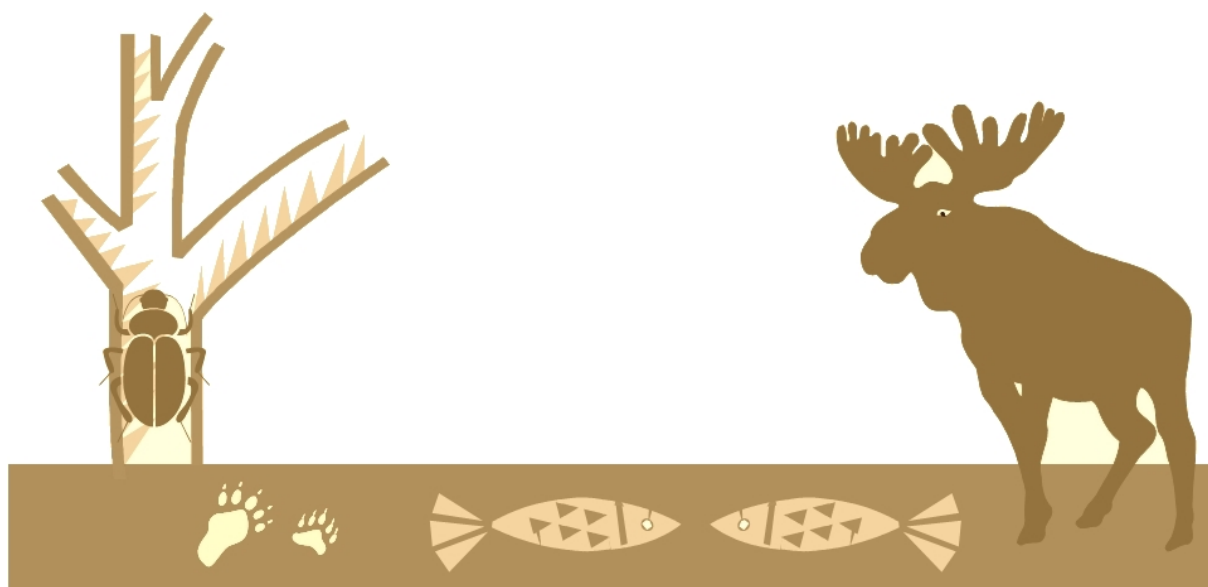




Utformning och uppföljning av fiskpassagelösningar

Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndighetens webbvägledning

Lo Persson och Kjell Leonardsson



Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Rapport 4

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

Umeå 2020

Denna serie rapporter utges av Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå med början 2011.

This series of Reports is published by the Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, starting in 2011.

E-post till ansvarig författare

E-mail to responsible author lo.persson@slu.se

Nyckelord
Key words

Fiskvandring, fisktrappa, vattenkraft, konnektivitet, uppströmsvandring, nedströmsvandring, bassängtrappa, slitsränna, omlöp, anlockning, avledning, omprovning och vattendirektivet

Ansvarig utgivare
Legally responsible

Göran Ericsson

Adress
Address

Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö
Sveriges lantbruksuniversitet
901 83 Umeå

*Department of Wildlife, Fish, and
Environmental Studies
Swedish University of Agricultural Sciences
SE-901 83 Umeå
Sweden*

Utformning och uppföljning av fiskpassagelösningar

Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndighetens webbvägledning

Lo Persson och Kjell Leonardsson

Förord

Innehållet i denna rapport har tagits fram på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV), som har använt innehållet till att utforma en webbvägledning som nu finns publicerad på HaVs hemsida [Vägledning för fisk- och faunapassager - Vattenkraft och arbete i vatten - Havs- och vattenmyndigheten \(havochvatten.se\)](http://www.havochvatten.se). Från och med den första januari 2019 gäller bestämmelser i miljöbalken som innebär att ”den som bedriver en tillståndspliktig vattenverksamhet för produktion av vattenkraft ska se till att verksamheten har moderna miljövillkor.” Detta innebär att tillstånd för vattenkraft ska ha prövats mot miljöbalken. Förhoppningarna är att HaVs vägledning ska bidra till att arbetet med anläggande av passagelösningar vid dammar och vattenkraftverk underlättas för alla inblandade aktörer. Denna rapport presenterar viktig vetenskaplig kunskap, synteser och bedömningar och utgör den första versionen av webbvägledningen. Webbvägledningen kommer att uppdateras i takt med att ny kunskap tillkommer som är av stor betydelse för aktörerna att ta del av. Däremot kommer inte denna rapport att uppdateras och det är därför sannolikt att det kommer att bli avvikelser mellan denna rapport och HaVs webbvägledning. **Det är därför viktigt att notera att denna rapport inte utgör ett vägledningsdokument och ska därför inte refereras till som HaVs vägledning om fiskpassagelösningar.**

Denna rapport beskriver olika processer som:

- a) val av och utformning av olika passagelösningar
- b) när under året som passagelösningen behöver vara i drift
- c) vilka uppföljningsmetoder och kontroller av fiskpassagelösningar som kan vara tillämpliga för att uppnå bästa möjliga funktion.

Inledningsvis var tanken att underlagsrapporten skulle ha ett särskilt kapitel om hur ekologiska effekter och risker av fiskpassage vid en dammanläggning/vattenkraftverk skulle kunna bedömas samt arbetsgången för dessa bedömningar. Kapitlet skulle bland annat beröra frågor som:

- Bakgrundsbeskrivning (historik och fysiska förutsättningar för fiskvandring), målarter, ekologisk status/potential samt vilka övriga direktiv som är tillämpliga (ålförordningen, art- och habitatdirektivet, Natura 2000).
- Förväntad effekt/nytta av fiskpassage (ekologiskt och ekonomiskt)
 - Underlag för bedömning
 - Utvärdera orsakerna varför god ekologisk status/potential ej uppnåtts och värdera passageproblematiken i relation till andra aspekter (t ex brist på habitat)
 - Beskrivning av modellverktyg för utvärdering av förväntad effekt
 - Förutsättningar att målarterna ska uppnå livskraftiga bestånd
 - Passageeffektivitet, inkl. överlevnad, via turbin kontra separat avledning

Under arbetet framkom dock många synpunkter (både internt och externt) på innehållet i detta kapitel. Havs- och vattenmyndigheten beslutade att lyfta ut dessa delar ur underlagsrapporten då myndigheten behövde säkerställa att informationen inte redan finns i myndighetens vägledningar eller kommer att omhändertas i andra vägledningar som myndigheten redan arbetar med, exempelvis inom vattenförvaltning och restaurering.

Havs- och vattenmyndigheten ansåg att de frågeställningar som inledningsvis var tänkta att ingå i underlagsrapporten, men som nu inte omfattas, är viktiga komponenter för bedömningen av behovet och nyttan av en fiskpassage och kommer att behandlas i kommande vägledningar.

Utrivning som möjlig lösning för fiskpassage tas inte upp i denna rapport. Detta eftersom det är en trivial lösning för att åtgärda konnektivitetsproblemen men som skulle ha lett till att en mängd aspekter då skulle ha behövts behandlas, till exempel hur man bäst gör en utrivning och hur återställning av miljön ska göras. Det skulle därför krävs en omfattande beskrivning av hela den processen – något som låg utanför det ursprungliga uppdraget för denna rapport.

Målgruppen för den webbaserade vägledningen, som denna rapport ligger till grund för, är i första hand verksamhetsutövare och myndigheter som deltar i prövning och tillsyn av vattenkraftverk, dammar och vattenregleringsanordningar samt övriga som på olika sätt arbetar med åtgärder för miljöanpassning av vattenkraftverk och dammar.

Representanter från länsstyrelser och vattenkraftsbranschen har medverkat i en styrgrupp för arbetet med rapporten. Som referensgrupp har även representanter från länsstyrelser, universitetet, vattenkraftsbranschen, vattenkraftskonsulter, Riksantikvarieämbetet samt Norges vassdrags- og energidirektorat medverkat i arbetet. Vi är tacksamma för allas tid och bidrag till arbetet.

