det fanns ett skalberoende med högre värden i större vattendrag. Detta är naturligt en följd av att i det material från Bergslagen som bearbetades hade de minsta vattendragen inga eller få dämmen, medan de stora vattendragen var fullt utbyggda för vattenkraft.

Tabell 5. Korrelationsmatris för samtliga fragmenteringsindex beräknat för 31 vattendrag i Bergslagen. Alla index, förutom 1 & 5, samvarierade signifikant.

<i>Index</i>	2. Barriär	3. Fragmentering	4. Habitat fragmentering	5. Strömhabitat fragmentering
1. Dammdensitet	0,606	0,622	0,665	0,206 (n.s.)
2. Barriäreffekt		0,852	0,907	0,719
3. Fragmenteringsgrad			0,9	0,703
4. Habitatfragmentering				0,642

Tabell 6. Pearson linjär korrelation mellan vattendragets längd och de fem indexen för 31 vattendrag i Bergslagen.

<i>Index</i>		Vattendragets längd (km)	
		Pearson r	p
Index 1	Dammdensitet	0,025	0,896
Index 2	Barriäreffekt	0,505	0,004
Index 3	Fragmenteringsgrad	0,613	<0,001
Index 4	Habitatfragmentering	0,504	0,004
Index 5	Strömhabitatfragmentering	0,617	<0,001



Figur 17. En kanonisk korrespondensanalys (Canoco) av data från 31 vattendrag i Bergslagen där biota från elfiskeundersökningar relaterats till de fem olika indexen på fragmentering. Enskilda artnamn betecknar förekomst av arten. Toleranta arter omfattar ett flertal arter som indikerar störning i strömvattenekosystem (mört, braxen, björkna, sutare, abborre, benlöja, ruda, spigg; Beier m.fl. 2007). VIX utgör värdet av ekologisk status där högre värden (från 0 till 1) indikerar bättre status (Beier m.fl. 2007).

Figur 17 visar också att vattensystem med högre fragmentering hade lägre förekomst av öring och elritsa samt hade lägre ekologisk status. Noterbart var att förekomst av gädda inte var direkt korrelerad varken till hög eller låg grad av fragmentering enligt index 2 till 4, men visade en viss korrelation till dammdensitet. Hög förekomst av dammar i ett vattensystem sammanfaller således med högre förekomst av gädda.

Tabell 7 visar på sektionsindelningen för Umeälven samt de reglerade biflödena Gejmån och Juktån. Varje sektion sträcker sig från damm till damm. Tabell 8 visar fragmenteringsindexen för Umeälven, Gejmån och Juktån. Noterbart var den stora skillnaden mellan vattensystem med generellt lägre indikerad fragmentering i alla index för Juktån relativt de båda andra vattendragen. Lägst skillnad mellan vattensystemen förelåg för index 3 - fragmenteringsgrad och index 2 - barriäreffekt.

Tabell 7. Sektionerna (sträckorna mellan dämmena) i respektive vatten i Umeälven. Antal dammar respektive tiotal längd avser hela huvudfåran respektive Gejmån och Juktån.

Namn	Sektion	Längd sektion (m)	Nedre hinder	Övre hinder	Antal dammar	Total längd (km)
Gejmån	1	20527	Utlopp i Umeälven	Björkvattendammen	3	53715
Gejmån	2	13312	Björkvattendammen	Bleriken	3	53715
Gejmån	3	4187	Bleriken	Abelvattnet (damm)	3	53715
Gejmån	4	15689	Abelvattnet (damm)	Abelvattnet (sjön)	3	53715
Juktån	1	67429	Utlopp i Umeälven	Storjuktandammen	1	122068
Juktån	2	54639	Storjuktandammen	Stuora Sjukta (sjön)	1	122068
Umeälven	1	13599	Start Umeälven	Pengfors	15	389404
Umeälven	2	8266	Pengfors	Fällforsen	15	389404
Umeälven	3	3563	Fällforsen	Harrsele	15	389404
Umeälven	4	10207	Harrsele	Bjurfors Nedre	15	389404
Umeälven	5	6833	Bjurfors Nedre	Bjurfors Övre	15	389404
Umeälven	6	49000	Bjurfors Övre	Tuggen	15	389404
Umeälven	7	16632	Tuggen	Hällfors	15	389404
Umeälven	8	6523	Hällfors	Betsele	15	389404
Umeälven	9	7420	Betsele	Bålforsen	15	389404
Umeälven	10	14515	Bålforsen	Rusfors	15	389404
Umeälven	11	45041	Rusfors	Grundfors	15	389404
Umeälven	12	20812	Grundfors	Stensele	15	389404
Umeälven	13	9393	Stensele	Umluspen	15	389404
Umeälven	14	79188	Umluspen	Gardik	15	389404
Umeälven	15	12975	Gardik	Ajaure	15	389404
Umeälven	16	85437	Ajaure	Över-Uman (sjön)	15	389404

Tabell 8. De fyra fragmenteringsindexen uträknade för Umeälven med biflöden.

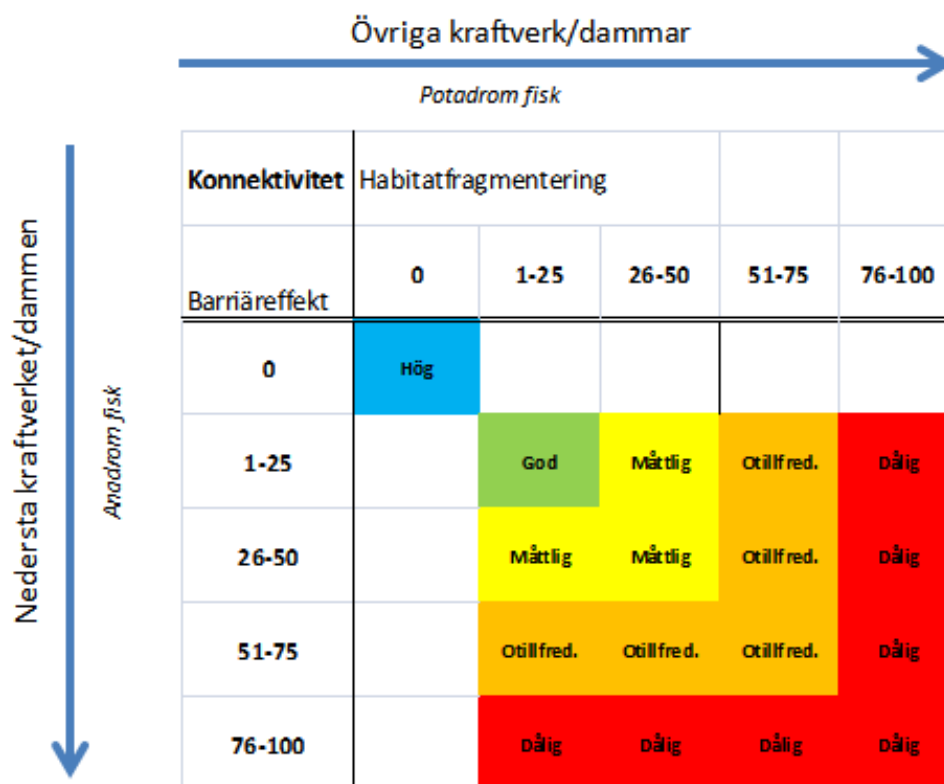
<b>Vattendrag</b>	<b>1. Dammdensitet</b>	<b>2. Barriäreffekt</b>	<b>3. Fragmenteringsgrad</b>	<b>4. Habitatfragmentering</b>
Gejmån	0,056	0,618	0,618	0,730
Juktälven	0,008	0,448	0,448	0,500
Umeälven	0,039	0,965	0,781	0,966

Som ett förslag till indikation av påverkan på longitudinell konnektivitet föreslås en kombination av mått på barriäreffekt vilket ger en indikation på potentiell effekt på anadrom fisk, och habitatfragmentering som pekar på effekter för potadrom fisk (Figur 17). Även om dessa var korrelerade i analysen ovan (Tabell 6) så antas det bero på de ingående vattendragen i Bergslagen som var små och flera saknade eller hade bara en damm. Det senare fallet kan ge hög korrelation mellan de båda indexen.

Graden av påverkan delas in i fem olika klasser där värdet 0 visar på ett helt ofragmenterat tillstånd för både habitatfragmentering och barriäreffekt. Värdet mellan 1-25 för både habitatfragmentering och barriäreffekt indikerar ett relativt opåverkat system och så vidare. Vi har benämnt de olika klasserna som longitudinell konnektivitet; hög, god, måttlig, otillfredsställande respektive dålig. Detta är i enlighet med klassningen av ekologisk status för att använda ett liknande språkbruk, men det får dock inte förväxlas med ekologisk status.

För Umeälvens huvudfåra innebär detta ett starkt påverkat system med dålig longitudinell konnektivitet, för Gejmån innebär det en otillfredsställande longitudinell konnektivitet, och för Juktån en måttligt påverkad longitudinell konnektivitet (Figur 18).





Figur 18. Förslag till klassning av longitudinell konnektivitet utgående från två fragmenteringsindex. Det ena (habitatfragmentering) visar hur långa sektioner av vattendraget som i medeltal återstår mellan dammar, det andra (barriäreffekt) visar hur stor del av den nedersta sektionen som är tillgänglig i relation till hela vattendraget.

Dessa index ger dock enbart en indikation på den potentiella effekten av påverkan på longitudinell konnektivitet. Att därmed ange nivåer på ekologisk effekt är svårare. Analysen i figur 17 visar dock en korrelation med biologiska data, ju större fragmentering desto sämre ekologisk status och desto mer sällan återfinns öring.

Av intresse för den direkta statusklassningen av våra ytvattenförekomster är kanske att jämföra den föreslagna skalan utgående från de objektivt framtagna indexen med den mer subjektiva klassningen av påverkan på longitudinell fragmentering som föreslås enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19). Den senare baseras på förekomst av "vandringsbenägna" fiskarter i relation till ett referensförhållande. Idealt ger detta senare angreppssätt en mer biologiskt relevant bedömning, men behäftas med svårigheter i de fall referensförhållandet är mindre väl definierat. Dessutom används denna bedömning på vattenförekomstnivå, medan vi använt de fem indexen på hela vattendrag.

Sammanfattningsvis visar analysen att det går att applicera olika fragmenteringsindex som mått på påverkan på longitudinell konnektivitet och att det tycks finnas en koppling till ekologisk status bedömd utifrån fiskfaunan. En kombination av barriäreffekt och habitatfragmentering kan vara ett enkelt och objektivt sätt att göra en klassning, men den biologiska relevansen av ett sådant

index bör utredas närmare. Där så kan ske bör tills vidare den föreslagna metoden för klassning enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) användas, men de fem indexen ovan är i regel lätta och objektiva att ta fram och kan vara lämpliga för en första screening av ett vattensystem.

#### 5.2.4 Kartläggning av naturvärden

En hel del information om befintliga naturvärden i avrinningsområdet går att införskaffa redan på skrivbordsnivå och finns ibland i form av GIS-lager. Ett bra ställe att börja för att få en översikt över information om vattenförekomster som ingår i avrinningsområdet är VISS (VattenInformationsSystem Sverige, <http://viss.lansstyrelsen.se/>). Detta är en databas som har utvecklats av vattenmyndigheterna, länsstyrelserna och Havs- och Vattenmyndigheten. I VISS finns klassningar och kartor över alla Sveriges större sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten i form av en övergripande bedömning av vattenförekomstens ekologiska status/potential och kemisk status, men även underliggande bedömningar av olika miljökvalitetsfaktorer som till exempel fisk och försurning. Man hittar även information om vilka miljökvalitetsnormer som är satta för vattenförekomsten, vilka miljöövervakningsprogram som kan finnas, och information om skyddade områden. Det finns även viss information om planerade och genomförda åtgärder.

Information om naturvärden kan även inhämtas på Naturvårdsverkets hemsida om skyddad natur (<http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>) och via Artdatabankens tjänster (<http://www.artdatabanken.se/vaara-tjanster/>) där man kan söka t.ex. förekomst av indikator- och rödlistade arter, eller övriga fynd av intresse (<https://www.artportalen.se/>, <http://www.musselportalen.se/>). I databasen Biotopkartering.se finner man samlat data från genomförda biotopkarteringar i vattendrag samt ett nationellt register över vandringshinder (<http://www.biotopkartering.se/sv/pages/default.aspx>). Skogsstyrelsens karttjänst Skogens pärlor är ett annat ställe som kan ge information om t.ex. förekomster av naturvärden så väl som vissa kulturvärden (<http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Karttjanster/Skogens-Parlor/>). Information om naturvärden kan även hittas i grå litteratur/rapporter från konsulter och myndigheter, samt från universitet och högskolor genom inventeringar kopplade till forskningsprojekt. Det kan även finnas värdefull naturvärdesdokumentation i Miljökonsekvensbeskrivningar och samrådsunderlag m.m. från olika typer exploateringar som t.ex. gruvor, vindkraft, vägbyggen, osv.

Det underlag som samlas ihop via olika databaser och rapporter är dock bara en sida av myntet, och underlaget kommer att variera i kvalitet och omfattning mellan olika avrinningsområden. Det är dock mycket värdefullt att tidigt samla in tillgängligt material och sammanställa detta. Det är även viktigt att man besöker avrinningsområdet i fält för att bilda sig en uppfattning om var det kan finnas naturvärden. Det kan vara t.ex. områden med intakt strandvegetation i skydd av stenar, strömsatta sträckor etc. Biflöden med potentiella lekbottnar och uppväxtområden för fisk kan behöva biotopkarteras noggrannare och potentiella vandringshinder så som t.ex. vägtrummor och mindre trösklar i dessa kartläggas. Som underlag för planering av fältbesök kan satellit- och flygbilder vara till hjälp

för att hitta potentiellt intressanta områden. Att i fält besöka och dokumentera avrinningsområdet har varit grundläggande för arbetet med åtgärder i Umeälvprojektet. Framförallt har detta varit värdefullt för att i ett initialt skede bilda sig en uppfattning om vilka behov av åtgärder som finns, samt vilken potential det finns att utföra åtgärder på en specifik plats. I arbetet med kartläggning av naturvärden i Umeälven sammanställdes all information för varje dämningområde i tabellform, samt i skrift (Widén 2015). Utöver befintliga naturvärden sammanställdes potentiella åtgärder samt information om påverkan och teknisk bakgrundsdata. Denna sammanställning fungerar som ett underlag när det gäller vidare arbete med prioriteringsmodeller, samt att bedöma åtgärders effekt i avrinningsområdet i stort.

## 6 Beskrivning av åtgärder

### 6.1 BAKGRUND

Innan arbetet med nulägesanalysen påbörjas är det bra att skaffa sig en överblick av vilka åtgärder som man kan förväntas kartlägga. Under arbetets gång kommer kunskapen om åtgärdspotentialen att växa successivt, och denna bör man löpande dokumentera parallellt med arbetet med nuläges- och bristanalysen av vattendraget. I Havs- och Vattenmyndighetens rapport Miljöåtgärder i Vattenkraft (HaV 2015) finns exempel angivna på åtgärder. I rapporten Ekologisk reglering (Widén m.fl. 2017) ges en noggrann genomgång hur man kvantifierar påverkan på elproduktion relaterat till flödesåtgärder. Detta kommer därför endast översiktligt presenteras här.