Denna rapport består av en huvuddel samt ett antal bilagor med specifik information om metodik, relevant information och exempel på erfarenheter, kopplade till kapitlen. Huvuddelen av rapporten och ett antal bilagor har författats av Lo Persson och Kjell Leonardsson, SLU. Viktor Hebrand, Fiskevårdsteknik, har bidragit med skrivningar i kapitel 5 och i bilagorna 5.3, 5.5, 5.11 och 5.12.

Övriga bilagor har författats av olika personer enligt följande: bilaga 5.1 om dammsäkerhet av Maria Bartsch vid Svenska Kraftnät, bilaga 5.2 om kulturmiljön av Cissela Genetay vid Riksantikvarieämbetet, bilaga 5.6–5.8 om hydraulik av Patrik Andreasson vid Luleå Tekniska Universitetet och Vattenfall AB, bilaga 5.9 om spridning av smitta och sjukdomar av Charlotte Axén vid Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt, bilaga 5.10 om främmande arter av Tomas Brodin, Professor vid Sveriges Lantbruksuniversitetet (SLU).

Sammanfattning

Anläggandet av fungerande passagelösningar är komplext och i många fall plats- och artspecifikt. Denna underlagsrapport beskriver processen för att komma fram till vilken typ av lösning som passar i varje enskilt fall. Vad som är den bästa lösningen i det specifika fallet beror av de fysiska förutsättningarna på platsen där fiskpassagen ska anläggas, samt vilka egenskaper målarten(erna) besitter och vilka krav som därigenom ställs på passagen för att fiskarna ska använda den.

Anläggandet av fiskpassager i Sverige följer den historiska utvecklingen och de målarter som varit i fokus. Från att i början framförallt ha handlat om att möjliggöra uppströmsvandring för lekvandrande laxfiskar, till att omfatta fler arter och även nedströmspassage. Detta gjorde att man från början anlade (ofta) branta bassängtrappor och motströmsrännor för att efter år 2000 mer och mer anlägga naturlika fiskvägar i form av omlöp och bassängtrappor i form av slitsrännor då båda dessa typer av uppströmspassage anses fungera för ett stort antal arter. När det gäller nedströmspassage har endast ett fåtal svenska kraftverk utrustats med specifika nedströmslösningar där fisken passerar galler hindrar fisken från att passera genom turbinerna och istället leder fisken till en alternativ nedströmspassage. Denna typ av avledare har börjat anläggas i mindre vattendrag ($<80 \text{ m}^2/\text{s}$) och försök med olika spaltvidd och lutningar pågår och utvecklingen går framåt.

För att en passagelösning ska fungera måste fisken hitta/lockas till ingången av passagen och sedan ges förutsättningar att vilja och kunna fortsätta igenom passagen. Detta betyder att placeringen av ingången och möjligheten att skapa anlockning är ett viktigt första steg. God kännedom om var och hur fisken rör sig i området är en fördel. Passagen måste sedan dimensioneras utifrån den största individ som ska kunna passera. I rapporten ges några tumregler där längden på bassängliknande strukturer bör vara minst 3 gånger den största fiskens längd; bredden på längre partier minst 9 gånger den största fiskens bredd (vissa kortare passager kan vara smalare, exempelvis slitsen i en slitsränna). Vad gäller djupet rekommenderas ca 5-7,5 gånger fiskens höjd i till exempel slitsrännor för lax.

När det gäller vattenhastighet och krav på simkapacitet bör man ha de minsta och svagaste individerna i åtanke och göra det möjligt även för dessa att passera. Det räcker med att en liten del av passagen har för hög vattenhastighet för att passagen ska förbli ett vandringshinder. Det bör dock noteras att det kan vara svårt att tillgodose alla fiskars behov i en och samma passage. Till exempel krävs vattenhastigheter på över 2 m/s för god attraktion av lax medan sammanhängande stråk av låga vattenhastigheter behövs för att svagsimmande arter och livsstadier ska kunna passera. Genom att tillföra struktur på botten kan man skapa en större variation av vattenhastigheter.

För nedströmsvandrande fisk som ska avledas med hjälp av galler gäller att strömhastigheten genom gallret och i området i närheten av gallret inte får vara så hög att fisken riskerar att klämmas fast eller igenom gallret. Vattnets hastighet får inte heller hindra fisken att hitta en flyktöppning.

Många fiskar vandrar mellan olika delar av vattendrag eller till andra vattendrag, sjöar eller till havet. Vandring sker för att födosöka, reproducera sig eller söka skydd. Dessa vandringar utförs mer eller mindre synkront av en stor del av populationen. Vissa individer sprider sig också till nya områden. Vilken sorts passagelösning som bör anläggas beror av vilken typ av vandring som ska möjliggöras eller om det är möjlighet till spridning och/eller återkolonisering som ska tillskapas.

Typ av rörelser (vandring eller spridning) har också väldigt stor inverkan på vilken typ av uppföljning som är möjlig. Passageeffektivitet har varit ett vanligt mått för att följa upp fiskpassagers funktion. Då motivationen hos individer som inte passerar oftast är okänd utgör passageeffektivitet ett minimimått på funktion. Passageeffektivitet kan dock vara lämpligt för att utvärdera nedströmslösningar i samband med nedströmsvandring av ål, smolt (öring och laxungar på väg till större sjö eller havet), samt vuxen laxfisk som återvänder nedströms efter lek (kelt). För utvärdering av uppströmslösningar kan direkta observationer i kombination med fiskräknare ge en god uppfattning om anläggningens funktion.

Summary

The construction of functional fish passages is a complex process that often depends on the environmental conditions at the site and the target species considered. This report describes the process to find the best solution in each specific case. The best solution will depend on the physical properties at the site, i.e. geological features, size of the river etc., and the behavior and requirements of the species of concern. The species requirements will indicate what type of conditions need to be created within the fish passage and in the surrounding area for the passage solution to be functional.

The construction of upstream fish passages in Sweden has followed the pattern of the historical development globally; where the aim at the start of the 20th century, was to facilitate upstream migration of large adult salmonids. By the second half of the century, focus expanded to include other species. Due to the species that were initially in focus (e.g., adult salmonids), pool and weir or baffle fish passages (technical fish passages), often with a steep slope, were frequently constructed historically. More nature-like fish passages (mainly bypass channels), have been constructed in Sweden since the beginning of the 2000's to enable passage of a wide diversity of species and life stages. For the same reason, technical fish passages in the form of vertical slot have also become more common since the beginning of the 2000's.

When it comes to downstream passages, the development in Europe started rather late and was driven mainly by the considerable decline of the European eel. To date there are only a few examples constructed in Sweden. Fish friendly racks have been installed to divert the fish from hydropower turbine intakes towards an alternative passage, and this type of solution has so far only been installed in smaller rivers (< 80 m³/s). There is rapid development in this area with research focused on optimal bar spacing and rack inclination. There is also research on alternative solutions.

The function of a fish passage is dependent on the fish's ability to find the entrance and the properties of the passage that make it possible and attractive for the fish to pass. If only a small part of the passage fails to meet these species-specific requirements, e.g. too high water velocity at one point, the passage will remain an obstruction. It can be hard to facilitate requirements of all species in one passage since both the requirements and abilities of species can vary greatly. For example, adult salmon require a water velocity of at least 2 m/s to be attracted to a passage, whereas weaker swimming species and life stages need a continuous section with water velocities not exceeding their swimming capacity. Adding structure at the bottom can help to create sections with lower water velocities.

For downstream passage solutions where racks are supposed to divert the fish, it is important that the water velocity is low enough so that fish are not pressed against or through the bars of the rack. The water velocity in the area must be slow enough to allow fish to navigate in order to find the bypass entrance.

Many fish migrate within or between different water bodies, sometimes also to larger lakes or to the sea. Fish may migrate to find better feeding areas,

reproduce, or to find refuge. Many of these migrations are synchronized in time and usually carried out by a large part of the population. There are also individuals who disperse and inhabit new areas on their own, which contributes to (re-)colonization and genetic diversity. Therefore, the type of passage solution that is suitable also depends on what type of movement the passage is supposed to facilitate: migration of a large part of a population or individual dispersal?