I arbetet med åtgärdsmodeller har vi delat in åtgärder i icke långsiktigt hållbara åtgärder och hållbara åtgärder, där icke långsiktigt hållbara åtgärder definieras som åtgärder som inte är självbärande utan mer kan ses som en typ av kontinuerlig skötselåtgärd (Figur 19). Exempel på sådana åtgärder är kompensationsutsättningar av fisk och gödsling av regleringsmagasin. Inom restaureringsekologin benämns ibland denna typ av åtgärder "Sisyfoskomplexet", då åtgärden kontinuerligt måste upprepas för att få önskad effekt (Hilderbrand m.fl. 2005). Utmärkande för dem är att de inte ökar ekosystemets motståndskraft mot störning eller återhämtningsförmåga efter störning, och därför inte heller bidrar till att långsiktigt höja den ekologiska statusen. Vi har valt att inte närmare behandla denna typ av åtgärder. I kombination med mer långsiktiga åtgärder kan dock dessa typer av åtgärder under en övergångsperiod vara nödvändiga. Om arter inte kan återkolonisera habitat spontant har utsättning av arter dock definitivt en plats. Kompensationsutsättningar av lax kan t.ex. på ett sätt ses som "captive breeding"-program då lekområdena förstörts, dels som en åtgärd för att upprätthålla populationer av lax i Östersjön. Men åtgärden är inte helt okontroversiell då det lett till negativa effekter för laxpopulationer i de kvarvarande fritt strömmande älvarna, och den aspekten är viktig att beakta.

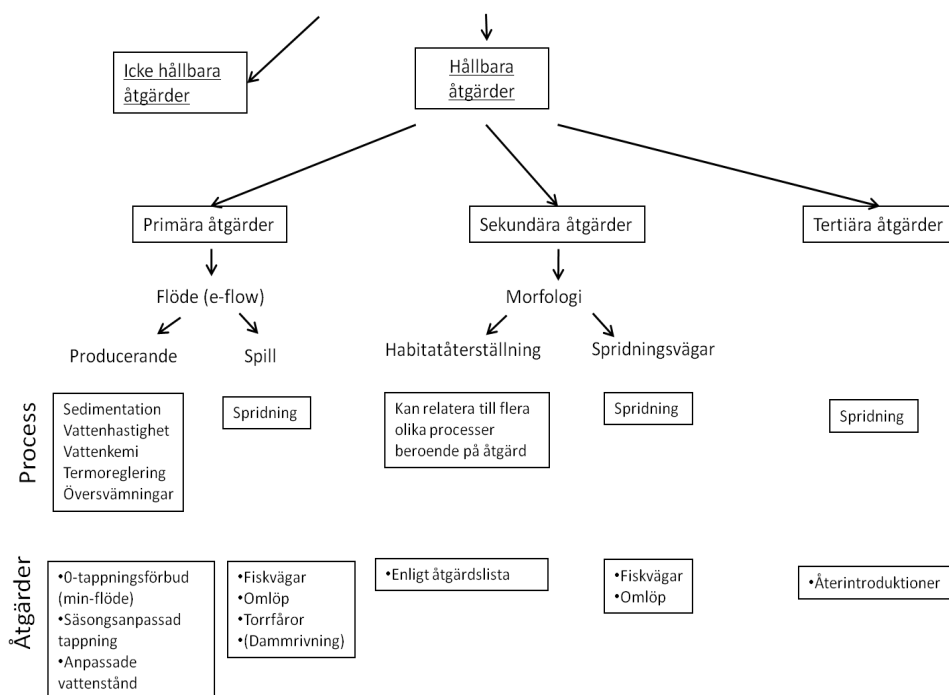
De åtgärder som vi klassar som hållbara åtgärder har vi valt att dela in i primära, sekundära och tertiära åtgärder (Figur 19). Primära åtgärder är de som framförallt kopplas till ekologisk flödesreglering då flödet är den viktigaste faktorn när det gäller att forma och upprätthålla de vattendragsknutna ekosystemen. Det är flödet som skapar och möjliggör viktiga processer som spridning, erosion/sedimentation, vattenhastighet, överdämning, termoreglering och vattenkvalitet. I vår åtgärdsmodell delar vi vidare in primära åtgärder i producerande åtgärder, alltså ekologiska flödesanpassningar där man ändå nyttjar vattnet för elproduktion, samt ekologisk flödesanpassning som får betraktas som spill ur ett kraftproduktionsperspektiv. Exempel på flödesåtgärder som kan klassas som producerande åtgärder är undvikande av nolltappning och säsongsanpassad tappning. Dessa åtgärder kommer visserligen att ha en påverkan på produktionskapacitet och försörjningstrygghet, men genom att optimera minimitappningsflöden utifrån t.ex. minsta turbinkapacitet i stället för att utgå från t.ex. fasta procentandelar av medelårsflöde eller MLQ kan man undvika spill. När

det gäller andra typer av flödesåtgärder som t.ex. tappningar i fiskvägar och omlöp eller tappning i torrfåror för att återskapa strömhabitat leder åtgärden till spill då vattnet inte kan användas i turbinerna.

Sekundära åtgärder är åtgärder som framförallt relaterar till morfologi. Det kan vara återställning av skadade/förlorade habitat, så som t.ex. återställning av rensade eller muddrade sträckor, återställning av erosionskadade stränder eller återställning/nyetablering av spridningsvägar. Det kan även vara åtgärder som syftar till att skydda kvarvarande habitat som t.ex. erosionsskydd i form av större stenar och block i vattnet för att skydda stranden mot våg-/iserosion. Sekundära åtgärder är sällan i sig produktionspåverkande eller har någon påverkan på elförsörjningstryggheten. Till tertiära åtgärder räknar vi åtgärder som t.ex. återutsättningar av organismer som försvunnit/kraftigt minskat i systemet.

Traditionellt sett har man ofta talat om åtgärder i vattenkraftsproducerande vattendrag relaterat till deras påverkan på kraftproduktion och elförsörjningstrygghet, d.v.s. produktionspåverkande, respektive icke produktionspåverkande åtgärder. Lite förenklat kan man säga att detta speglar huruvida man påverkar flödet, eller om det är en morfologisk åtgärd. Huruvida en åtgärd påverkar produktion och försörjningstrygghet är naturligtvis viktiga aspekter att beakta då man prioriterar vika åtgärder som skall göras i systemet, men kan ge skenet av att åtgärder är enskilda företeelser och kan stå på egna ben. Ofta krävs sannolikt ett paket av åtgärder för att nå bestämda mål. Fördelen med vår modell för åtgärdsindelning är att man på ett tydligare sätt åskådliggör hur de olika typerna av åtgärder är beroende av varandra för att höja naturvärdena i regleringspåverkade vattendrag. T.ex. är byggandet av spridningsvägar i sig en morfologisk åtgärd, alltså en sekundär åtgärd, men för att den skall fungera optimalt behöver hänsyn tas till olika organismers behov av flöden för att spridningen skall fungera, alltså kan det krävas en primär åtgärd. Kanske behövs även en tertiär åtgärd i form av återetablering av arter för att man skall uppnå önskad effekt. Omvänt kan t.ex. en primär åtgärd i form av tappning i en torrfåra kräva att det sker sekundära åtgärder i form av anpassning av fåran för mindre flödesnivåer, utläggande av lekgrus, restaurering av strandjordar m.m., för att den primära åtgärden skall få önskad effekt. Då man utformar åtgärder på en specifik plats är det alltså fördelaktigt att tänka i åtgärds kombinationer, och vilken nytta respektive åtgärd ger, dels var för sig och dels i kombination. Gör man detta minskar man risken att genomföra åtgärder som inte ger maximal miljönytta.

## Åtgärder för återställning av skadade processer ↔ habitat



Figur 19. Modell för återställning av skadade processer och habitat med klassificering av åtgärder. Åtgärderna delas in i icke hållbara och hållbara åtgärder, där icke hållbara åtgärder definieras som åtgärder som inte är självbärande utan mer kan ses som en typ av kontinuerlig skötselåtgärd. Vidare har vi valt att dela in i primära, sekundära och tertiära åtgärder. Primära åtgärder återställer ekologiska processer, t.ex. vattenflöden, sekundära åtgärder relaterar framförallt till morfologisk återställning och tertiära åtgärder innebär återutsättningar av organismer.

## 6.2 EKOLOGISK REGLERING

Ekologisk reglering avser restaurering av komponenter av den naturliga flödesregimen och syftar till att gynna organismer och processer som ingår i ett naturligt vattendragsekosystem, och ekologiska flöden eller ekoflöden avser de faktiska förändringarna i flödesregimen. Den hydrologiska och morfologiska bristanalysen utgör grunden för att kartlägga åtgärdsbehovet. Genom denna får man en uppfattning om vilka komponenter i flödet som är mest relevanta att inrikta sina åtgärder på. Vi har i arbetet med nytto- och kostnadsanalyser av ekoflöden i Umeälven valt att arbeta med vad vi kallar olika basfunktioner vilka påverkats av reglering och är viktiga för olika processer i systemet (Tabell 9). Dessa är; (1) restriktioner av nolltappningsförekomst, där vi anger ett lägsta flöde som måste upprätthållas. För att undvika onödigt spill, och ge en förutsättning att producera på så mycket av vattenflödet vid kraftstationerna som möjligt har vi satt lägsta turbinkapacitet som miniminivå. I de fall där lägsta turbinkapacitet är väldigt hög är det dock orimligt, och här har vi valt att ange MLQ som lägsta nivå. Detta vatten behöver då spillas vid sidan om turbinen, men kan ändå bidra med miljönytta utöver ett kontinuerligt flöde, genom att det kan användas i torråra, fiskväg eller omlöp. (2) Spill i torråra eller omlöp som anges som ett säsonganpassat (dynamiskt) flöde. (3) Spill i fiskväg som anges som kvantitet av

vatten inklusive lockvatten till tekniska fiskvägar under hela eller delar av året. (4) Säsongsanpassade flöden som anger flödesvariation i systemet som efterliknar aspekter av naturlig flödesregim t.ex. perioder med höga och låga flöden. (5) Vattenståndsanpassning vilket innebär en anpassning av vattenstånden över tid i ett dämningssområde mellan dämningssgräns och sänkningsgräns för att efterlikna naturlig vattenståndsregim. (6) Naturlig flödesregim, vilket innebär att man tar bort all reglerförmåga i systemet och på så sätt återinförs naturliga flöden. Dessa basfunktioner, och hur vi har arbetat med att kvantifiera produktionspåverkan beskrivs i detalj i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017).

**Tabell 9. Definitioner av olika basfunktioner som relaterar till viktiga processer i vattendraget.**

Basfunktion	Definition	Process som gynnas
1. Nolltappningsrestriktion	Lägsta tillåtna flöde genom turbin (minimitappning)	Sedimentation, vattenhastighet, syresättning
2. Spill i torrfåra eller omlöp	Säsongsanpassat flöde som spills till omlöp eller torrfåra	Konnektivitet, habitat
3. Spill i fiskväg	Vatten inklusive lockvatten till fiskväg under hela eller delar av året	Konnektivitet
4. Säsongsanpassade flöden	Flödesvariationen i systemet som är efterliknar aspekter av naturlig flödesregim t.ex. perioder med höga och låga flöden.	Flöde, sedimentation (Samtliga processer utom longitudinell konnektivitet, lateral konnektivitet i de fall flöde och vattenstånd följs åt)
5. Vattenståndsanpassning	Anpassning av vattenstånden över tid i ett dämningssområde mellan dämningssgräns och sänkningsgräns för att efterlikna naturlig vattenståndsvariation.	Etablering och överlevnad av strandvegetation
6. Naturlig flödesregim	Genom att systemet fråntas reglerförmåga återinförs naturliga flöden och vattnet rinner allt eftersom i systemet utan lagringsförmåga (avreglering).	Flöde, sedimentation (Samtliga processer utom longitudinell konnektivitet, lateral konnektivitet i de fall flöde och vattenstånd följs åt)

### 6.3 TERTIÄRA OCH SEKUNDÄRA ÅTGÄRDER

Vilka kompletterande åtgärder som kan komma att bli aktuella inom ett specifikt avrinningsområde, eller i en specifik vattenförekomst är naturligtvis avhängigt på vilka problem som har identifierats. Alla dessa problem behöver inte vara direkt relaterade till vattenkraftsproduktion, utan kan ha andra orsaker som t.ex. rensningar och kanaliseringar gjorda under flottningsepoken, icke fungerande vägtrummor och kräva habitatåterställning av olika typer. Inte desto mindre kan dessa sekundära åtgärder kräva primära åtgärder om de utförs i sträckor med reglerad vattenföring för att få önskad effekt.

På detta sätt kan man alltså bygga upp åtgärdspaket beroende på vilken ambitionsnivå man har i respektive vattenförekomst/dämningssområde. Det är dock viktigt att beakta att vilka åtgärder som är aktuella är beroende av hur avrinningsområdet är utbyggt. Fiskvägar för att möjliggöra åtkomst till en

habitattyp som det är brist på blir t.ex. väldigt synligt om det finns en kartläggning över hur vattendraget är utbyggt. En älv som är fullt utbyggt med dammar i kaskad har troligen brist på strömmande habitat, vilket inte en fiskväg i sig kan avhjälpa. Är det uppströmsetablering av fisk man vill åstadkomma krävs i sådana vattendrag ytterligare åtgärder för att en fiskväg skall ha effekt. Det är därför viktigt att få ett helhetsperspektiv: att ha kunskap om naturvärden i avrinningsområdet, förståelse av hur en anläggning påverkas av olika åtgärder samt miljönyttan med åtgärden.

När vi beskriver miljönyttan och kvantifierar kostnad och produktionspåverkan för olika åtgärder har vi inom ramen för Prio-KLIV-arbetet valt att i första arbeta med åtgärder som har koppling till påverkan som uppkommit genom vattenkraftsproduktion. Anledningen till det är att det framförallt är denna typ av åtgärder som ger utrymme för att göra en avvägning mellan produktionspåverkan och miljönytta. I realiteten förekommer dock påverkan från flera olika källor inom samma avrinningsområde/vattenförekommst.

#### 6.4 SAMMANSTÄLLNING AV ÅTGÄRDER

Nedan listar vi en översikt över åtgärder som kan bli aktuella i reglerade vattendrag, och som i dagsläget redan förekommer i varierande utsträckning i olika avrinningsområden (Tabell 10). Utöver dessa åtgärder finns det potentiella åtgärder som än så länge är på ett tidigt försöksstadium. En sådan planerad åtgärd är att i utloppskanalen nedströms kraftverket i Bjurfors Övre kraftstation i Umeälven göra sekundära åtgärder i form av att terrassera ena sidan av utloppskanalen så att grundare strömsatt habitat skapas, likt de som finns i t.ex. vissa utloppskanaler i Skellefteälven (Figur 12).



Tabell 10. Potentiella åtgärder i vattenkraftspåverkade vattendrag.

Åtgärd	Skala	Åtgärdsklass	Hållbar	Produktionspåverkan
<b>Utsättning av fisk eller andra arter</b>				
Kompensationsutsättning, stödutsättning	Regional	NA	0	0
Återintroduktion	Regional	3	1	0
<b>Nedströms fiskväg</b>				
Snedställt galler med flyktöppning/fiskavledare	Regional	2	1	0
Fiskgaller	Regional	2	1	0
Anpassning av dammtröskel nedströms	Regional	2	1	0
Fish-friendly-turbines	Regional	2	1	1
Trap and transport - ned	Regional	NA	0	0
<b>Uppströms fiskväg &amp; ålledare</b>				
Naturlig fiskväg	Regional	2	1	1
Ramp/Upptröskling	Regional	2	1	0
Teknisk fiskväg	Regional	2	1	1
Ålledare	Regional	2	1	0
Klunkning	Regional	1	1	1
Styrning med galler	Regional	2	1	0
Vägtrummor anpassning	Regional	2	1	0
Trap and transport - upp	Regional	NA	0	0
<b>Andra åtgärder för konnektivitet</b>				
Utrivning av damm & krv	Regional	1	1	1
Ta bort grunddamm/spegeldamm	Lokal	2	1	0
Åtkomst till isolerade vikar och vatten	Lokal	1	1	0
Tillgängliggör biflödesmynning	Regional	1	1	0
Stänga krv vid utvandring av fisk	Regional	1	1	1
<b>Naturlig årsrytmik, varaktighet, flödesandel m.m.</b>				
Högflöden för naturlig störning	Regional	1	1	1
Högflöden för kontakt med svämplan	Regional	1	1	1
Naturlig årsrytmik i flödet, dynamisk komponent	Regional	1	1	1
Återskapa strömsträcka med flöde	Lokal	1	1	1
Undvika kravis (nålis)	Lokal	1	1	1
Minimitappning (med årsvariation)	Lokal	1	1	1
Minskad korttidsreglering	Lokal	1	1	1
Undvika nolltappning	Lokal	1	1	1
Minimerade vattennivåförändringar	Lokal	1	1	1

Tabell 10 forts. Potentiella åtgärder i vattenkraftspåverkade vattendrag.

Åtgärd	Skala	Åtgärdsklass	Hållbar	Produktion påverkan
<b>Återställning av erosion och transport</b>				
Återställd sedimenttransport	Regional	1	1	1
Minskad iserosion genom reglering	Lokal	1	1	1
<b>Hydrologisk restaurering av avr.omr.</b>				
Anlägga våtmarker	Lokal	1	1	0
Proppa igen diken	Lokal	1	1	0
<b>Återställd vattenkvalitet</b>				
Kalkning av försurade vatten	Regional		0	0
Anpassad vattentemperatur (termoreglering)	Lokal	1	1	0
Undvika syreunderskott	Lokal	1	1	0
Undvika gasövermättnad	Lokal	1	1	0
<b>Tillgängliggöra habitat, återskapa</b>				
Öppnande av stängda sidofåror	Lokal	2	1	0
Passage förbi naturliga hinder	Regional	2	1	0
Grunddamm i magasin för att hålla vatten	Lokal	2	1	0
Ökad strandflikighet i magasin	Lokal	2	1	0
Glesa/Ta bort erosionsskydd & stödmurar	Lokal	2	1	0
Skydda strandzon och svämplan	Lokal	2	1	0
Ny strandzon	Lokal	2	1	0

## 7 Kvantifiering av miljönytta och kostnadssättning av åtgärder

### 7.1 HUR GÖR MAN FÖR ATT KVANTIFIERA MILJÖNYTTAN – INDIKATORER OCH ARBETSGÅNG

Genom att upprätta modeller för skattning av ekologisk nytta blir det möjligt att jämföra nyttan av åtgärder, vilket är grunden för prioriteringsmodellen: Det är nödvändigt att hitta kvantitativa mått på miljönytta med olika åtgärder för att kunna jämföra dem sinsemellan och prioritera vilka som är mest angelägna att genomföra. Helst skulle de kvantitativa måtten på miljönytta bestå av uppskattningar eller förutsägelser av hur populationerna av vattendragsarter som minskat till följd av reglering påverkas av åtgärden, i form av ökande populationsstorlekar. Det är dock inte möjligt eftersom den nödvändiga kunskapen saknas i form av t.ex. modeller för hur en arts populationsstorlek svarar på förändringar i yta och kvalitet av tillgängligt habitat. Det är inte heller realistiskt att förvänta sig att man kan erhålla sådana modeller för mer än enstaka arter.

Istället förordar vi att man kvantifierar den mängd eller yta av habitat lämpliga för vattendragsanknutna arter som man vill gynna. Det bör således vara habitat som har identifierats som bristhabitat i tidigare analyser, och åtgärderna bör föra ekosystemen närmare referenssystem eller den målbild man har satt upp för vattendraget. Om man tar Umeälven som exempel, har vi i tidigare skede visat att strömmande vattenmiljöer, strandvegetation och ökad konnektivitet för fisk är brister i avrinningsområdet, vilket gör att det är prioriterat att åtgärda.

Att ha ytan skapat habitat som en måttstock för miljönytta innebär många problem: Arter har olika krav på storlek på habitat, vilket gör att man med naturnödvändighet jämför äpplen och päron vid jämförelser av habitat för olika arter eller organismgrupper. Vidare finns det en risk att man räknar med att en åtgärd har skapat en viss mängd habitat trots att det skapade habitatet inte uppfyller arternas krav: Det är först när habitatet tagits i anspråk av de tilltänkta arterna som man får ett kvitto på om åtgärden fungerat, vilket kan ta många år eller årtionden i vissa fall, utan att åtgärden i sig varit misslyckad.

Två specifika problem med att räkna ytan skapat habitat är när en åtgärd inte skapar nytt men höjer kvaliteten på befintligt habitat, och fall när flera åtgärder krävs för att skapa lämpligt habitat för en eller flera arter. Ett exempel på det första fallet är strömsträckor som återställs från flottningspåverkan. Här finns det skäl att räkna hela den återställda ytan som nytt skapat habitat, om man inte har underlag för att särskilja hur mycket nytt lämpligt habitat som skapas för bottenfauna och strömlevande fiskar i förhållande till ytan av den orestaurerade strömfåran. I det andra fallet när flera åtgärder krävs för att överhuvudtaget kunna räkna med en miljönytta får man anta att dessa åtgärder genomförs som ett paket. I många fall kan man nog räkna med att varje åtgärd har en beräkningsbar nytta, men att man med nya åtgärder får en adderad miljönytta, som kan uttryckas genom att en yta habitat för en art eller organismgrupp har skapats. Genom att åtgärder förutsätts bringa ekosystemen närmare referens och målbild undviks ineffektiva åtgärder, åtgärder

som motverkar varandra, och förhoppningsvis kan kumulativa nyttoeffekter uppnås.

I vissa fall kan restaurering eller andra miljöåtgärder göra att ytan av tillgängligt habitat minskar, men det återstående habitatet har högre kvalitet: I torrfåror minimitappningen i regel mindre än det flöde fåran är anpassad till. Det innebär i praktiken att åtgärder för att anpassa fårans morfologi till ett lägre flöde innebär att habitatet minskar i yta, men att dess kvalitet ökar efter biotopåtgärd. I detta fall räknar vi med den yta av torrfåra med högre kvalitet som ett nytt habitat.

Hur ytan eller mängden habitat som skapas av en åtgärd måste definieras för varje åtgärd baserat på vilken typ av problem åtgärden är ämnad att lösa (typ av regleringspåverkan), vilken eller vilka organismgrupper som åtgärden avser att gynna, och mängden och kvaliteten på habitatet idag. I tabell 11 redovisas hur miljönyttan med de miljöåtgärder som har utretts i Umeälven har beräknats, med resultat summerade för hela älven för olika åtgärder i tabell 12.

Åtgärderna kan, utifrån arbetet med bristanalysen, delas in i två typer;

1. Åtgärder som syftar till en hydrologisk anpassning av vattendraget, till exempel fiskvägar, nolltappningsförbud eller anpassningar av vattenstånd. Hydrologisk anpassning ger nyttoeffekter i form av nytt eller förbättrat habitat genom att återskapa naturliga processer i vattendraget samt genom ökad konnektivitet.
2. Åtgärder som syftar en fysisk anpassning av vattendraget, till exempel erosionsbegränsande åtgärder i huvudfåran, restaurering av strömsträckor, restaurering av utloppskanaler, flottledsåterställningar i huvudfåra, biotopåtgärder i torrfåror, anpassning av minimitappning till ekologiska flöden i torrfåror, åtgärder av vandringshinder i biflöden, flottledsåterställningar i biflöde (ekologisk restaurering), restaurering av lekbottnar samt kontinuitetsproblem i mynningar av biflöden samt i huvudfåra, kontinuitetsproblem i dämningssområden vid låga vattenstånd. Fysisk anpassning syftar i regel till att direkt skapa nytt habitat, snarare än att återskapa habitatskapande processer, även om det sekundärt kan bli effekten.

Tabell 11 beskriver, med Umeälven som exempel, en arbetsgång och förslag på kvalitativa och kvantitativa indikatorer på miljönytta.

Kortfattat kan arbetsgången beskrivas som att man;

- A. Listar åtgärderna för varje grupp för respektive vattenförekomst
  - a. Mäter upp alla kvantitativa nyttor enligt modell.
  - b. Jämför befintligt habitat jämförbart med kvantitativ nytta av skapat habitat
  - c. Ange kvalitativa nyttor och hur de ska mätas.
- B. Koppla åtgärden (om koppling finns) till processer i älven såsom
  - a. Översvämning
  - b. Sedimentation (erosion, deposition)
  - c. Bottensubstrat
  - d. Syresättning

- e. Vattenkemi – näring
- f. Vattenkemi – övriga kemiska substanser
- g. Grundvattenutbyte

Tabell 11. Kvantitets- och kvalitetsindikatorer för ett urval av åtgärder från arbetet med Umeälven.

	Kvalitet – art, organismgrupp, indikator	Tillskapat (åtgärdspotential) kvantitet	Nuläge – befintligt habitat
1. Erosionsbegränsande åtgärder av stränder (strandkydd):	Täckningsgrad och artsammansättning av strandvegetation.	Areal skapad strandzon med potential för återvegetering (m <sup>2</sup> )	Summerad areal med vegetationstäckt strandzon (m <sup>2</sup> )
2. Tillförsel av block i huvudfåra (restaurering av strömsträckor)	Bottenfauna och fisk.	Areal förbättrat strömmande habitat (m <sup>2</sup> )	Areal strömmande habitat med block, struktur och lek område, huvudfåradämningssområde (m <sup>2</sup> )
3. Skapande av grundområden med block och lek område (restaurering av utloppskanal):	Bottenfauna eller fisk.	Areal skapat strömmande habitat (m <sup>2</sup> )	Areal strömmande habitat i med block, struktur och lek område utloppskanal (m <sup>2</sup> )
4. Flottledsåterställningar i huvudfåra (rivning)	Bottenfauna eller fisk. Täckningsgrad och artsammansättning av strandvegetation	Areal skapat, återskapat eller förbättrat vattenhabitat (m <sup>2</sup> ) Areal skapad strandzon (m <sup>2</sup> )	Areal av den typen av habitat som ökar eller påverkas av rivning av flottleder (m <sup>2</sup> )
5. Åtgärder av kontinuitetsproblem i mynningar av biflöden:	Fisk.	Öppnad vattendraglängd vid låga vattenstånd (m)  Öppnad vattendraglängd hela året (m)	Befintlig vattendraglängd före åtgärd kontinuitetsproblem i biflödesmyrning (m)
6. Åtgärder av kontinuitetsproblem orsakat av grunddammar:	Bottenfauna och fisk. Makrofyter och bottenfauna i selområden.	Öppnad vattendraglängd (m) Ökad funktion i selområden (minskad area) (m <sup>2</sup> ) genom bättre vattenomsättning	Befintlig vattendraglängd före åtgärd kontinuitetsproblem orsakat av grunddamm (m) samt area (m <sup>2</sup> ).
7. Åtgärder av kontinuitetsproblem i dämningssområden vid låga vattenstånd	Fisk.	Öppnad vattendraglängd (m)  Tillgängliggjord area (m <sup>2</sup> )	Befintlig vattendraglängd före åtgärd påverkat av kontinuitetsproblem dämningssområde vid låga vattenstånd (m) samt area (m <sup>2</sup> ).
8. Biotopåtgärder i torrfåror (kan innebära ett minskat habitat):	Bottenfauna och fisk. Makrofyter i selområden.	Ökad ekologisk kvalitet (förbättrat habitat) i strömmande habitat (m <sup>2</sup> )  Ökad ekologisk kvalitet (förbättrat habitat) i selområde (m <sup>2</sup> )	Befintlig längd/areal suboptimalt habitat innan åtgärd

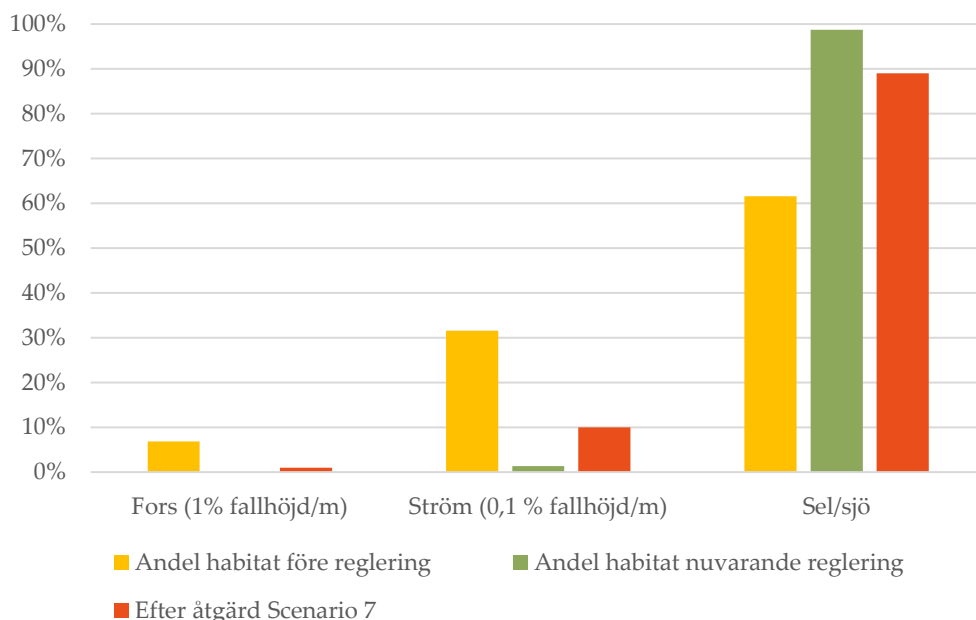
Tabell 11 forts. Kvantitets- och kvalitetsindikatorer för ett urval av åtgärder från arbetet med Umeälven.