The type of movement that is to be facilitated by the passage also has large impact on what methods are suitable/available for evaluation. Passage efficiency has been a commonly used measure of fish passage functionality. However, since the motivation of individuals who do not enter or pass the passage is usually unknown, passage efficiency measures should be considered as conservative. Passage efficiency can be used to evaluate downstream passage solutions when studying eels, juvenile salmonids migrating downstream towards a larger lake or the sea (smolts), or post-spawning salmonids returning to feeding grounds (kelts). To evaluate upstream passage solutions, direct observations in combination with fish counters, can provide useful tools to get a decent understanding of the functionality.

Innehåll

Sammanfattning	5
Summary	7
1. Inledning	12
Miljöanpassning av vattenkraften	12
Syfte med denna rapport	12
Målbildsformulering	14
Framtida underhåll	15
Bästa möjliga teknik	15
Användarinstruktion till rapporten	16
2. Fiskpassagelösningar	16
Fiskpassager i Sverige	17
3. Kunskapsläget	18
4. Olika typer av vandring – konsekvenser för val av passagelösning och uppföljning	21
5. Utformning av fiskpassagelösning	24
Lokala förutsättningar	25
Målarter	25
Uppströmspassage	26
Nedströmspassage	27
Kostnader	28
Checklista	28
6. Uppföljning	29
Kvantifiering av förväntade populationseffekter för att kunna följa upp effekter av åtgärden	31
Val av uppföljningsmetoder	32
Passageeffektivitet	41
Anlockning/avledning	42
Räkning av passerande fisk	43
eDNA	44
Populationsgenetik	44
Provfiske	46
Lekgrops- och lekfiskinventering	48
Ordlista	49
Referenser	54
Bilagor	65
Bilaga 1.1. Historisk utveckling	65
Utveckling av olika typer av fiskpassager	65
Nedströmspassage	67
Teknik kontra miljövetenskap	67

Utvärderingar blir bättre	68
Standardiserade utvärderingsmetoder	69
Slutsatser och framtid	69
Bilaga 5.1. Dammsäkerhet	70
Bakgrund	70
Påverkan på dämmande funktion	71
Påverkan på avbördande funktion, inkl. risker med konstruktioner som placeras i vattnet uppströms anläggningen	71
Vidare läsning	72
Bilaga 5.2. Kulturmiljö	73
Vad är kulturmiljö?	73
Kulturmiljö är ett allmänt intresse	74
Påverkan på kulturmiljö	74
Bedömning av känslighet	74
Bilaga 5.3. Byggnadstekniska aspekter	78
Bilaga 5.4. Fiskinformation/Målarter	79
Vandringstider	79
Utrymmesbehov	84
Simkapacitet	84
Målarter med speciella behov	86
Bilaga 5.5. Lösningar för uppströmsvandrande fisk	89
Placering av ingång till uppströmspassage (utlopp)	89
Anlockning	99
Stigränna	104
Utgång	125
Bilaga 5.6 Strömning i vattendrag och fiskpassager – Hydraulisk modellering	126
Metodik för hydrauliska modeller	131
Lockvatten	143
Guidande tabellsammanfattning	145
Referenser	147
Bilaga 5.7 Hydraulisk design av lockvatten	149
Sammanfattning	149
Lockvattnets konkurrens med huvudflödet	150
Volymflöden för lockvatten	150
Penetration och spridning av lockvatten	151
Hastigheter och turbulens (uppströmsvandring)	154
Lockvattentillgång, dammsäkerhet m.m.	155
Referenser	156
Bilaga 5.8 Hydrauliska samband för fiskpassager	158
Naturlik fiskpassage med stort relativt djup	158
Naturlik fiskpassage med litet relativt djup	160
Naturlik fiskpassage av ”pool-weir”-typ	162
Kallt klimat och erosion	163
Referenser och lästips	164
Bilaga 5.9. Spridning av smitta och sjukdomar	169
Bilaga 5.10. Främmande arter	173
Bilaga 5.11. Lösningar för nedströmsvandrande fisk	176
Avledning	176
Övriga lösningar	182

Flyktöppningar.....	183
Flyktrännen	186
Flyktrännans utlopp	187
Bilaga 5.12. Kostnader.....	189
Kostnadsdrivare	191
Naturlika fiskpassager.....	192
Tekniska fiskpassager	193
Kostnader för avledare.....	193
Produktionsförluster.....	194
Drift- och underhållskostnader.....	195

1. Inledning

Fiskar vandrar för att nyttja tillgängliga resurser och dessa kan variera efter säsong eller bero av vilket utvecklingsstadium fisken befinner sig i. Vandringsför att hitta föda, söka skydd under vintern, för att leka eller kompensera för drift är några exempel på fiskars vandringar och de kan sträcka sig allt från några meter till hundratals kilometer (DWA 2014). Vandringar sker inom och mellan vattendrag till och från biflöden, till och från andra vattendrag eller sjöar och ibland till och från havet. Utbyggnaden av vattenkraften har lett till förluster av strömhabitat genom överdämning och förändringar i flödesregimer samt konnektivitetsförluster vilket sammantaget i många fall medfört fragmentering av livsmiljöerna. Utbyggnaden av vattenkraften har därför ofta haft negativ påverkan på ursprunglig flora och fauna när det gäller artsammansättning, tätheter av organismer och ekologiska produktionsförutsättningar (Fjeldstad m. fl. 2018, Näslund m. fl. 2013b).

Miljöanpassning av vattenkraften

Från och med den första januari 2019 gäller bestämmelser i miljöbalken som innebär att ”den som bedriver en tillståndspliktig vattenverksamhet för produktion av vattenkraft ska se till att verksamheten har moderna miljövillkor.” Detta innebär att tillståndets villkor och bestämmelser för verksamheten ska ha bestämts enligt miljöbalken (11 kap 27 § Miljöbalken 1998:808). Befintliga tillstånd som inte har prövats mot miljöbalken tidigare ska därför omprövas.

Syfte med denna rapport

I arbetet med miljöanpassning av dammanläggningar och vattenkraftverk är en central frågeställning om det ska anläggas fiskpassagelösning (FPS= *fish passage solution*) för fisk som behöver passera anläggningen/hindret. Behovet av passagelösning ska avvägas gentemot andra intressen, exempelvis energiproduktion, dammsäkerhet, elberedskap, kulturmiljö och enskilda intressen. Avvägningar mellan olika frågeställningar/intressen kan vara komplex och behöver göras både för enskilda passagelösningar och på avrinningsområdesnivå. Inför att en ansökan om tillstånd till en passagelösning lämnas in till mark- och miljödomstolen sker vanligtvis en eller fler processer där olika lösningar utreds. I dessa processer vägs olika förslag på passagelösningar mot andra intressen. Den slutliga avvägningen av om en passagelösning ska byggas och hur den ska utformas sker av mark- och miljödomstol i samband med en ansökan om tillstånd eller vid en omprövning.

Utgångspunkten för denna rapport är att det finns förslag om att bygga en fiskpassage vid en damm- eller kraftverksanläggning. Rapporten innehåller information som är viktig att ha i beaktande i processen för framtagande av lämplig fiskpassage och i samband med avvägningen mot andra intressen samt eventuella risker. Denna rapport riktar sig främst till kraftverks- och

dammgångare samt myndigheter men även till andra inblandade aktörer så som entreprenörer och domstolar m.fl. Rapporten beskriver processen för att utformningen av passagelösningen(arna) ska bidra till att bästa möjliga funktion uppnås (kapitel 5); samt hur kontroll och uppföljning av fiskpassagelösningen(arna) kan utformas (kapitel 6).