	Kvalitet – art, organismgrupp, indikator	Tillskapat (åtgärdspotential) kvantitet	Nuläge - befintligt
9. Åtgärder i torrflåror, anpassning av minimitappning till ekologiska flöden:	Bottenfauna och fisk i strömmande områden. Biologiska parametrar: Strandvegetation och makrofyter i selområden.	Ökad ekologisk kvalitet (förbättrat habitat) i strömmande habitat (m <sup>2</sup> )  Ökad ekologisk kvalitet (förbättrat habitat) i selområde (m <sup>2</sup> ) genom ökad genomströmning	Befintlig längd/areal suboptimalt habitat innan åtgärd
10. Åtgärder av vandringshinder i biflöden:	Bottenfauna, fisk.	Öppnad vattendraglängd/areal (m/m <sup>2</sup> )	Befintlig längd/areal påverkat av vandringshinder
11. Flottledsåterställningar i biflöde (ekologisk restaurering)	Bottenfauna, fisk.	Areal skapat/återskapat/förbättrat vattenhabitat (m <sup>2</sup> )	Befintlig längd/areal suboptimalt habitat innan åtgärd
12. Restaurering av lekbottnar:	Bottenfauna eller fisk.	Areal skapade lekbottnar (m <sup>2</sup> )	Befintlig längd/areal suboptimalt habitat innan åtgärd
13. Naturlig flödesregim	Bottenfauna, makrofyter, fisk	Andel återskapat flöde mätt i medelflöde m <sup>3</sup> /s, flödets förändringstakt (magnitud, varaktighet, tidpunkt, frekvens)	Nuvarande flödesregim
14. Säsongsanpassning	Bottenfauna, makrofyter, fisk	Andel återskapat flöde mätt i medelflöde m <sup>3</sup> /s, flödets förändringstakt (magnitud, varaktighet, tidpunkt, frekvens)	Nuvarande flödesregim
15. Nolltappningsrestriktion	Bottenfauna, makrofyter, fisk	Ökad vattenhastighet (m <sup>3</sup> /s). Flödets förändringstakt Andel återskapat flöde (magnitud, varaktighet, tidpunkt, frekvens)	Nuvarande vattenhastigheter och flödesregim
16. Miljöanpassade vattenstånd	Täckningsgrad och artsammansättning av strandvegetation	Areal med potential för etablerad strandvegetation (m <sup>2</sup> ).	Nuvarande areal med potential för etablerad strandvegetation (m <sup>2</sup> ).
17. Vatten för fiskvägar, torrflåror och omlöp	Fisk	Öppnad vattendraglängd (m), mäts genom index IPs Tillgängliggjord area (m <sup>2</sup> ), mäts genom index IPs Tillskapat habitat (m <sup>2</sup> )	Nuvarande förhållanden

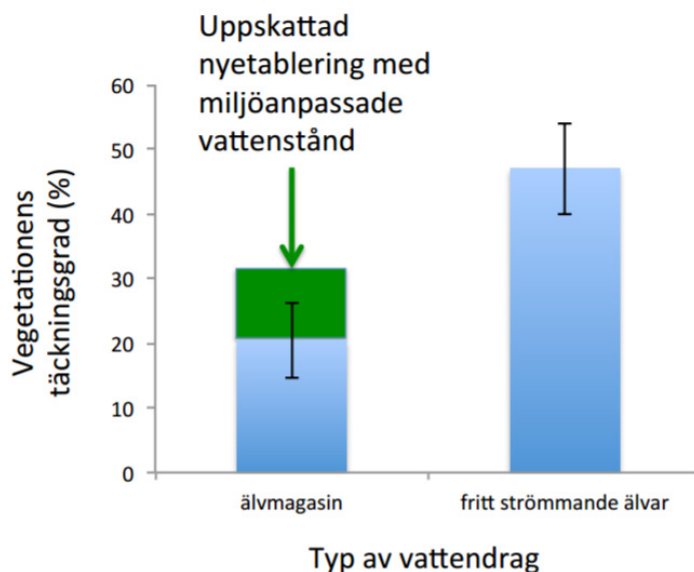
Figur 20 visar miljövinster i form av skapat forshabitat i Umeälven vid en ekologisk reglering enligt scenario 7 i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén 2017). Detta scenario innebär nolltappningsrestriktion nedströms Storuman samt spill till torrfåror, omlöp och fiskvägar. Andelen strömhabitat (lutning 0,1 till 1 %) skulle öka tiofaldigt i älven, från ca 1 till ca 10 procent. Ytan forshabitat (lutning >1%) skulle öka, från att inte ha funnits, till ca 1 procent.

Under Umeälvsarbetet inventerades magasinens stränder med avseende på sedimentammansättning (storleksfördelning av sediment), strandbredd och lutning. Utifrån detta klassades stränderna utifrån sin lämplighet för vegetationsetablering. Under inventeringen noterades också strandavsnitt där det fanns förutsättningar för strandväxter att etablera sig med dagens vattenståndsväxlingar (områden med sedimentation av sand eller finsediment, grundområden, och strandsträckor skyddade mot erosion). Dessa områden bedömdes som extra viktiga för åtgärden naturanpassade erosionskydd. Efter inventeringen beräknades hur stor andel av stränderna i varje magasin som hade förutsättningar för etablering av strandvegetation, d.v.s. där jordarten har inslag av finsediment, och stranden inte är vertikal. Utifrån modellen för anpassade vattennivåer i Umeälven (Widén m.fl. 2016) kunde potentiell etablering av vegetation beräknas (Figur 21).

### Habitatfördelning Umeälven



**Figur 20. Habitatfördelning i Umeälven efter flödesåtgärder enligt Scenario 7 i rapporten "Ekologisk reglering" (Widén 2017). Detta scenario innebär att nolltappningsrestriktion nedströms Storuman samt att vatten spillas till torrfåror, omlöp och fiskvägar.**



Figur 21. Uppskattad nyetablering av strandvegetation i Umeälvens älvmagasin med miljöanpassade vattenstånd i förhållande till dagens situation och vegetationens täckningsgrad i på sträder längs sel fritt strömmande älvar, som jämförelse.

## 7.2 ATT KOSTNADSSÄTTA ÅTGÄRDER

I projektet har stor vikt lagts vid att arbeta med att kostnadssätta flödesrelaterade åtgärder på ett adekvat sätt för att på så sätt ta fram ett bra underlag för att kunna prioritera mellan åtgärder. Detta har hittills saknats bra verktyg för, både i Sverige men även i omvärlden. Bedömningar har i regel endast gjorts med analyser av påverkan på enskilda anläggningar som basis. För att minimera kostnaderna av en flödesåtgärd är det en fördel att arbeta ur ett systemperspektiv, med verktyg som beaktar påverkan av en åtgärd både uppströms och nedströms. Behovet av att kunna göra dessa avvägningar är stort, inte minst för att kunna påvisa om en åtgärd har en stor samhällsekonomisk påverkan. Arbetet med att kostnadssätta flödesrelaterade åtgärder redovisas i en egen rapport; "Ekologiska flöden" (Widén m.fl 2017). I rapporten ges en beskrivning av vad ekologisk reglering är, samt metoder för att beräkna kostnader av denna. Systemperspektivet genomsyrar arbetet, och stor vikt läggs på tekniska begränsningar och minimering av produktionsförluster.

Den samhällsekonomiska kostnaden av flödesrelaterade åtgärder reflekteras dock inte bara i påverkan på mängden producerad energi, utan även i vilken grad en åtgärd påverkar balans- och reglerförmåga hos en anläggning. Det är dock en komplex fråga som vi inte har haft utrymme att fördjupa oss i på det sätt som vi anser skulle behövas. Generellt sett anser dock vi att frågan ofta blir felställd eller bakvänd om man utgår från att en anläggning har stor betydelse för reglerbidraget och på basis av detta undantar den från åtgärder. Sannolikt är det så att många flödesrelaterade åtgärder, framför allt de som innebär en större mängd spill eller en kraftigt omfördelad tappning över året, inte kommer att vara aktuella i de anläggningar med stor betydelse för reglerförmågan i vårt elsystem, men dessa



undantag bör inte göras utan att först analysera en åtgärds effekt på detta på säsongsbasis – det som har betydelse är i vilken mån åtgärderna har påverkan på potentialen för balans- och reglerkraft som faktiskt används (idag eller som kan komma att användas inom överskådlig framtid).

Man kan t.ex. analysera vid vilken tidpunkt på året olika miljöåtgärder tar potentiell balans- och reglerkraft i anspråk (och huruvida man kan upprätthålla vattenhushållningen i systemet för att möta perioder med stort behov) och sätta det i relation till den balans- och reglerkraft som faktiskt har använts under den tidsperioden historiskt (eller kan komma att användas i framtiden enligt scenarier). Utifrån sådana beräkningar kan man sätta ett tak på hur stor påverkan på balans- och reglerkraft som kan tolereras under olika delar av året, snarare än att peka ut enskilda kraftverks roll. De beräkningar av det relativa reglerbidraget som har gjorts för att identifiera anläggningar av betydelse för balans- och reglerkraft är gjorda per kraftverk, vilket innebär att man frångår avrinningsområdesperspektivet och systemperspektivet, vilket får negativa konsekvenser för att genomföra kostnadseffektiva miljöåtgärder.

När det gäller kostnadssättning av andra typer av åtgärder kommer dessa att variera beroende av många olika faktorer. Gäller åtgärden schaktning, återläggning av sten, eller annan morfologisk restaurering kommer kostnaden att vara avhängig av kostnad för entreprenörer, material m.m., och hur tillgänglig platsen för åtgärd är. Schablonberäkningar och kostnadsintervall för vissa åtgärder finns att hitta på Vatteninformation Sverige (<http://viss.lansstyrelsen.se/>). Dock är kostnader för dessa typer av åtgärder så platsspecifika, samt beroende på transportkostnader etc., att schabloner ofta inte säger så mycket. Tabell 12 nedan ger en fingervisning om beräknade kostnader per areal/meter för t.ex. naturliga erosionsskydd, och restaurering av utloppskanaler i Umeälven.

### 7.3 EXEMPEL PÅ SAMMSTÄLLNING AV BERÄKNING AV MILJÖNYTTA SAMT KOSTNADER AV ÅTGÄRDER

Tabell 12 visar en sammanställning av beräkningar av skapat eller förbättrat habitat i form av vattendraglängd eller area av en rad åtgärder som analyserats för Umeälvens avrinningsområde, samt kostnaderna för dessa antingen i form av monetära kostnader eller som påverkan på elproduktionen. Alla åtgärder i tabellen har ännu inte fullt ut kostnadssatts, och för vissa åtgärder är inte heller miljönyttan beräknad ännu. Tabellen kan dock ses som ett exempel på en sammanställning som en grund för en prioriteringsmodell. I tabellen anges kostnader och nyttor som en summa av alla identifierade åtgärder längs hela älven samt biflöden. Utöver en sådan sammanställning behöver man för varje dämningssområde enskilda listor på identifierade åtgärder och dess beräknade nyttor och kostnader för att få en överblick hur dessa fördelar sig i avrinningsområdet/produktionssystemet.

En åtgärd som ger mycket höga vinster i form av förbättrat habitat är att återinföra en naturlig flödesregim i vattendraget. Hela 477 km<sup>2</sup> förbättrat habitat skulle erhållas. Anledningen är att en sådan åtgärd påverkar i stort sätt alla habitat och processer positivt, och den sammanlagda nyttoarealen motsvarar hela den

blötlagda arealen i älven. Samtidigt är detta också den absolut dyraste åtgärden med avseende på produktion. Elproduktionen i Umeälven skulle minska med 20.5% om en sådan åtgärd genomfördes. Åtgärden innebär också att vi tar bort all reglerförmåga i systemet då vi låter vattnet rinna som det kommer. Detta är alltså ingen realistisk åtgärd för vattendrag som är klassade som KMV. Påverkan på samhällsekonomiskt viktiga funktioner är allt för stor. Däremot kan det vara en relevant åtgärd i mindre vattendrag som klassats som naturliga, och där miljö kvalitetsnormen är GES.

En åtgärd som att sätta restriktioner för nolltappning ger också höga miljövinster, i och med att man får en kontinuerlig strömning i vattnet, både med avseende på areal och längd tillskapat habitat, och här är påverkan på elproduktionen inte alls lika hög. Endast en halv procent av produktionen tas i anspråk om en sådan restriktion skulle införas i Umeälven. Anledningen att det blir så pass "billigt" ur ett produktionsvolymsperspektiv jämfört med tidigare uppskattningar som gjorts (Bostorp m.fl. 2014) är att vi hela tiden producerar på det vatten som rinner, och i mesta möjliga mån försöker undvika spill. I rapporten "Ekologisk reglering" (Widén m.fl. 2017) ges en noggrann genomgång av kostnaderna för olika typer av flödesanpassade åtgärder, och här ges även en beskrivning om hur den säsongsmässiga fördelningen av påverkan ser ut. Utifrån det kan man få en uppfattning om i vilken utsträckning åtgärden påverkar behovet av balans och reglerkraft.

Kostnaden för en åtgärd kommer också att variera beroende på om det hydrologiskt sett är ett blötår, torrår, eller normalår. Tittar man på en åtgärd som att säsongsanpassa vattenstånd för att gynna strandvegetation kommer den under ett blötår endast uppgå till en tredjedels procent, medan den under ett torrår uppgår till en procent av årsproduktionen. Anledningen är att de säsongsanpassade vattenstånden medför en begränsning på utrymmet för korttidsreglering, vilken är mer intensiv under torrår (Ahonen 2013). Våra grova mått på nytta, så som areal eller vattendraglängd, kommer inte att skilja sig åt, men den verkliga ekologiska nyttan kan teoretiskt göra det. Torra år är ofta varma, och kan innebära en stress för de akvatiska organismerna. Ett kontinuerligt vattenflöde skulle då bidra till en bättre syresättning av vattnet och lägre vattentemperaturer.

Tabell 12. Sammanställning av beräkningar av miljönytta samt kostnader av potentiella åtgärder i Umeälven.

	Area erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Längd erhållet eller förbättrat habitat (km)	Enhet	Beräknad kostnad åtgärd ( TSEK )	Produktionsförlust (GWh)	Produktionsförlust (proportion av nuvarande)
<b>Ekologiska flöden och vattenstånd</b>							
Nolltappningsrestriktion	2 819 560	m <sup>2</sup>	136,0	km		39,5	0,5 %
Naturliga flöden	477,22	km <sup>2</sup>	470,0	km		1586,0	20,5 %
Säsongsanpassade flöden (vårflod)	Ej beräknat		Ej beräknat			415	5%
Anpassade vattenstånd	361 000	m <sup>2</sup>	Ej beräknat			Torrår: 79,98 Normalår: 58,86 Blötår: 25,79	Torrår: 1% Normalår: 0,76% Blötår: 0,33%

Tabell 12 forts. Sammanställning av beräkningar av miljönytta samt kostnader av potentiella åtgärder i Umeälven.

	Area erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Längd erhållet eller förbättrat habitat (km)	Enhet	Beräknad kostnad åtgärd ( TSEK )	Produktionsförlust (GWh)	Produktionsförlust (proportion av nuvarande)
<b>Konnektivitet</b>							
Tekniska fisktrappor för uppströmsvandring, huvudfåra, 18 kraftverk + nolltappningsrestriktioner, tillgängliggjort strömhabitat (vatten till omlöp, torrfåror, fiskväg)	3 969 700	m <sup>2</sup>	9,3	km		129,2	2,8 %
Konnektivitet sjölängd, tekniska fisktrappor för uppströmsvandring, huvudfåra, 18 kraftverk + nolltappningsrestriktioner (vatten till omlöp, torrfåror, fiskväg)			ca 540	km		129,2	2,8 %

Tabell 12 forts. Sammanställning av beräkningar av miljönytta samt kostnader av potentiella åtgärder i Umeälven.

	Area erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Längd erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Beräknad kostnad åtgärd ( TSEK )	Produktionsförlust (GWh/år)	Produktionsförlust (proportion av nuvarande/år)
Teknisk fisktrappa biflöden			1006,0	km		0	0
Fisktrappa, nedströmsvandring	Ej beräknat		Ej beräknat			Ej beräknat	Ej beräknat
Tappning av vatten omlöp + nolltappningsrestriktioner	42 000	m <sup>2</sup>	9,0	km		158,0	2,05 %
Tappning av vatten torrfåra + nolltappningsrestriktioner	1 565 200	m <sup>2</sup>	93,6	km			
Konnektivitet sjölängd, tappning av vatten torrfåra och omlöp + nolltappningsrestriktioner			1869	km		158,0	2,05 %

Tabell 12 forts. Sammanställning av beräkningar av miljönytta samt kostnader av potentiella åtgärder i Umeälven.

	Area erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Längd erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Beräknad kostnad åtgärd ( TSEK )	Produktionsförlust (GWh/år)	Produktionsförlust (proportion av nuvarande/år)
<b>Habitatåtgärder huvudfåra</b>							
Erosionsskydd för att skydda/återskapa strandhabitat	166 860	m <sup>2</sup>	111 240	m	22 248 000	0	0
Habitatåtgärder utloppskanal	173 800	m <sup>2</sup>	12 900	m	129 000 000	0	0
Restaurering forshabitat	166 860	m <sup>2</sup>	111 240	m	22 248 000	0	0
Öppna upp sidofåror	2 404 500	m <sup>2</sup>	14 040	m	2 808 000	0	0
Borttagande av spegeldamm	74 000	m <sup>2</sup>			Ej beräknat	0	0
Morfologisk anpassning torrfåra	Ej ännu beräknat		Ej ännu beräknat		Ej ännu beräknat	0	0
Återskapa strandhabitat i stadsmiljö	29 400	m <sup>2</sup>			35 280 000	0	0
Hydrologisk restaurering avrinningsområde	1 405 360	m <sup>2</sup>	85 658	m	24 mkr	0	0

Tabell 12 forts. Sammanställning av beräkningar av miljönytta samt kostnader av potentiella åtgärder i Umeälven.

	Area erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Längd erhållet eller förbättrat habitat	Enhet	Beräknad kostnad åtgärd ( TSEK )	Produktionsförlust (GWh/år)	Produktionsförlust (proportion av nuvarande/år)
Våtmarker etc.	29 400	m <sup>2</sup>	4200	m	35 mkr	0	0
<b>Åtgärder biflöden</b>							
Konnektivitet biflödesutlopp	5400	m <sup>2</sup>			500 000	0	0
Konnektivitet i biflödet	Ej beräknat		Ej beräknat		Ej beräknat		
Morfologisk restaurering biflöde	Ej beräknat		52	km	Ej beräknat	0	0

## 8 Prioritering av åtgärder

### 8.1 GRUNDDATA FÖR PRIORITERING

För att kunna påbörja ett arbete med att prioritera mellan möjliga miljöåtgärder med syftet att uppnå god ekologisk status eller potential (GES eller GEP) enligt vattendirektivet måste ett antal uppgifter om vattendraget och de olika miljöåtgärder finnas tillhanda. För det första krävs att man har tagit fram en lista med tänkbara åtgärder som skulle vara möjliga att genomföra i det aktuella avrinningsområdet. En ytterligare förutsättning är att man i ett tidigare skede har konsekvensbeskrivit varje åtgärd, d.v.s. gjort en uppskattning av vilken miljönytta åtgärden skulle ha, och vad den skulle kosta i form av anläggningskostnader och påverkan på vattenkraftsproduktion. Vidare måste en analys av den tekniska genomförbarheten av åtgärder ha gjorts, så att man vet om åtgärden är kompatibel med t.ex. dammsäkerhet och inte orsakar skador på bostäder eller infrastruktur.

Grunddatat för prioritering är en lista på åtgärder, där man för varje åtgärd har uppskattat både dess miljönytta och kostnaden för att genomföra den (steg 1 Figur 22, exempel tabell 12,). Miljönyttan anges i kvantitativa termer, d.v.s. ytan av habitat (livsmiljöer) för vattendragsanknutna arter som skapas eller får förbättrad kvalitet. Detta habitat ska vara identifierat som en bristvara jämfört med naturliga, opåverkade förhållanden, eller bidra till att sällsynta, hotade arter ska uppnå gynnsam bevarandestatus eller för att generera plusvärden i form av ekosystemtjänster som fiskemöjligheter. På så vis undviker man att genomföra åtgärder för att skapa triviala ekosystem som inte bidrar till uppfyllande av miljömål eller ger ekosystemtjänster som inte är en brist i det aktuella avrinningsområdet. En annan förutsättning för att en åtgärd ska finnas med i listan över potentiella åtgärder är att det finns något slags vetenskapligt stöd för att åtgärden har den förväntade miljönyttan. Ytterst få åtgärder har blivit vetenskapligt utvärderade i studier där man dragit slutsatser efter att ha analyserat ett tillräckligt statistiskt underlag (s.k. meta-analyser), men i avsaknad av detta får man förlita sig på enskilda utvärderingar, eller analyser av att det finns vetenskapligt stöd för de mekanismer genom vilken åtgärden sägs verka (Jansson m.fl. 2017).

Det pågår ett aktivt arbete med att utveckla nya åtgärder för att förbättra miljön i utbyggda vattendrag, och att förbättra befintliga metoder. I de fall där restaureringsarbeten utformas så att dess effekter kan utvärderas vetenskapligt bör detta anses motsvara att vetenskapligt stöd finns. På så sätt underlättas metodutveckling till fördel för alla inblandade parter. Detta i sig kan utgöra skäl för att en åtgärd prioriteras i ett visst avrinningsområde. Kostnadsuppskattningarna består i första hand av en analys av hur åtgärder påverkar elproduktionen från vattenkraft, angett som förändring i kraftproduktion (mätt i kWh eller andel av genomsnittlig produktion) eller årligt intäktsbortfall. Dessutom tillkommer kostnader för anläggningsarbeten i samband med åtgärdens genomförande, och möjligen vissa kostnader för framtida underhåll och skötsel (fiskvägar).



Vi förutsätter att prioritering mellan åtgärder sker på avrinningsområdesnivå, vilket i regel betyder att flera vattenförekomster berörs. Detta beror på att både miljönyttor och kostnader kan uppkomma utanför en enskild vattenförekomst: Skapande av fiskvägar ger t.ex. miljönytta för de lek- och uppväxtområdena upp- eller nedströms för vandringsfiskar som tillgängliggörs av fiskvägen. På samma sätt kan påverkan på kraftproduktionen uppstå vid andra dammar eller kraftverk än den i fokus. Det kan t.ex. vara så att ökad tappning för att ge vatten till en torrfåra tvingar fram spill i ett kraftverk nedströms. Ett ytterligare argument för att göra prioriteringen på avrinningsområdesnivå är att det underlättar att ha ett landskapsperspektiv på arters förekomster och spridningsmöjligheter samt ekosystemfunktioner. Många åtgärder syftar t.ex. till att ge tillräckligt mycket lämpligt habitat för arter som ska uppnå gynnsam bevarandestatus, vilket kräver att åtgärdernas förväntade resultat summeras på större rumsliga skalor. Efter att en prioritering på avrinningsområdesnivå är genomförd måste dock en avstämning ske där resultatet bryts ned till en lista på åtgärder för varje vattenförekomst.

## 8.2 ÅTGÄRDER SOM GENOMFÖRS UTAN PRIORITERING

I figur 22 presenteras ett flödesschema som visar en arbetsgång för prioritering mellan olika möjliga miljöåtgärder i ett vattendrag. Det är inte givet att det ska ske en prioritering mellan alla åtgärder som har vetenskapligt stöd. Prioritering kan ses som en metod att hantera situationer där de tillgängliga resurserna är begränsade, och som ett medel att begränsa omfattningen av åtgärder som kan anses störa eller begränsa kraftproduktion. I den mån åtgärder inte påverkar kraftproduktionen eller endast har ringa påverkan, samtidigt som de har påtaglig miljönytta till liten kostnad, finns det ingen anledning för dessa åtgärder att genomgå en prioriteringsprocess: I dessa fall bör det inte finnas några motstridiga intressen (steg 2 & 3, Figur 22). Dessa åtgärder bidrar förstas till uppnåendet av GEP eller GES (eller annan miljökvalitetsnorm) även om de inte blir föremål för prioritering, men omfattas inte av åtgärdsutrymmet som det diskuteras nedan. Ett exempel på åtgärder som detta kan gälla är arbete med återställning av tidigare flottleder. Ofta finns ett lokalt engagemang för sådana åtgärder, och en samsyn mellan inblandade parter om fördelarna med deras genomförande. I regel kan man anta att åtgärder av denna kategori i första hand har lokal effekt, och endast kräver insatser lokalt, varför de inte behöver hanteras samordnat på avrinningsområdesnivå.

## 8.3 OLIKA MÅL BEROENDE PÅ OM VATTENFÖREKOMSTEN ÄR KMV ELLER INTE

Övriga åtgärder, som antingen är mer omfattande att genomföra, påverkar kraftproduktionen eller på annat sätt har större kostnader, kvarstår på listan och blir föremål för prioritering. Prioriteringsarbetet kommer dock att skilja sig åt beroende på om vattenförekomsterna är kraftigt modifierade vatten (KMV) eller inte (steg 4 Figur 22). Är vattenförekomsten inte klassad som KMV ska alla åtgärder som behövs för att uppnå GES genomföras (steg 5 figur 22), om det inte finns skäl för undantag. Det kan ske genom en prioriteringsprocess som den som

beskrivs nedan, men målsättningen är annorlunda jämfört med KMV. Principen är här att åtgärder för att förbättra den ekologiska statusen ska genomföras tills alla biologiska och kemiska kvalitetsindikatorer i Vattendirektivet är uppfyllda.

För områden som utgör KMV innebär däremot prioriteringen att man gör en avvägning mellan miljönyttan som uppnås och de förluster, begränsningar eller olägenheter som kan uppstå för kraftproduktionen. Prioriteringsarbetet görs på avrinningsområdesnivå, men kan också ske separat i olika delavrinningsområden om förutsättningarna för regleringen är mycket olika mellan områdena (motsvarande de delområden som definieras för scenarier för ekologisk reglering, Widén m.fl. 2017).

#### 8.4 ÅTGÄRDER FÖR ATT GYNNA SÄRSKILT SKYDDSVÄRDA ARTER

Första steget vid prioritering för KMV är att ta hänsyn till sällsynta arter eller arter i behov av särskilt skydd som är påverkade av vattenkraft (Steg 6, Figur 22). Åtgärder med hänsyn till sådana arter utgör det första steget dels för att det finns särskild lagstiftning eller särskilda direktiv som omfattar dessa arter, och som i sin tur kräver att man vidtar åtgärder för deras skydd eller utformar åtgärderna så att de gynnar dessa arter. Sådana arter kan också tjäna som paraplyarter, d.v.s. att om åtgärder genomförs för att förbättra förhållandena för en s.k. paraplyart, så kommer det att indirekt att gynna ett flertal andra arter.

Utgående från Art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter) och Internationella naturvårdsunionens (IUCN) rödlistning har vi identifierat arter som bör prioriteras vid åtgärdsarbetet. Arter som listas i Art- och habitatdirektivets bilaga 2 (Natura2000-arter) eller bilaga 4 (arter som kräver noggrant skydd) har listats i Tabell 13, tillsammans med arter som är internationellt rödlistade (global rödlistning). Totalt omfattar denna lista 27 svenska arter knutna till sötvatten (Tabell 13). Av dessa arter kan 14 knytas direkt till påverkan av vattenkraft i form av reglering, ändrade flöden och vattenstånd samt förlorad konnektivitet (Se von Wachenfeldt & Bjelke, 2017). Arterna spänner över rödlistans hotkategorier från akut hotad ( $n = 3$ ) till livskraftig ( $n = 10$ ). Sju arter är globalt rödlistade, t.ex. utter, flodpärlmussla, ål, hårklomossa och späd bäckmossa. Grovt förenklat kan man konstatera att nio arter kräver strömmande-forsande miljö och tre arter kan direkt knytas till strandmiljöer (Tabell 14). Det bör påpekas att dessa arter i regel inte bara påverkas negativt av vattenkraft, vilket gör att det kan krävas åtgärder som inte är relaterade till vattenkraft för att möjliggöra livskraftiga populationer av en art.

Tabell 13. Arter som nationellt bör beaktas vid prioritering av åtgärder i påverkade vattensystem. Rödlistningskategori anger SLU Artdatabankens bedömning av artens hotstatus (CR=Akut hotad, EN=Starkt hotad, VU=Sårbar, NT=Nära hotad, LC=Livskraftig) år 2015. Under rubriken Artdirektiv anges var arten listats i Art- och habitatdirektivet. IUCNs rödlistning anges i sista kolumnen.