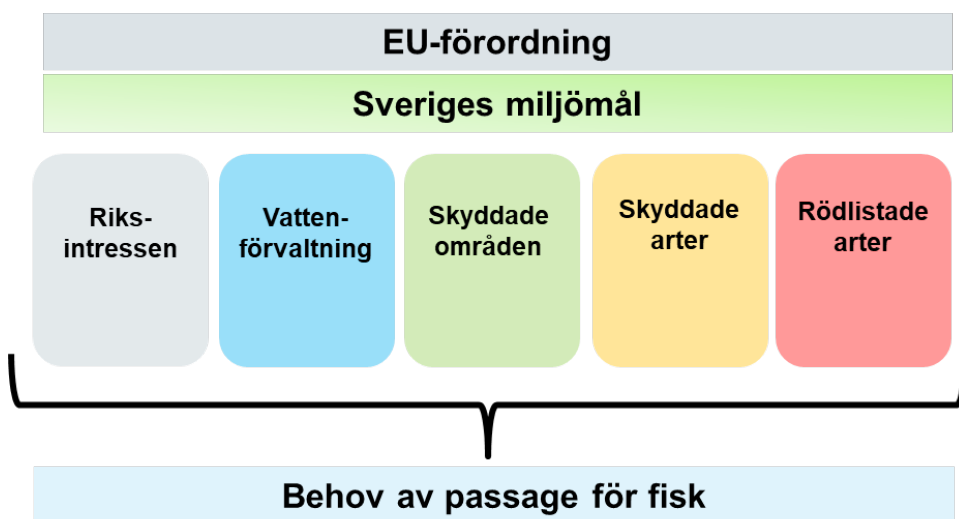
Anläggandet av fiskpassagelösningar omfattar många aspekter som kräver detaljinformation. I denna rapport beskrivs mer generella principer och vad som är viktigt att tänka på vid utformningen av passagelösningar. För detaljinformation i specifika frågor hänvisas till tidigare handböcker (sammanfattade i Tabell 1).

Tabell 1. Andra handböcker med information om anläggandet och utformandet av passagelösningar.

Land	Författare	Årtal	Titel
Tyskland (engelsk produktion av FAO)	DVWK/FAO	2002	Fish passes - design, dimensions and monitoring
Frankrike	Larinier m. fl.	2002	Fishways: biological basis, design criteria and monitoring
Storbritannien	Armstrong m. fl.	2010	Environment agency fish pass manual
Storbritannien	Environment Agency	2011	The Eel Manual– GEHO0211BTMV-E-E och GEHO0411BTQD-E-E
Österrike	BMLFUW	2012	Guidance on the construction of fish passes
Tyskland Bayern	Seifiert	2012	Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern
Frankrike	Baudoin m. fl.	2014	Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application
Tyskland	DWA	2014	DWA Regelwerk, Merkblatt DWA-M 509, Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung
USA	Turek m. fl.	2016	Federal interagency nature-like fishway passage design guidelines for Atlantic coast diadromous fishes
Nya Zeeland	Franklin m. fl.	2018	New Zealand fish passage guidelines for structures up to 4 metres
USA	Clay, H.	2019	Design of Fishways and Other Fish Facilities
USA	USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service)	2019	Fish Passage Engineering Design Criteria

Målbildsformulering

För den som inte varit med vid framtagande av målbilden kan det vara bra att känna till att den grundar sig på olika typer av underlag. Grunden för att formulera målbilden kan sägas utgå från EU-förordningar och direktiv¹ och Sveriges miljömål med tillhörande preciseringar (Figur 1). I miljöbalken finns ytterligare vägledning i form av bestämmelser om riksintressen, miljökvalitetsnormer, skydd av områden och arter. Vidare finns det olika internationella konventioner som Sverige har anslutit sig till. Den nationella rödlistan (ArtDatabanken 2015) är också ett underlag för att formulera målbilden och utifrån den bedöma behovet av en fiskpassage. Det är viktigt att underlagen är så bra och aktuella som möjligt och att all tillgänglig kunskap ingår vid målbildsformuleringen.



Figur 1. Schematisk beskrivning av olika lagar, förordningar och policydokument som kan behövas vägas samman för bedömningen av om det finns ett behov av att anlägga en fiskpassage vid en dammanläggning.

I bedömningen av behovet av en fiskpassage ingår att bedöma

- de naturliga (historiska) förutsättningarna för olika fiskarter att passera vattendragssträckan som idag är påverkad av dammanläggningen
- vilka livsmiljöer (för reproduktion, uppväxt, födosök) tillgängliggörs för olika fiskarter samt hur detta kan påverka dessa populationer
- påverkan på dammsäkerheten av en passagelösning (se vidare bilaga 5.1)
- på vilket sätt kulturmiljöer berörs och vilken hänsyn som behöver tas (se vidare kap 5 och bilaga 5.2).

¹ En EU-förordning gäller direkt gentemot en medlemsstat medan ett EU-direktiv ska införlivas i nationell lagstiftning.

- risken för att en fiskpassage bidrar till spridning av fisksjukdomar eller främmande arter (se vidare bilaga 5.9 respektive 5.10).

I det fall en dammanläggning inte används för någon verksamhet eller att energiproduktionen är begränsad i förhållande till de naturvärden som finns i vattendraget kan det bästa alternativet för vattenmiljön vara att riva ut dammanläggningen.

För att bedöma effekterna av åtgärder (t. ex. fiskpassage) på bland annat fiskpopulationer kan ekologiska eller statistiska modeller användas. Ekologiska konsekvensanalyser med hjälp av modeller, där effekter av olika åtgärder på ett ekosystem beräknas, måste nödvändigtvis bygga på förenklingar. Även om det finns osäkerheter med modeller blir resultaten transparenta och kan förbättras i takt med att kunskapen om ekologin ökar. Resultatet av den ekologiska konsekvensanalysen, dvs den förväntade ekologiska effekten av en passagelösning, utgör sedan ett av de underlag som används när passagelösningen (och eventuella andra åtgärder) vägs och värderas gentemot andra intressen (exempelvis energiproduktion, dammsäkerhet, elberedskap, kulturmiljö och enskilda intressen, se ovan).

I de processer som föregår själva ansökan till mark- och miljödomstol bör en målbild, både på avrinningsområdesnivå och för den enskilda åtgärden formuleras. Målbilden dokumenteras lämpligen i ett dokument där det framgår vilka överväganden som gjorts samt vilka underlag och metoder som använts. De förslag till passagelösningar som utretts, målbild och konsekvenser för andra intressen kan sedan användas som underlag i den prövning som sker av mark- och miljödomstolen.

En väldefinierad målbild är också viktigt för att möjliggöra uppföljning och utvärdering av åtgärderna. En komplicerande faktor för uppföljningen och bedömningen av effekterna av passagelösningar i sig är att det finns andra faktorer som påverkar miljön negativt, till exempel de historiska flottledsrensningarna, försurning, övergödning etc. Därför kommer effekterna av en passagelösning för fisk att påverkas av ytterligare åtgärder (eller avsaknad av sådana).

Framtida underhåll

Det krävs ofta justeringar och underhåll av anlagda fiskpassager över tid. Därför är det lämpligt att det sker en bedömning av vilka justeringar och underhållsarbeten som kan vara aktuella och att ansökan om tillstånd till passagelösningen innefattar förslag på villkor som möjliggör sådana arbeten.

Bästa möjliga teknik

I miljöbalken framgår det att alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd ska vidta åtgärder för att förebygga, hindra eller motverka skada eller

olägenhet för människors hälsa eller miljön. För den som bedriver yrkesmässig verksamhet ska *bästa möjliga teknik* användas (2 kap 3 § miljöbalken).

Calles m.fl. (2013a) försökte precisera vad som kan anses vara bästa möjliga teknik när det gäller passagelösningar vid kraftverk och kraftverksdammar: till exempel preciserades spaltvidd för fingaller som ska utestänga laxsmolt och andel flöde för lockvatten; de konstaterade dock att bästa möjliga teknik ofta är plats- och artspezifisk. Förutom att de lösningar som används är plats- och artspezifiska sker teknik- och kunskapsutveckling kontinuerligt varför det inte är ändamålsenligt att försöka precisera vad bästa möjliga teknik innebär.

Användandet av rapporten ska bidra till utformandet av de bästa lösningarna i varje enskilt fall.

Användarinstruktion till rapporten

Rapporten består av sex kapitel som ger en övergripande bild av processen att utforma och anlägga en fiskpassage. När man läser dessa kapitel hänvisas man till bilagor där den mer detaljerade informationen återfinns. För att underlätta navigeringen i rapporten används flödesscheman där så är lämpligt och i övrigt hänvisas till innehållsförteckningen. Syftet med flödesscheman är att snabbt kunna få en överblick och enkelt hitta det avsnitt eller den bilaga där informationen finns. Då det förekommer många termer i texten finns en ordlista i slutet av rapporten just före referenslistan. När det gäller benämningar på olika passagelösningar har även den engelska termen angivits inom parentes.