Namn	Släkte	Art	Grupp	Påverkan vattenkraft/reglering	Rödlistekategori	Artdirektiv	IUCN
<b>Utter</b>	<i>Lutra</i>	<i>lutra</i>	Däggdjur	1	<b>VU</b>	Bilaga 2 & 4	<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Grönfläckig padda</b>	<i>Bufo</i>	<i>viridis</i>	Groddjur	0	<b>CR</b>	Bilaga 4	<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Klockgroda</b>	<i>Bombina</i>	<i>bombina</i>	Groddjur	0	LC	Bilaga 2 & 4	
<b>Större vatten-salamander</b>	<i>Triturus</i>	<i>cristatus</i>	Groddjur	0	LC	Bilaga 2 & 4	
<b>Asp</b>	<i>Aspius</i>	<i>aspius</i>	Fiskar	1	<b>NT</b>	Bilaga 2 & 5	
<b>Harr</b>	<i>Thymallus</i>	<i>thymallus</i>	Fiskar	1	LC	Bilaga 2	
<b>Lax</b>	<i>Salmo</i>	<i>salar</i>	Fiskar	1	LC	Bilaga 2	
<b>Nissöga</b>	<i>Cobitis</i>	<i>taenia</i>	Fiskar	0	LC	Bilaga 2	
<b>Stensimpa</b>	<i>Cottus</i>	<i>gobio</i>	Fiskar	1	LC	Bilaga 2	
<b>Ål</b>	<i>Anguilla</i>	<i>anguilla</i>	Fiskar	1	CR		<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Flodkräfta</b>	<i>Astacus</i>	<i>astacus</i>	Kräftdjur	0	<b>CR</b>	Bilaga 5	<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Blodigel</b>	<i>Hirudo</i>	<i>medicinalis</i>	Iglar	0	LC	Bilaga 5	<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Flodpärlmussla</b>	<i>Margaritifera</i>	<i>margaritifera</i>	Blötdjur	1	<b>EN</b>	Bilaga 2 & 5	<i>Globalt rödlistad</i>
<b>Tjockskalig målarmussla</b>	<i>Unio</i>	<i>crassus</i>	Blötdjur	1	<b>EN</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Sirlig skivsnäcka</b>	<i>Anisus</i>	<i>vorticulus</i>	Blötdjur	1	<b>VU</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Bred gulbrämad dykare</b>	<i>Dytiscus</i>	<i>latissimus</i>	Skalbaggar	0	LC	Bilaga 2 & 4	

Tabell 13 forts. Arter som nationellt bör beaktas vid prioritering av åtgärder i påverkade vattensystem. Rödlistaningskategori anger SLU Artdatabankens bedömning av artens hotstatus (CR=Akutt hotad, EN=Starkt hotad, VU=Sårbar, NT=Nära hotad, LC=Livskraftig) år 2015. Under rubriken Artdirektiv anges var arten listats i Art- och habitatdirektivet. IUCNs rödlistning anges i sista kolumnen.

Namn	Släkte	Art	Grupp	Påverkan vattenkraft/reglering	Rödlistekategori	Artdirektiv	IUCN
<b>Bred paljettdykare</b>	<i>Graphoderus</i>	<i>bilineatus</i>	Skalbaggar	0	LC	Bilaga 2 & 4	
<b>Citronfläckad kärrtrollslända</b>	<i>Leucorrhinia</i>	<i>pectoralis</i>	Sländor	0	LC	Bilaga 2 & 4	
<b>Grön flodtrollslända</b>	<i>Ophiogomphus</i>	<i>cecilia</i>	Sländor	1	<b>VU</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Flytsvalting</b>	<i>Luronium</i>	<i>natans</i>	Kärlväxter	0	<b>EN</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Hänggräs</b>	<i>Arenaria</i>	<i>humifusa</i>	Kärlväxter	0	<b>NT</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Sjönajas</b>	<i>Najas</i>	<i>flexilis</i>	Kärlväxter	0	<b>EN</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Småsvalling</b>	<i>Alisma</i>	<i>wahlenbergii</i>	Kärlväxter	1	<b>EN</b>	Bilaga 2 & 4	Globalt rödlistad
<b>Venhavre</b>	<i>Trisetum</i>	<i>subalpestre</i>	Kärlväxter	0	<b>NT</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Ävjepilört</b>	<i>Persicaria</i>	<i>foliosa</i>	Kärlväxter	1	<b>NT</b>	Bilaga 2 & 4	
<b>Hårklomossa</b>	<i>Dichelyma</i>	<i>capillaceum</i>	Mossor	1	<b>NT</b>	Bilaga 2	
<b>Späd bäckmossa</b>	<i>Hygrohypnum</i>	<i>montanum</i>	Mossor	1	<b>VU</b>	Bilaga 2	

Tabell 14. Generaliserad fördelning av de listade arterna på typiska livsmiljöer.

Namn	Habitattyp	Kritiskt habitat & process
<b>Utter</b>	Ström	Strömhabitat, stark ström vintertid
<b>Grönfläckig padda</b>	Våtmark	Kustnära våtmark med god solinstrålning
<b>Klockgroda</b>	Småvatten	Fiskfria småvatten
<b>Större vattensalamander</b>	Småvatten	Fiskfria småvatten
<b>Asp</b>	Ström	Näringsrik sjö, konnektivitet med rinnande vatten för lek
<b>Harr</b>	Ström	Strömhabitat
<b>Lax</b>	Ström	Strömhabitat, konnektivitet hav (Vänern)
<b>Nissöga</b>	Lugnvatten	Mjuk finsedimentbotten
<b>Stensimpa</b>	Ström	Strömhabitat, stenig strandzon i större sjö
<b>Ål</b>	Variabel	Honor sötvatten konnektivitet
<b>Flodkräfta</b>	Variabel	Steniga bottnar, ingen signalkräfta
<b>Blodigel</b>	Småvatten	Fiskfria småvatten
<b>Flodpärlmussla</b>	Ström	Strömhabitat , god tillgång på öring (lax)
<b>Tjockskalig målarmussla</b>	Ström	Strömhabitat, näringsrikedom
<b>Sirlig skivsnäcka</b>	Strand	Strandzon näringsrik sjö (Ringsjön)
<b>Bred gulbrämad dykare</b>	Småvatten	Fiskfria småvatten, sjöar
<b>Bred paljettdykare</b>	Småvatten	Djupa småvatten, gärna fiskfria och med mycket vegetation
<b>Citronfläckad kärrtrollslända</b>	Småvatten	Småvatten, sjöar och lugnflytande vattendrag
<b>Grön flodtrollslända</b>	Ström	Stora älvar i norra Sverige
<b>Flytsvalting</b>	Lugnvatten	Näringsfattiga-mesotrofa sjöar

Tabell 14 forts. Generaliserad fördelning av de listade arterna på typiska livsmiljöer.

Namn	Habitattyp	Kritiskt habitat & process
<b>Hänggräs</b>	Strand	Blöta, blottlagda stränder påverkade av högvatten och is
<b>Sjönajas</b>	Lugnvatten	Mjukbotten i mesotrofa sjöar
<b>Småsvalling</b>	Lugnvatten	Sandiga grundbottnar, även brackvatten
<b>Venhavre</b>	Fors	Erosionsstränder vid fors
<b>Ävjepilört</b>	Strand	Grunda, leriga stränder
<b>Hårklomossa</b>	Svämzon	Svämzon, med naturliga översvämning (på sten, träd)
<b>Späd bäckmossa</b>	Block	På stenblock i bäckar (Värmland, Västerbotten)

## 8.5 VAL AV DEN HÖGST RANGORDNADE MILJÖÅTGÄRDEN I EN ITERATIV PROCESS

Efter att hänsyn tagits till särskilt skyddsvärda arter, sker en prioritering av åtgärder enligt följande metod: Från en lista på åtgärder, där man för varje åtgärd har uppskattat dels hur stor miljönytta åtgärden har, dels hur stor kostnaden den medför i termer av produktionsbortfall eller andra kostnader för att genomföra den, väljs den åtgärd som bedöms ha störst miljönytta, utan att vara så kostsam att det bedöms ha en "betydande negativ påverkan" på den pågående vattenkraftsproduktionen (steg 8, Figur 22). Huruvida en åtgärd anses rimlig att genomföra eller orsaka betydande negativ påverkan bestäms av ett förutbestämt *åtgärdsutrymme*, definierat som hur stor kostnad eller hur stort produktionsbortfall som anses samhällsekonomiskt rimligt eller rimligt för verksamhetsutövaren att bära (steg 9, Figur 22). Innebörden av åtgärdsutrymmet och olika sätt att definiera det diskuteras nedan.

Efter val av den högst rangordnade åtgärden som ryms inom åtgärdsutrymmet, görs en förnyad kalkyl av kostnader och miljönyttor för återstående åtgärder (iterativt steg 10-13, Figur 22). Det görs eftersom såväl miljönyttor som kostnader för återstående åtgärder påverkas av att en åtgärd har genomförts: Miljönyttor såväl som kostnader kan både öka och minska. En återstående åtgärd kan t.ex. få större miljönytta när en annan åtgärd redan har genomförts. Om man t.ex. har beslutat att genomföra antingen nolltappningsrestriktioner så att det alltid finns strömmande vatten i vattendragssträckor med kvarvarande fallhöjd som inte har byggts ut, eller om man har beslutat om minimitappning till en torråra, kan åtgärder för att förbättra habitatkvaliteten i strömsträckan genom att lägga ut lekgrus, stenblock och/eller död ved ge stor miljönytta. Utan strömmande vatten skulle sådana åtgärder dock inte tjäna något till. Omvänt kan flera olika åtgärder leda till samma resultat. Om en åtgärd genomförts, finns det kanske ingen anledning att genomföra ytterligare åtgärder för att åstadkomma samma sak.

När det gäller kostnader kan det vara så att återstående åtgärder blir billigare när en åtgärd redan ha genomförts. Det kan t.ex. handla om att nolltappningsrestriktioner tvingar fram spill vid vissa kraftverk. Detta vatten kan bli tillgängligt för att göra ekologisk nytta utan ytterligare kostnad. Det kan då göra insatser för att skapa strömhabitat, eller åtgärder som gynnar konnektivitet, billigare att genomföra.

När miljönyttorna och kostnaderna för de återstående åtgärderna således har räknats om utifrån antagandet att en åtgärd redan har genomförts, rangordnas de återstående åtgärderna på nytt utifrån miljönyttan i fallande skala. Sedan väljs den åtgärd som är högst rangordnad med avseende på miljönytta som inte redan är vald och som ryms inom åtgärdsutrymmet. Efter detta görs återigen en förnyad uppdatering av miljönyttor och kostnader för de återstående åtgärderna, och processen upprepas tills åtgärdsutrymmet är uppfyllt: När man kommer till en punkt alla återstående åtgärder är för kostsamma i förhållande till det återstående åtgärdsutrymmet, avbryts processen.

Denna metod syftar till att skapa största möjliga miljönytta inom det man har definierat som det möjliga utrymmet, med hänsyn till vattenkraftsproduktion .

Genom att i varje valsituation välja den åtgärd som ger störst miljönytta används det resterande åtgärdsutrymmet till att skapa så mycket nytt habitat eller höja kvaliteten på så stor yta befintligt habitat som möjligt. När val av åtgärder gjorts i så många varv att det inte finns åtgärder kvar som ryms i åtgärdsutrymmet, betraktas GEP som uppfyllt. Det bör också påpekas att det inte är säkert att det finns någon lämplig åtgärd som ryms inom åtgärdsutrymmet.

En risk med denna metod är att inte mångfalden av habitat i vattendragsekosystem beaktas, utan att flera åtgärder koncentreras till en viss typ av habitat eller endast gynnar vissa arter. Denna metod kan enkelt modifieras så att för varje åtgärd som väljs görs en bedömning av i vilken mån de skapar habitat för olika kategorier av arter. I tabell 15 listar vi ett antal kategorier av vattendragsarter, uppdelat på fisk, makrovertebrater, stormusslor och makroskopiska växter (kärlväxter, mossor, lavar och makroalger). Om åtgärder saknas för en viss organismgrupp, kan åtgärder som gynnar dessa uppvärderas i prioriteringsprocessen.

**Tabell 15. Lista på organismgrupper och typer av arter, konnektivitet eller habitat som särskilt ska beaktas vid prioritering av åtgärder för att höja den ekologiska statusen av vattenförekomster i vattendrag påverkade av vattenkraft.**

Organismgrupp	Typ av arter, konnektivitet eller habitat
Fiskar	Strömmande vatten
	Longitudinell konnektivitet
	Lateral konnektivitet
	Sidofårar
Evertebrater	Strömmande vatten
	Hyporheisk zon
	Strandlevande arter
Stormusslor	Strömmande vatten
Makroskopiska växter	Vårflodshabitat
	Sommarlågsvattenhabitat
	Habitat för amfibiska växter
	Lugnvattenshabitat
	Strömmande vatten
	Forsdimma

## 8.6 ÅTGÄRDSUTRYMME

Hänsyn till åtgärdernas kostnad tas genom att kostnaderna i form av produktions- eller intäktsförluster inte får överstiga en viss förutbestämd nivå, vilket ytterst är ett politiskt beslut. Man kan kalla detta för "åtgärdsutrymmet", och motsvarar det utrymme för miljöåtgärder som finns innan det betraktas som "betydande negativ påverkan" enligt Vattendirektivet.

Åtgärdsutrymmet är inte en pengapåse, utan består dels av summan av förlusten i kraftproduktion som kan accepteras, samt den påverkan på balans- och reglerkraft som ansetts rimlig. Förluster i kraftproduktion ingår i den ena vågskålen i prioriteringen (vägd mot miljönyttan), medan påverkan på balans- och reglerkraft



bäst hanteras genom att mäta hur stor effekt valda åtgärder skulle få, och se till att den sammanlagda påverkan på det reglerbara utrymmet inte överskrider de gränser som satts politiskt. Kostnaden kan mätas i procent av kraftproduktionen, som förlust av reglerbart utrymme, som ett ekonomiskt intäktsbortfall, eller storleken på anläggningskostnaderna för en åtgärd, eller en kombination av dessa. Ju större anläggningskostnader, desto svårare att bära kraftförluster och vice versa. Hur stort åtgärdsutrymmet ska anses vara är ytterst en politisk och juridisk fråga.

Om man sätter ett nationellt tak för det totala bortfallet i kraftproduktion eller balans- och reglerkraft som kan anses rimligt att avstå för att uppnå miljöförbättringar, så får man i nästa steg bestämma hur detta utrymme ska fördelas på olika avrinningsområden. Åtgärdsutrymmet kan bedömas vara olika stort i olika delar av Sverige, med olika ambitionsnivå för miljöåtgärder i olika avrinningsområden beroende på dess betydelse för svensk elproduktion respektive uppfyllande av de svenska miljömålen (Havs- och Vattenmyndigheten 2014). Med tanke på att Vattendirektivet förutsätter att behovet miljöåtgärder beaktas i alla vattenförekomster så att de uppfyller gällande miljö kvalitetsnorm, kan det dock vara svårt att hävda att miljöåtgärder med ringa produktionspåverkan men påtaglig miljönytta inte skulle kunna genomföras med hänvisning till att det nationella åtgärdsutrymmet är slut. I de fall där miljöåtgärden anses stå i konflikt med andra viktiga samhällsintressen, inklusive samhällets energiförsörjning, kan det dock vara möjligt. På samma sätt står tankarna om att låta vissa vattenkraftverk och anläggningar helt undantas från miljöåtgärder eftersom de har stor betydelse för balans- och reglerkraft i strid med den arbetsgång som föreskrivs av Vattendirektivet.