2. Fiskpassagelösningar

Enligt Clay (1995) är en fiskpassage ”en vattenpassage runt eller igenom ett hinder, utformad för att minska vattnets energi på ett sådant sätt att fisk kan passera utan onödigt stor ansträngning”. En mer modern definition återfinns i en gemensam Europeisk standard för utvärdering av fiskpassager med hjälp av telemetri som är under utveckling (prEN17233). Här inkluderas även nedströmspassage av fisk: ”en anordning, struktur eller mekanism som är utformad för att möjliggöra att fisk på ett säkert sätt kan röra sig i uppströms- och/eller nedströms riktning förbi ett eller flera hinder”.

För att binda samman ett vattendrag förbi en damm eller liknande har den vanligaste lösningen för fiskpassage varit en konstruktion av en serie sammanhängande pooler i olika steg med dämmande väggar emellan, s.k. bassäng- eller kammarrappa (Clay 1995). Det finns olika typer av bassängtrappor (*pool and weir*) och de har ofta utformats för att möjliggöra för uppströmsvandrande laxfiskar att ta sig förbi olika typer av vandringshinder. Fiskpassager delas ofta in i s.k. tekniska och naturliga fiskpassager där de tekniska passagera är konstruerade av betong, trä eller dylikt med en artificiell design och de naturliga fiskpassagera är utformade för att efterlikna

ett naturligt vattendrag när det gäller geomorfologi, lutning, bottensubstrat och hydraulik (Eberstaller m. fl. 1998). Tekniska fiskpassager förekommer ofta i stora vattendrag (>100 m³/s) och naturliga fiskpassager är vanligare i mindre vattendrag (Rivinoja 2015).

Fiskpassager i Sverige

Redan på 1400-talet användes begreppet "kungsådra" i Sverige och det syftade på en passage i vattendragen som kunde användas för till exempel transport, fiske och timmerflottning. Det lagstodgades 1734 att det inte var tillåtet att blockera kungsådran utan minst en tredjedel av vattendraget skulle lämnas öppen. Detta kunde i undantagsfall med kungens godkännande minskas ned till en sjättedel vilket ansågs vara den minsta vidden som behövdes för fiskvandring. Dessa undantag blev vanliga i samband med vattenkraftsutbyggnaden (historisk sammanfattning av Calles m. fl. 2013c). Även i andra delar av världen stiftades lagar på 1700- och 1800-talet till förmån för fiskvandring (Katopodis and Williams 2012).

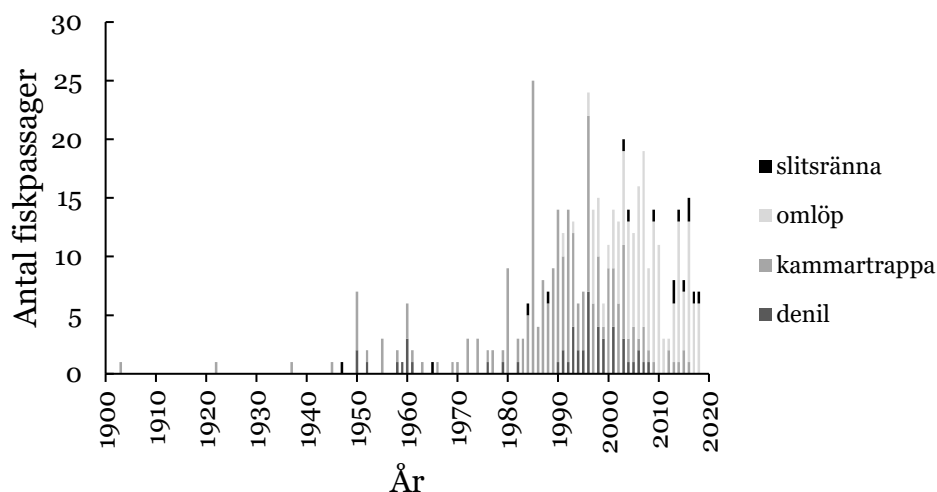
I slutet av 1800-talet började man nyttja vattenkraft för att försörja den växande industrin med energi och det var också då Sveriges första kraftverk för produktion av el uppfördes. Fiskpassager anlades också i Sverige redan i början av 1900-talet. De flesta av de svenska vattenkraftverken uppfördes mellan 1930 och 1980-talet och tillstånden för dessa meddelades enligt Äldre vattenlagen som infördes 1918 och som hade fokus framförallt på människors hälsa och energiproduktion (Thorell 2014). Den Äldre vattenlagen ersattes 1983 av Vattenlagen som gällde fram till Miljöbalkens införande 1998.

I dagsläget finns fiskpassager vid ca 10 % av de svenska kraftverken (Calles m. fl. 2013a). Det är inte bara vid kraftverksanläggningar som det finns fiskpassager. Även vid andra typer av dammar och anläggningar, ofta där verksamheten är nedlagd, såsom vid kvarnar och dammar för sjöreglering eller bevattning, har man anlagt fiskpassager. Fiskpassager och andra typer av restaureringsåtgärder som till exempel biotopvård finns samlade i en nationell databas som kallas Åtgärder i Vatten (ÅiV). Bortsett från ålyngelledare och enklare passager finns idag ca 500 kända fiskpassager i Sverige varav ca 40 % uppges ligga i anslutning till kraftverk i registret i Åtgärder i Vatten². De flesta fiskpassager som anlagts har varit för uppströmsvandring av fisk med en stor övervikt i databasen jämfört med fiskpassager för nedströmsvandring.

De första fiskpassagerna i Sverige byggdes redan i början av 1900-talet och efter 1980-talet ökade anläggandet av fiskpassager kraftigt (Figur 2). Det finns olika typer av fiskpassager (för mer detaljerade beskrivningar och figurer se kapitel 5 med tillhörande bilagor). Från början anlade man främst motströmsrännor (benämns Denlränna i ÅiV) och bassängtrappor med

² Uppgifterna baseras på ett utdrag från ÅiV som gjordes i april 2019. Utdraget har kompletterats med information från olika länsstyrelser och har sammanställts och analyserats av Fiskeutredningsgruppen (FUG) vid Länsstyrelsen Västra Götalands län.

överfall (benämns kammartrappa i ÅiV). Den första bassängtrappan med vertikala slitsar (slitsränna i ÅiV), byggdes 1945 och ytterligare några slitrännor har anlagts sedan dess. Av de 17 slitsrännorna som finns i registret har tio byggts efter 2012 och slitsrännor förespråkas som ett alternativ som kan fungera för flera arter (Larinier 2002a, Marriner m. fl. 2016). Den första naturlika fiskpassagen anlades 1990 i form av omlöp. Olika typer av naturlika fiskpassager namnges ofta utefter dragning: omlöp dras runt hindret, inlöp dras genom hindret och överlöp dras över hindret. Omlöp, eller naturlig fåra (eng. *nature-like fish pass*, *bypass channel*), konstrueras för att efterlikna ett naturligt vattendrag utifrån substrat, lutning och sträckning. Idag finns det ca 170 omlöp registrerade i ÅiV. Efter år 2000 har det blivit mer ovanligt att anlägga motströmsrännor (Figur 2), då dessa ofta anses vara mer selektiva (Larinier 2002a).



Figur 2. Historisk utveckling av fiskpassager i Sverige. Siffrorna bygger på ett utdrag ur Åtgärder i Vatten (ÅiV) samt information från vissa länsstyrelser där ÅiV inte var uppdaterat. Informationen har analyserats och sammanställts under våren 2019 av FUG, Länsstyrelsen Västra Götalands län. Figuren innehåller endast fiskpassager med beteckningen "Denil" (motströmsränna), "kammartrappa" (bassängtrappa), "omlöp" och "slitsränna". Dessa utgör 465 av de totalt uppskattade 500 passagera (exkl. ålyngelledare och enkla passager).