Att göra generella undantag för vissa kraftverk eller avrinningsområden utan att dessa genomgår prioritering skulle dessutom innebära att man potentiellt sett avstår från de mest optimala åtgärderna med störst miljönytta och liten produktionspåverkan. Istället riskerar man att välja åtgärder med mindre ekologisk nytta och större produktionspåverkan än sådana som skulle ha kunnat genomföras i vattenförekomster med undantag. Resultatet blir att man tvingar fram suboptimala lösningar med högre kostnad för miljövinster. I vilken mån högre kostnader för miljöförbättringarna skulle bli resultatet eller inte beror i hög grad på var det ger störst miljövinster att göra miljöåtgärder: I kraftigt påverkade system med utarmade ekosystem, där få eller inga åtgärder genomförts tidigare, eller i system där det redan finns naturvärden? Denna fråga har inget enkelt svar, och beror ytterst på om man prioriterar att alla ekosystem uppfyller en miniminivå av ekosystemfunktioner och artrikedom, eller om man föredrar att stora insatser görs för vissa ekosystem, medan andra lämnas därhän. Det är dock troligt att om man utgår från ett vattendragssystem kraftigt påverkat av vattenkraft, så kommer de första insatserna för att förbättra miljön att ge störst mätbar effekt, med mindre utbyte för varje ny åtgärd som utförs. Effekten skulle kunna bli att resultatet av att genomföra de åtgärder som ger störst miljönytta lokalt i varje vattendrag skulle bli att "smeta ut" åtgärderna för att se till att man uppnår en miniminivå överallt, men att det blir svårt att förverkliga höga naturvärden. Ur ett medborgarperspektiv skulle det å andra sidan medföra att den lokala miljön i alla älvdalar beaktades, utan att någons intressen eller lokalmiljö helt lämnades därhän. Det finns också naturvärden som kräver en kombination av olika åtgärder för att förverkligas. Det

kan handla om arter med specifika krav på sin livsmiljö eller med en komplex livshistoria, som kräver att en rad livsvillkor är uppfyllda. Ett exempel kan vara flodpärlmusslan, som inte bara kräver strömmande vatten som inte får vara för grumligt, men dessutom att vattendraget hyser öring, eftersom flodpärlmusslans larver under en period lever på öringars gälar. Den särskilda arbetsgången för att säkerställa habitat till särskilt skyddsvärda arter syftar till att fånga upp sådana situationer.

## 8.7 OLIKA VÄGAR TILL SAMMA MÅL? SÄRSKILDA SKÄL FÖR VAL UTANFÖR PRIORITERINGSMODELLEN

Vad händer om man i något steg frångår prioriteringsmodellen som beskrivits ovan, och istället väljer den åtgärd som inte är högst rangordnad i listan. Det kan ibland finnas särskilda skäl att inte välja den högst rangordnade åtgärden (steg 14-16, Figur 22). Det ska i så fall kunna motiveras utifrån att hänsyn tagits till något ytterligare kriterium som inte beaktas i den metod som beskrivs ovan, men som bedöms vara viktigt i det aktuella avrinningsområdet. Det kan t.ex. handla om lokalt betydelsefulla arter som man vill gynna, trots att de inte finns med i vår lista på arter i behov av särskilt skydd. Andra kriterier som kan motivera avsteg från den generella prioriteringsmodellen kan vara att det finns bevis för att man kan uppnå snabbare ekologisk respons med en viss åtgärd än en annan, annars likvärdig åtgärd. Ett annat skäl skulle kunna vara att hänsyn tas till kunskapsläget, och att man väljer en åtgärd som visserligen har otillräckligt vetenskapligt stöd för att den skulle få önskad effekt, men där man väljer att värdera möjligheten att få ny kunskap så högt att man väljer åtgärden ändå. Det kan endast ske om åtgärden utformas så att den kan utvärderas vetenskapligt.

Om avsteg görs från den "normala" prioriteringsmodellen bör det finnas ett höjt krav på att motivera och följa upp den åtgärd som väljs "i strid med" normal prioritering, för att man i efterhand ska kunna utvärdera valet. Denna utvärdering görs dels med uppföljning av hur mycket habitat som har skapats eller förbättrats med åtgärden, men det bör också ske en relevant uppföljning av hur måluppfyllelsen såg ut för det eller de extrakriterier för urval som användes.

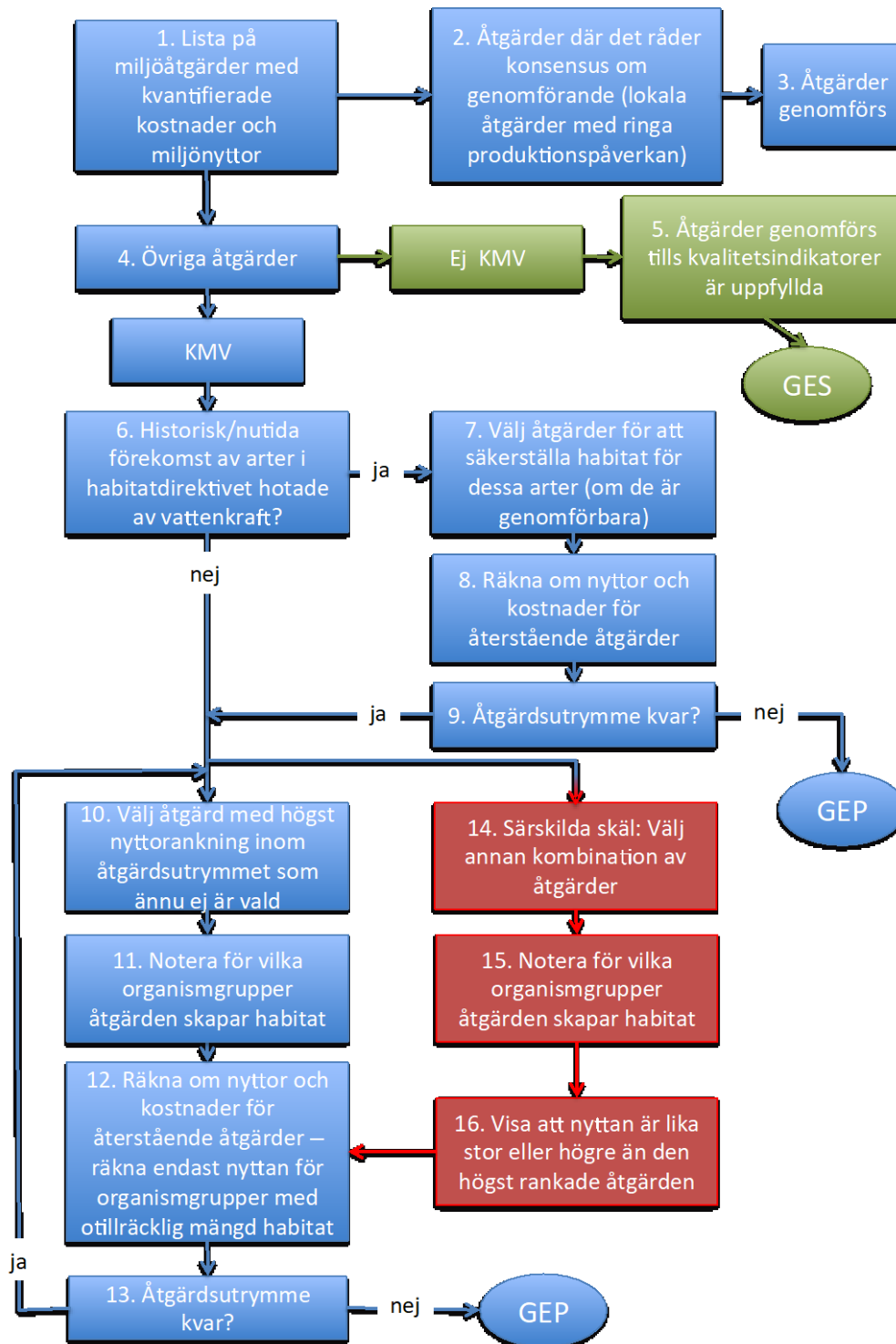
## 8.8 ÄR ANDRA PRIORITERINGSMODELLER MÖJLIGA?

Det här är förstås inte den enda möjliga prioriteringsmodellen. Vi har försökt väga samman värdet av att de åtgärder som genomförs dels ska ge så stor miljönytta som möjligt inom det definierade åtgärdsutrymmet, samtidigt som insatserna bör fördelas så att om möjligt de olika huvudsakliga typerna av vattendragsorganismer beaktas.

Med tanke på att ett huvudsyfte med att klassificera vissa vattenförekomster som KMV är att man vill slå vakt om den pågående användningen av dem, i det aktuella fallet vattenkraftsproduktion, skulle man kunna anse det rimligt att utgå från att i första hand genomföra åtgärder som inte har någon produktionspåverkan. Enligt detta synsätt skulle man först genomföra alla icke produktionspåverkande åtgärder, för att se vad som kan uppnås utan att röra kraftproduktionen. Sedan kan man i nästa steg analysera om ytterligare åtgärder

behöver genomföras eller om utrymme för det finns. Det finns dock flera skäl till att denna metod troligen inte skulle kunna ge lika goda resultat som en prioriteringsmodell där man först definierar ett åtgärdsutrymme, och sedan låter alla åtgärder med vetenskapligt stöd och med en kvantifierbar miljönytta "tävla mot varandra" i en prioritering. Med tanke på hur stor betydelse som vattenflöden och vattenstånd har för att skapa livsmiljöer för arter som är knutna till vattendrag, skulle en metodik där man endast väljer bland åtgärder inte innebära någon förändring i dessa göra att man tvingar fram många åtgärder med mindre miljönytta om ekologiska flöden inte beaktas. Det skulle innebära att man avstår från att försöka maximera miljönyttan givet den ambitionsnivå för miljöåtgärder som ansetts rimligt.

Vidare har vattenkraften i Sverige huvudsakligen byggts ut med mycket liten hänsyn till ekologiska processer och förekomst av arter. Naturvårdsanpassningen vid utbyggnad bestod huvudsakligen i att man avstod från att bygga ut vissa älvar och älvsträckor, samt att man genomförde vissa kompensationsåtgärder där utbyggnad skedde, i huvudsak uppfödning och utsättning av fisk av arter vars populationer man bedömde skulle ta skada av eller försvinna vid utbyggnad. Det finns ett antal modifieringar av vattenhushållningen i utbyggda vattendrag som kan göras för att gynna ekologiska processer eller minska påverkan på ekosystem som har ringa påverkan på kraftproduktionen. Slutligen ställer Vattendirektivet och tillhörande vägledningsdokument uttryckligen krav på att ekologiska flöden ska beaktas och tas med i beräkningen vid scenarier för vilka åtgärder som krävs för att uppnå GES och GEP. Åtgärder för ekologisk reglering ska därför ingå som en del i prioriteringen.



Figur 22. Flödesschema som visar det viktigaste stegen i val av och prioritering mellan olika möjliga miljöåtgärder i vattenförekomster påverkade av vattenkraft. I vissa fall kan det finnas undantag som gör att miljökvalitetsnormen blir lägre än GES och GEP i figuren. Observera att flödesschemat inte förutsätter att det finns genomförbara åtgärder, utan beskriver en process för att i tur och ordning pröva åtgärder för eventuellt genomförande.

## 9 Uppföljning

Många miljöåtgärder i genomförs i påverkade vatten, men förhållandevis lite kvantitativ uppföljning sker (Bash & Ryan 2002). Detta gör att vi inte kan lära oss av de framgångsrika exemplen. Två åtgärder som har varit i fokus under många år är en komplex sammansättning av flera samverkande åtgärder och skiljer egentligen bara i skalan; så kallad biotopvård och flottledsrestaurering. Den förra genomförs i mindre vatten och den senare i de stora älvarna. Trots att förbättring av strömhabitats botten och stränder försiggått sedan 1970-talet finns ganska lite vetenskaplig uppföljning av dessa åtgärder. Nu behöver inte uppföljningen bara vara för att verkligen fastställa effekten av åtgärden (och därmed nytta = effekt i relation till kostnad) utan minst lika viktigt är att successivt anpassa åtgärden för att nå målet med åtgärden. Det förra kan vi kalla måluppföljning och det senare adaptiv uppföljning.

Det är inte alltid så enkelt att genomföra en uppföljning av målet med åtgärden. Det kan ta lång tid innan flora och fauna svarar på insatserna, kanske upp till 5 -20 år, vilket studier av fiskfaunan i kalkade vatten visat tydligt (Degerman m fl 2015). Det innebär att man måste ha tålamod i väntan på effekter. Man måste också vara uthållig i att konsekvent genomföra uppföljande undersökningar.

Generellt rekommenderas att uppföljning av mål med åtgärden sker med en BACI-design (Before-After-Control-Impact). Det innebär att man i det åtgärdade vattnet har undersökningar före och efter åtgärd, och samtidigt gör motsvarande undersökningar i ett referensvatten som är opåverkat av åtgärden. För man en förändring efter åtgärd i åtgärdsområdet, men inte i referensområdet kan man anta att det var åtgärden som orsakade förändringen. Statistiskt analyseras detta ofta med variansanalys (ANOVA) där interaktionen mellan åtgärdat vatten och referensvatten visar om en effekt erhållits, och om den är signifikant (Underwood 1996).

Om man använder sig av standardiserade metoder för uppföljning (se de olika undersökningstyperna på Havs- och vattenmyndighetens hemsida), kan det vara så att det pågår motsvarande undersökningar i lämpliga och närliggande referensvattendrag. Sådana undersökningar bedrivs dock främst i mindre vattendrag inom Nationell och regional miljöövervakning.

Ett alltför vanligt fel som görs är dock att man studerar effekten av åtgärden på en fix plats, provtagningslokalen, men inte beaktar arealen av åtgärden. Gör antagandet att ni följer upp effekten på bottenfauna med en lokal, en lokal som redan är av relativt god status eftersom den uppfyller förutsättningarna att vara en bra lokal för provtagning. Efter åtgärd kanske denna lokal förändrats ganska lite (icke signifikant), men samtidigt har arean av lokaler med bra förhållanden mångfaldigats. Därför kan en bra design för uppföljning ibland vara så omfattande att hela biotopen karteras före och efter och att man tar stickprov på flora och faunan i lämpliga strata (tydliga biotyper i området).

Den adaptiva uppföljningen kan vara av ett enklare slag, i sin enklaste form en återkommande tillsyn att åtgärden kvarstår och resulterat i förväntad strömbild,

sedimentationsmönster eller vattennivåer. Vid arbete i vattendrag kan ofta vårflod eller andra högflöden rumstera om i habitatet. I en mer avancerad form kombineras måluppföljningen och den adaptiva uppföljningen så att inte bara den fysiska miljön beaktas utan även responsen hos flora och fauna.

## 10 Referenser

- Ahonen, J. (2013) Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde. Kandidatuppsats i biologi. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå universitet.
- Baron, J. N., Poff, L., Angermeier, P.L., Dahm, C.N., Gleick, P.H., Hairston Jr. N.G., Jackson, R.B., Johnston, C.A., Brian D. Richter, B.D. & Alan D. Steinman, A.D. (2002) Meeting ecological and societal need for freshwater. *Ecological Applications*, **12**:1247–1260.
- Bash, J.S. & Ryan C.M. (2002) Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental management* **29**:877-885.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M. (2007) Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Black, A. R., Rowan, J. S., Duck, R. W., Bragg, O. M. & Clelland, B. E. (2005) DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**: 427–446
- Bostorp, C., Hedenström, C., Nilsson, O. & Sparrevik, E. 2014. Konsekvensanalys Förbättringsåtgärder som kan bli aktuella för att uppnå God Ekologisk Potential (GEP) i Kraftigt Modifierade Vattendrag (KMOV). Rapport Vattenfall.
- Burkholder, B.K., Grant, G.E., Haggerty, R., Khangaonkar, T. & Wampler, P.J. (2008) Influence of hyporheic flow and geomorphology on temperature on a large gravel-bed river, Clackamas river, Oregon, USA. *Hydrological Processes*, **22**:941-953.
- Dahm, C. N., Grimm, N. B., Marmonier, P., Valett, H. M. & Vervier, P. (1998) Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology* **40**:401–585.
- Danielsson, P., Kling, J., Rydell, B. & Kiilsgaard, R. (2016) Naturanpassade erosionskydd – en förstudie. SGI Publikation 28.
- Degerman, E., Bergquist, B. & Petersson, E. (2015) Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten. Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2015:23.
- European Commission. (2015) Guidance Document No. 31: Ecological Flows in the Implementation of the Water Framework Directive. Technical Report - 2015 - 086
- Europeiska Unionen. (2000) Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L-327:22.12.2000.
- Geist, D.R. (2000) Hyporheic discharge of river water into fall Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawning areas in the Hanford Reach, Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 1647–1656.

Gerlak, A.K. (2008) Today's pragmatic water policy: restoration, collaboration, and adaptive management along U.S. rivers. *Society & Natural Resources*, **21**:538–545.

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

Havs och vattenmyndigheten. (2016) Vägledning för kraftigt modifierat vatten: Fastställande av kraftigt modifierat vatten i vattenförekomster med vattenkraft. Havs och vattenmyndigheten.

Havs och vattenmyndigheten. (2017) Sötvattenanknutna Natura 2000-värdens känslighet för hydromorfologisk påverkan. Havs och vattenmyndigheten.

Hilderbrand, R.H., Watts, A.C. & Randle, A.M. (2005) The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* **10**(1):19.

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

Hughes, F.M.H., Colston, A. & Mountford, J.O. (2005) Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. *Ecology and Society*, **10**:12.

Idrissou, L., van Paassen, A., Aarts, N., Vodouhè, S. & Leeuwis, C. (2013) Trust and hidden conflict in participatory natural resources management: The case of the Pendjari national park (PNP) in Benin. *Forest Policy and Economics*, **27**: 65–74.

Jansson, R., Degerman, E., Widén, Å. & Renöfält, B.M. (2017). Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag: vad finns i verktygslådan? Energiforsks rapport.

Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M. & Andersson, E. (2000) Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, **10**: 203-224

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**: 110–127.

Kingsford, R.T. and Biggs, H.C. (2012) Strategic adaptive management guidelines for effective conservation of freshwater ecosystems in and around protected areas of the world. IUCN WCPA Freshwater Taskforce, Australian Wetlands and Rivers Centre, Sydney

Leal, W., Hellsten, S., Krahn, D. & Ulvi, T. (2007) Baltic River Basin management handbook : strategies for sustainable river basin management : principles, tools and systems to extended spatial planning on water courses : main outcomes of Baltic Sea Region Interreg IIIB project WATERSKETCH. Hamburg : TuTech Innovation, 2007.

Lönnerberg, J. & Bladh, J. (2014) Flexibility and regulation capability of hydropower systems to balance large amounts of wind power: Influence of plant properties and



- hydrological conditions. In: 13th International Workshop on Large-Scale Integration of Wind Power into Power Systems as well as on Transmission Networks for Offshore Wind Plants, Berlin, Germany, 11-13 Nov. 2014
- Olden, J. D. & Poff, N. L. (2003) Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications*, **19**: 101–121.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime. *BioScience* **47**: 769–784.
- Renöfält B. M., Jansson R. & Ahonen J. (2015) Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk. Havs- och vattenmyndighetens rapport nr 2015:22.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. & Braun, D. P. (1996) A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, **10**: 1163–1174.
- Stanford, J.A. & Ward, J.V. (1988) The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, **335**: 64–66.
- Statens Energimyndighet. (2016) Vattenkraftens reglerbidrag och värde för elsystemet. Rapport från Energimyndigheten, Svenska kraftnät och Havs- och vattenmyndigheten.
- Stoddard, J.L., Larsen, D.P, Hawkins, C.P., Johnson, R.K. & Norris, R.H. (2006) Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference conditions. *Ecological Applications*, **16**: 1267–1276.
- Tharme, R.E. (2003) A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, **19**:397–441.
- Underwood, A.J. (1996) Spatial and temporal problems with monitoring. Sid: 182-204. Ur: *River restoration* av Ed. G. Petts & P. Calow, Blackwell Science.
- Valett, H.M., Fisher, S.G., Grimm, N.B. & Camill, P. (1994) Vertical hydrologic exchange and ecological stability of a desert stream. *Ecology*, **75**:548–560.
- Von Wachenfledt, E. & Bjelke, U. 2017. Sötvattenanknutna Natura 2000-vårdens känslighet för hydromorfologisk påverkan i vattendrag Underlag till bedömningar i arbetet med miljökonsekvensbeskrivningar, ansökningar om Natura 2000-tillstånd och miljöanpassning av vattenkraften. Havs- och vattenmyndighetens rapport nr 2017:15.
- Ward J.V. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**: 2-8.
- Whitener, E.M., Brodt, S.E., Korsgaard, M.A. & Jon M. Werner, J.M. (1998) Managers as initiators of trust: an exchange relationship framework for understanding managerial trustworthy behavior. *Academy of Management Review*, **23**: 513–530.
- Widén, Å. (2015) MAXMEP Umeälven Bilaga 2. Innehåll: Stornorrfors till och med Grundfors dämningssområde. Rapport Umeälvsprojektet. <http://umealven.se/wp>

content/uploads/2014/01/Bilaga-2.-%C3%84lvmagasin-tom-Grundfors-Storjuktan-.pdf

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

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

Zimmerman, J. K., Lechter, B. H., Nilsow, K. W., Lutz, K. A. & Malligan, F. J. (2010) Determining the effects of dams on subdaily variation in river flows at a whole basin scale. *River Research and Applications*, **26**: 1246–1260.

## 11 Definitioner

Betydande påverkan	Med betydande påverkan avses sådan påverkan som, ensamt eller tillsammans med övrig påverkan, kan göra att en vattenförekomst inte når, eller riskerar att inte nå, god status eller potential eller om status försämras, eller riskerar att försämras från hög till god. Observera att detta inte är helt detsamma som begreppet "betydande miljöpåverkan" enligt miljöbalken (1998:808).
DG	Dämningsgräns (DG)
Dämningsområde	Den yta som däms av en damm. I denna rapport: Den vattenyta som finns mellan två kraftverk
$E_{omfördelad}$ (MWh)	Produktion som omfördelas till icke optimal tidpunkt
$E_{dygn}$	Produktion under ett dygn (MWh)
Ekologisk potential	Tillståndet hos en kraftigt modifierad eller konstgjord ytvattenförekomst, klassificerad i enlighet med bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom "maximal", "god", "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig". Förordning (2009:1108). God Ekologisk Potential utgör den ekologiska status som uppnås då alla rimliga åtgärder som inte har en väsentlig påverkans på verksamheten är genomförda i ett kraftigt modifierat vatten
Ekologisk status	Det ekologiska tillståndet i en naturlig ytvattenförekomst uttryckt som "hög", "god", "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig" status, enligt ramdirektivet för vatten
Förlängd tidsfrist	Normalfallet enligt vattenförvaltningsförordningen är att angivna vattenkvalitetskrav ska kunna följas till december 2015. Enligt 4 kap. 9 § VFF finns möjlighet att skjuta på tidpunkten när kvalitetskraven ska kunna följas till senast december 2027. Om genomförda åtgärder inte hinner ge effekt i miljön p.g.a. naturliga förhållanden får längre tidsfrister medges
GEP	Förkortning för God Ekologisk Potential
GES	Förkortning för God Ekologisk Status
Gravitationskonstant	Konstanten $G$ i Newtons formel $F=G \cdot m_1 m_2 / r^2$ för den gravitationella attraktionskraften $F$ mellan två massor $m_1$ och $m_2$ belägna på avståndet $r$ från varandra (9,81).
KMV	Förkortning för Kraftigt modifierade vatten. Vattenförekomster som har en väsentligt ändrad

	<p>karaktär där de åtgärder som behövs för att uppnå God Ekologisk Status skulle omöjliggöra fortsatt drivande av en viss samhällsviktig verksamhet eller miljön i stort och därmed anses vara orimliga.</p>
Kvalitetskrav – miljökvalitetsnorm	<p>Kvalitetskrav är, enligt vattenförvaltningsförordningen, det svenska begreppet för ramdirektivets ”miljökvalitetsmål”, som är de mål som ska fastställas enligt direktivets artikel 4. Direktivets artikel 4 har genomförts genom 4 kap VFF. Vattenmyndighetens beslut om kvalitetskrav enligt 4 kap 2 § VFF är en miljökvalitetsnorm enligt 5 kap miljöbalken. Utgångspunkten för de kvalitetskrav som ska gälla är att bibehålla hög/maximal ekologisk status/potential och att bibehålla eller uppnå God Ekologisk Status/potential samt god kemisk status till 2015.</p>
LLQ	Förkortning för lägsta lågvattenföring
Magasin	Se dämningssområde
Makrofyter	Vattenväxter
MEP	Förkortning för Måttlig ekologisk Potential
MAXEP	Förkortning för Maximal Ekologisk Potential
Miljökvalitetsnorm	Se kvalitetskrav
Miljökvalitetsmål	Av regering beslutade miljömål. Det svenska miljömålssystemet innehåller ett generationsmål, sexton miljökvalitetsmål och tjugofyra etappmål.
Mindre stränga kvalitetskrav	Utgångspunkten är att uppnå kvalitetskraven God Ekologisk Status eller God Ekologisk Potential samt god kemisk status. I vissa fall kommer dessa kvalitetskrav inte att kunna nås, utan undantag i form av mindre stränga kvalitetskrav kan behöva medges om förutsättningarna för sådana undantag är uppfyllda i enlighet med 4 kap. 10 § VFF, (artikel 4[5] RDV).
MLQ	Förkortning för medellågvattenföring
Målbild	Målbilden för Umeälvens åtgärdsarbete är de åtgärder som är praktiskt genomförbara enligt MAXMEP och Hav:s remissvägledning, tabell 4.
Naturliga förhållanden	Naturliga förhållanden innebär här sådana naturliga processer som leder till en tidsförskjutning innan en åtgärd kan få genomslag i miljön, d.v.s. att det blir svårare att uppnå kvalitetskraven i tid. Tidsfrister får medges om de naturliga förhållandena inte medger att kvalitetskraven klaras i tid

Referens	Naturlig vattenförekomst sjö/vattendrag som vattenförekomsten efter åtgärder bör sträva mot. Referens kan även motsvaras av MAXEP.
Regleringsamplitud	skillnad i meter mellan dämningssgräns och sänkningsgräns
Regleringsgrad	andelen av den totala årsvattenföringen som kan lagras i magasin/sjöar
Regleringsmagasin	Dämningssområde som har dämmts över i syfte att skapa ett magasin för att lagra vatten, i större eller mindre omfattning.
SG	Sänkningsgräns (SG)
Småskalig vattenkraft	< 1.5 MW
Storskalig vattenkraft	> 1.5 MW
Strömkraftverk	Vanlig definition är att strömkraftverk är ett kraftverk saknar förmåga att lagra vatten i mer än 48 timmar.
Torråra	Alla naturliga vattendragssträckor som fått ett minskat flöde gentemot det ursprungliga oreglerade flödet genom omledning av vatten. Vi inkluderar alltså inte sträckor längs ett vattendrag som periodvis kan ha ett lägre flöde än normalt på grund av reglering, men där ingen omledning av vatten skett. Även artificiella kanaler utesluts. Dock har många av torråra modifierats geomorfologiskt i varierande grad av utbyggnadstekniska skäl.
Vattenförekomst	Ytvattenförekomst är den minsta enheten i vattenförvaltningen. En avgränsad och betydande förekomst av ytvatten, som kan vara till exempel hela eller delar av en sjö, å, älv eller kanal, ett vattenområde i övergångszonen eller ett kustvattenområde. Ett vattendrag, en sjö eller kustvattenområde kan bestå av flera ytvattenförekomster.
Verkningsgrad	En dimensionslös storhet som betecknar förhållandet mellan nyttiggjord och tillförd energi i ett system. Betecknas $\eta$ .
$V_{\text{magasin}}$	Magasinsvolym mellan dämningss- och sänkningsgräns
$Q_{\text{medel}}$	Medelvattenföring 1960-2010 enligt Umeälvens Vattenregleringsföretag
$Q_{\text{max}}$ turbin	Maximal tillståndsgiven turbintappning
$Q_{\text{min}}$ , turbin	Lägsta möjliga turbintappning utan att skador uppstår i anläggningen
Älvmagasin	Ett dämningssområde mellan kraftverksanläggningarna liten lagringsfunktion av vatten men som ofta korttidsregleras.

# IDENTIFIERING AV PÅVERKAN, ÅTGÄRDSBEHOV OCH ÅTGÄRDS- POTENTIAL I VATTENDRAG PÅ- VERKADE AV VATTENKRAFT

Vattenkraften har en stor samhällsekonomisk betydelse i Sverige och utgör en grund för vår elförsörjningstrygghet och för att nå målen för förnybar energi. Samtidigt medför produktion av vattenkraft stora skador på de ekosystemen, och åtgärder för att lindra dessa är därför nödvändiga. Men åtgärder riskerar att påverka produktionen negativt, varför avväganden måste göras.

För att kunna prioritera vilka åtgärder som ska göras var, är det viktigt att bedöma både den potentiella miljönyttan och dess påverkan på elproduktionen. Det är också viktigt att arbeta utifrån ett avrinningsområdesperspektiv, både med avseende på hur åtgärder påverkar ekosystemen knutna till vatten och hur de påverkar produktionssystemet.

Den här rapporten ingår som en del av tre i projektet Miljöförbättringar i utbyggda älvar – en arbetsgång för att prioritera mellan åtgärder, PRIO-Kliv. Rapporten presenterar en arbetsgång som ur ett landskapsperspektiv identifierar påverkan, åtgärdsbehov och konsekvensanalys i form av miljönytta och produktionspåverkan. Övriga rapporter behandlar metodik för beräkningar av påverkan av åtgärder på produktionen av elkraft och evidensbaserade åtgärder kopplat till vattenkraft.

## Ett nytt steg i energiforskningen

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