3. Kunskapsläget

Detta kapitel ger en kort översikt över vilka frågeställningar som forskningsmässigt är i fokus och är ett försök att belysa nuvarande kunskapsläge samt kunskapsluckor som identifierats om effektiva passagelösningar. I bilaga 1.1 ges en historisk överblick över utvecklingen av fiskpassageanordningar över tid och vad som har drivit utvecklingen i olika riktningar. Detaljer kring olika typer av fiskpassager och aspekter som krävs att beakta för god funktion, såsom anlockning, beskrivs i kapitel 5 "Utformning av fiskpassagelösning" samt tillhörande bilagor.

Från början anlades fiskpassager för att möjliggöra för uppströmsvandrande laxfiskar att kunna ta sig till lekområden. Detta skedde i framförallt Nordamerika och Europa på grund av laxfiskars kulturella och ekonomiskt höga värde (Birnie-Gauvin m. fl. 2018, Williams m. fl. 2012). Över tid så har fokus för uppströmslösningar kommit att vidgas till att inkludera fler (alla) arter. Dessutom har man börjat arbeta med att skydda fisk på väg nedströms från att passera turbiner genom att anlägga lösningar för nedströmspassage (se mer utförlig beskrivning av utvecklingen i bilaga 1.1). Anläggandet av fiskpassager har ökat också i andra delar av världen vilket ställer nya krav på passagelösningar som ska fungera för fler arter. Detta leder utvecklingen framåt. Även för laxfiskar, som länge varit i fokus, behöver utvecklingen gå framåt då optimal funktion inte alltid uppnås i befintliga lösningar (se till exempel Fjeldstad and Alfredsen 2015, Noonan m. fl. 2012). Ett bredare angreppssätt vad gäller antal arter har även synliggjort bristen på kunskap om många arters simkapacitet, vandringsstider, vandringsbehov m.m. Denna kunskap är viktig vid utformandet av passagelösningar då utformningen ofta är art- och platsspecifikt (Calles m. fl. 2013a).

När passagelösningen ska möjliggöra för flera arter att passera rekommenderas för tillfället framförallt naturlika passagelösningar (Calles m. fl. 2013a, Franklin m. fl. 2018) och slitsrännor (Marriner m. fl. 2016). Detta återspeglas också i den vetenskapliga litteraturen där många studier fokuserar på naturlika fiskpassager (Dodd m. fl. 2017, Nyqvist m. fl. 2017) och slitsrännor och deras hydraulik och utformning (Mao m. fl. 2019, Quaranta m. fl. 2017). Det är också fokus på nedströmspassagelösningar och utformning och placering av avledare (de Bie m. fl. 2018, Mulligan m. fl. 2018).

För beräkning av strömningsdynamik eller strömningsituationer vid nedströmsvandring och i anslutning till avledande galler används ofta CFD-modellering (*Computational Fluid Dynamics*) för olika tekniska passagelösningar (Szabo-Meszaros m. fl. 2019, Mulligan m. fl. 2017, Quaranta m. fl. 2017). Försök har även gjorts för att koppla vattenflöde och vattenhastigheter till fiskarnas rörelser och simkapacitet, för att utveckla bättre passagelösningar (Cai m. fl. 2019).

Passageeffektivitetsstudier har visat att funktionen varierar kraftigt i många befintliga fiskpassagelösningar, både internationellt (Bunt m. fl. 2012, Kemp 2016, Noonan m. fl. 2012, Silva m. fl. 2018) och i Sverige (Andersson 2005, Lundqvist m. fl. 2008). Det har också konstaterats att det är svårt att göra jämförelser mellan olika passagelösningar då utvärderingsmetoderna skiljer sig åt och standardiserade utvärderingsmetoder har efterfrågats (Silva m. fl. 2018). En europeisk standard för utvärdering av passageeffektivitet är under utveckling. I den definieras total passageeffektivitet som summan av attraktionseffektivitet (hur många fiskar hittar fiskpassagen), ingångseffektivitet (den andel av fiskarna som hittar passagen som väljer att simma in i densamma) och passageeffektivitet (hur många fiskar som simmar in i passagen som faktiskt simmar genom hela passagen). Total

passageeffektivitet kan endast utvärderas när antalet fiskar nedströms (eller uppströms) passagen är känt (draft prEN 17233:2018 E).

Passageeffektivitet som mått på funktionen av en fiskpassage har dock ifrågasatts då motivationen hos fiskarna som inte passerar passagen ofta är okänd (Goerig and Castro-Santos 2017, Kemp 2016). Detta begränsar möjligheten att använda passageeffektivitet som mått på funktionen i en fiskpassage. Undantaget är för lekvandrande fisk där lekområden endast finns på andra sidan vandringshindret. Då passageeffektivitet mäts med hjälp av märkt fisk kan det också förekomma märkningseffekter som påverkar fisken och således även effektivitetsmättet (Hatry m. fl. 2016). För vidare diskussion om passageeffektivitet se kap 6 om uppföljning.

Enligt en litteratursammanställning av Silva m. fl. (2018), har forskning kring fiskars beteende och hur de reagerar vid olika flödessituationer, både i liten och i stor skala, och särskilt vad som attraherar och guidar dem, hög prioritet för att vi ska kunna utforma bättre fiskpassagelösningar. Att det saknas kunskap om vad som attraherar och guidar fisken - anlockning - har också blivit tydligt vid arbetet med denna rapport.

Vidare menar författarna i Silva m. fl. (2018) att även om fiskpassagerna alltid kommer utgör flaskhalsar för ekologiska processer finns mycket att vinna på att förbättra fiskpassager. De konstaterar också att fiskpassager bara är en del av lösningen och att det även krävs att livsmiljöer upprätthålls eller återskapas och att dödlighet i alla delar av livscykeln minskar, till exempel genom reglering av fiske, för att vi ska uppnå långsiktigt hållbara populationer av vandrande fiskarter.

Det har hittills varit stort fokus i forskningen på själva fiskpassagernas funktion i termer av passerbarhet. Nu börjar det även komma studier där man börjat undersöka vad som händer med fiskpopulationerna som nyttjar fiskpassagerna, i likhet med Silva's m. fl. (2018) tankar. I många fall fungerar fiskpassagerna tillräckligt bra för att kunna resultera i hållbara bestånd av vandringsfisk. Dock börjar det komma exempel på det omvända, där tillkomsten av konnektivitet (fiskpassager) snarare har lett till en minskning i populationen än en ökning (Pelicice and Agostinho 2008). Detta föranledde Pelicice och Agostinho att beskriva fyra kriterier som när samtliga uppfylls kan leda till att en fiskpassage blir en ekologisk fälla:

- 1) fisk attraheras till och passerar passagen,
- 2) passagen medger huvudsakligen enkelriktad vandring med begränsad möjlighet att vända nedströms,
- 3) miljön/habitaten uppströms passagen saknar reproduktions- eller uppväxtmiljöer,
- 4) miljön/habitat nedströms passagen är av god kvalitet.

Även Castro-Santos et al. (2009) skriver att det finns risk för negativa konsekvenser och till och med utdöende om man möjliggör för uppströmspassage

om passagelösningar eller annan möjlighet för nedströmspassage saknas. Dessa författare menar att det är viktigt att man har detta i åtanke när man anlägger fiskpassager för att säkerställa att passagelösningen ger en positiv effekt på miljön.

4. Olika typer av vandring – konsekvenser för val av passagelösning och uppföljning

Konnektivitet innebär att det finns möjlighet för individer att flytta sig mellan områden/habitat. För fiskar i outbyggda vattendrag är konnektiviteten huvudsakligen longitudinell, vilket i frånvaro av naturliga vandringshinder innebär att de kan röra sig fritt både uppströms och nedströms. Det kan handla om möjlighet att förflytta sig inom ett vattendrag eller från ett huvudvattendrag eller sjö till ett biflöde eller vice versa. I Sverige fanns år 2013, 46 fiskarter kända från svenska sötvatten (Näslund m. fl. 2013a). Av dessa definieras 23 arter som vandringsbenägna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19). Behovet av vandring och vandringstider varierar mellan dessa arter och mellan populationer inom arter (se mer i bilaga 5.4). Det finns olika typer av vandring. Fiskar som vandrar från sötvatten till hav för tillväxt kallas anadroma (t.ex. lax), de som vandrar från havet till sötvatten för tillväxt kallas katadroma (t.ex. ål), och de som vandrar inom sötvatten kallas potadroma. En bra sammanfattning och beskrivning av olika typer av fiskvandring inklusive problematiken kring bevarandenaspekter ges i Morais och Daverat (2016).

Fiskars behov av konnektivitet kopplas ofta till behovet av vandring. I tidigare rapporter har man definierat begreppet fiskvandring på ett övergripande sätt. Näslund m. fl. 2013 delar in vandring i fyra kategorier: 1) tillväxt (födosök), 2) överlevnad (refuger), 3) reproduktion och 4) spridning. Utpräglad vandring, kategorierna 1–3, uppvisar vanligen ett tydligt säsongsmönster. Det typiska tidsförloppet är att vandringen som sker i en given riktning börjar med ett fåtal individer per dag. Vandringen når ett maximum efter en period varefter antalet minskar över tid för att till slut helt upphöra. Spridningsbeteendet, kategori fyra, förekommer mer slumpmässigt (sporadiskt) över tid även om det ofta begränsas till den produktiva delen av året. Individer som uppvisar detta beteende utgör vanligen en mycket liten del av populationen. Till skillnad från individer som vandrar i enlighet med kategori 1–3 har de som är inne i en spridningsfas sällan ett gemensamt mål. Målet med spridningen är att komma bort från platsen där de befinner sig snarare än var de hamnar och syftet är inte att återvända. För individer som vandrar enligt kategorierna 1–3 är avsikten för det mesta att förr eller senare återvända till området där de påbörjade sin vandring.

Beroende på vilket beteende, vandring eller spridning, som är tillämpligt för var och en av de utvalda målarterna i det specifika område där fiskpassagen ska anläggas kan det få återverkningar på

- a) val av och utformning av passagelösning (bilaga 5.5),

- b) när under året som passagelösningen behöver vara i drift (kap 5 bilaga 5.4) och
- c) vilken eller vilka uppföljningsmetoder som kan vara tillämpliga (kapitel 6).

För att förstå hur olika typer av vandring återverkar på möjligheten att följa upp effekter av en passageåtgärd behövs kunskap om hur fiskpopulationerna påverkas av olika typer av vandring respektive spridning. Nedan ges en kortfattad beskrivning av dessa aspekter, med hänvisning till andra publikationer för den som vill veta mer.

För att kunna fullborda livscykeln behöver fiskar vanligen röra sig mellan olika miljöer i ett vattendrag och ibland även mellan olika vattendrag. Allteftersom fisken blir större ökar dess simkapacitet liksom behovet av utrymme för att möjliggöra ett födointag som matchar dess ökade energibehov. Ett undantag från behovet att röra sig är i rinnande vatten där driftätande fiskar inte behöver röra sig speciellt mycket för att få den föda de behöver eftersom födan kommer till dem. Individens storlek kan i det sammanhanget vara viktigare för att försvara revir som ger tillräckligt födointag än att kunna röra sig över stora områden för att söka föda. Förr eller senare behöver dock även dessa individer flytta på sig, t ex för att uppsöka områden med bättre födotillgång eller för att uppsöka lämpliga lekområden när det är dags för lek. I vissa fall kan små yngel röra sig långt utanför de begränsningar som simkapaciteten medger genom att följa/drifta med vattenströmmarna. Strömmarna drivs vanligen av flöde i vattendrag, av vind i sjöar, medan de i havsmiljön kan drivas av vind eller av jordrotationen.

Om konnektiviteten försämras minskar fiskarnas möjlighet att nyttja de områden de normalt använt för att få en bättre tillväxt eller överlevnad, vilket får följdverkningar på fiskbeståndets storleksstruktur, antal individer och genetik. Om konnektiviteten bryts helt kommer den fördel fiskarna hade av vandringsbeteendet att försvinna. Med en passagelösning skulle det kunna vara möjligt att återfå vandringsbeteendena igen, förutsatt att de livsmiljöer som tidigare gav dem en fördel finns kvar.

Konnektivetsbehovet är påtagligt för arter eller populationer med utpräglade vandringsmönster, när en del eller hela populationen vandrar från ett område till ett annat. Dessa vandringar är ofta koncentrerade till begränsade tider under året som kan variera mellan arter, men även beroende på livsstadium. Förutsatt att de genetiska förutsättningarna finns, gynnas dessa beteenden av den naturliga selektionen när de vandrande individernas tillväxt, överlevnad, eller fortplantning gynnas i förhållande till de individer som inte vandrar. Om miljöförhållandena ändras så att ett vandringsbeteende inte gynnas längre kommer individer med vandringsbeteende att göra sämre ifrån sig än de som inte vandrar och beteendet kommer successivt att försvinna ur populationen.

Hos de flesta fiskarter sprider sig en del individer till områden utanför deras hemområde. Spridningsbeteendet är inte en vandring i egentlig bemärkelse och

syftet är inte att återvända senare i livet. Yngel som följer passivt med strömmen nedströms skulle kunna vara ett exempel på oavsiktlig spridning, men i vissa fall skulle det beteendet kunna klassas som vandring. Ett exempel på det senare är kustlevande harr och sik som vandrar upp i kustvattendrag för att leka och vars yngel drifrar/simmar nedströms mot havet redan några veckor efter kläckning. Spridningen kan också vara aktiv, som t ex "strayers" hos lax och öring som avser köns mogna individer som vandrar upp i en älv eller del av vattendraget där de inte var födda. Spridningsbeteendet bidrar till att upprätthålla den genetiska diversiteten och minskar risken för inavel. Spridningsbeteendet ger även möjlighet till återkolonisation av områden där ursprungsbeståndet av någon anledning slagits ut eller decimerats kraftigt.

De olika vandringsegenskaperna påverkar vad en konnektivitetsåtgärd kan förväntas leda till för olika målarter. För att kunna följa upp effekterna av en konnektivitetsåtgärd behöver man därför definiera det huvudsakliga syftet med konnektivitetsåtgärden för varje enskild målart (se Figur 3). Detta avgör även vilken typ av underlag som behövs för att kvantifiera de förväntade ekologiska effekterna av konnektivitetsåtgärden. Med detta upplägg ökar chansen att uppföljningsresultaten tolkas på rätt sätt med möjlighet till återkoppling mellan resultat och behov av justering av anläggningen i de fallen förväntade resultat inte uppnås.

Definiera konnektivitetens betydelse för var och en av målarterna genom att välja ett av de fyra alternativen nedan som har högsta prioritet.

Har betydelse för val av uppföljningsmetod.

1. Återetablering av utpräglad fiskvandring som funnits tidigare i området.

2. Återetablering av ett utslaget lokalt bestånd uppströms.

3. Stärka ett svagt bestånd när frånvaron av konnektivitet bedöms bidra till att beståndet försvagats.

4. Öka/återställa/bibehålla den genetiska diversiteten.

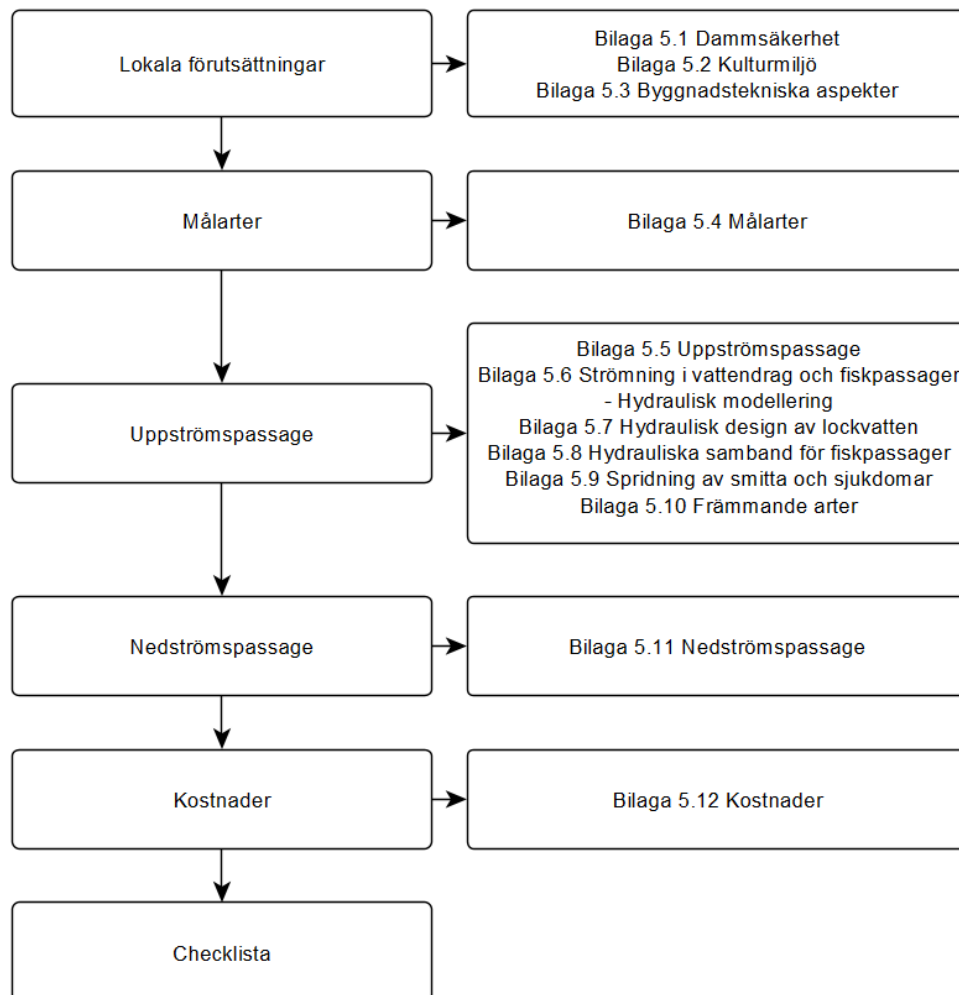
Figur 3. Illustrerar fyra tänkbara syften med konnektivitetsåtgärder. När dessa definierats för varje enskild målart underlättar det uppföljningen av åtgärden. Med utpräglad vandring avses tydligt uttalad säsongsmässig vandring av mer än enstaka individer.

Figur 3 kan även användas som underlag i samband med beskrivning av målbilden för de målarter som valts ut. Figuren ger även en viss vägledning i valet av fiskpassagelösning, där framförallt alternativ 4 kräver en lösning som så många arter som möjligt kan passera. Alternativ 1, 2 och 3 ger behov av

fungerande passagelösning för i första hand de målarter som avses. I kapitel 6 förklaras utförligare hur de fyra alternativen påverkar möjligheten till uppföljning och vilka metoder som finns att tillgå.

5. Utformning av fiskpassagelösning

I detta kapitel beskrivs vad man behöver tänka på när man utformar och anlägger en fiskpassagelösning. Texten i själva kapitlet ger endast en översiktlig beskrivning med syfte att hänvisa till den mer detaljerade beskrivningen som ges i bilagor. För att underlätta att hitta den information som söks innehåller kapitlet ett flödesschema som leder till den bilaga eller avsnitt som innehåller den relevanta informationen beroende på var i processen man befinner sig (Figur 4). Kapitlet avslutas med en stegvis checklista för processen att utforma en fiskpassagelösning.



Figur 4. Övergripande flödesschema som beskriver processen att anlägga och utforma en fiskpassagelösning, med hänvisningar till de bilagor som innehåller detaljerad information om de olika stegen i processen.

Lokala förutsättningar

Även om det kan verka trivialt är möjliga placeringar av passagelösningen det första man behöver utreda, vilket dock inte innebär att placeringen i sig är självklar. I inledningsskedet av planeringen behöver särskilda omständigheter beaktas som till exempel dammsäkerhetsaspekter, vandringshindrets naturliga passerbarhet, kulturmiljöaspekter, byggnadstekniska aspekter, m.m. När det gäller dammsäkerhet får till exempel ingen anordning placeras framför utskov då detta kan innebära stora risker vid höga flöden och fiskpassagen får inte innebära en försvagning i dammkonstruktionen (se bilaga 5.1 om dammsäkerhet och tillhörande rapport av Lundberg m fl. 2019). Utformningen av fiskpassagen kan behöva anpassas till de kulturhistoriska värdena på platsen eller i området (bilaga 5.2) liksom till andra byggnadstekniska aspekter (bilaga 5.3). Utrymmet för fiskpassagen kan begränsas av infrastruktur som vägar, kablar m.m. och om fiskpassagen ska anläggas i en miljö med mycket bebyggelse och många människor, kan även estetiska och säkerhetsmässiga aspekter spela roll vid utformningen av passagelösning.

Det är sällan givet vilken passagelösning som är den mest lämpliga när planeringen påbörjas. Det rekommenderas därför att alternativa lösningar undersöks i början av planeringsfasen. Det är en också fördel om man redan i planeringsfasen planerar för uppföljning av fiskpassagen så att utformningen kan anpassas för det vid behov. Om till exempel en fiskräknare ska installeras behöver detta finnas med i ritningarna. Väder- och temperaturmässig säsongsvariation behöver tas med i beräkningarna och om det under vinterperioder är isförhållanden måste anläggningen och eventuellt driften anpassas efter detta.

Det som komplicerar utformningen är att passagelösningarna ofta är plats- och artspecifika (Calles 2013a). En lösning som fungerar bra på en plats behöver inte nödvändigtvis vara den bästa lösningen på en annan plats. Principen för hur man ska tänka i samband med utformningen är dock densamma oberoende av plats, vilket beskrivs övergripande i flödesscheman för uppströmsvandringens lösningen i Figur 12 och för nedströmsvandringen i Figur 51. Nedan beskrivs de olika stegen översiktligt med hänvisning till bilagor där mer detaljerad information ges.

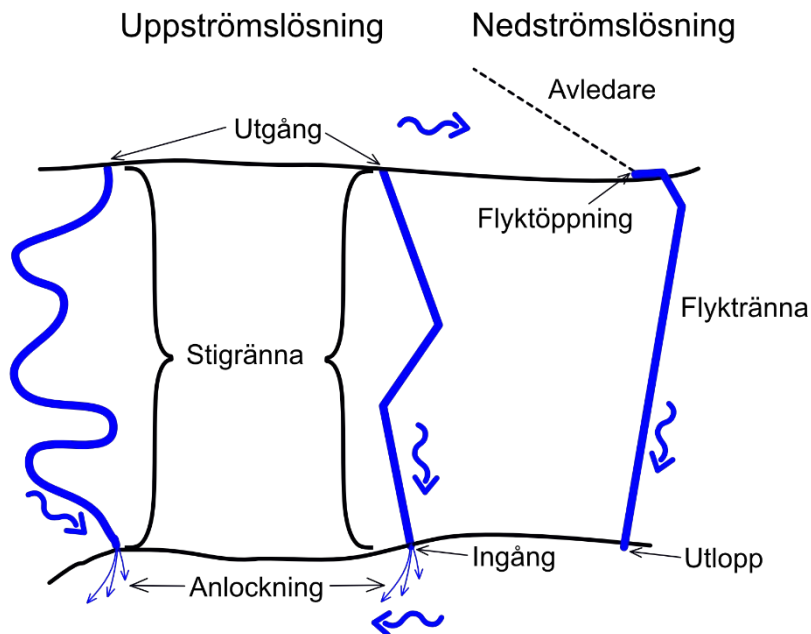
Målarter

Passagelösningen bör utformas och anläggas i den del av den tillgängliga miljön som ger de bästa förutsättningarna för att passagen ska fungera så bra som möjligt för målarterna. Kunskap om målarterna är därför viktig, till exempel vilken simkapacitet de har, vilka krav på vattendjup och övrigt utrymme de har, när de vandrar, etc. Sådan information redovisas i bilaga 5.4. För att få till en väl fungerande fiskpassagelösning krävs att: 1) anläggningen klarar av att locka fisk till och in i passagen både i uppströms och nedströms riktning och 2) fisk som hittat passagen behöver strömningsförhållanden som motiverar dem, och möjliggör för dem, att fortsätta genom passagen (Fjeldstad m. fl. 2018). Förutsättningarna för anlockning av fisk till passagen från miljön

utanför anläggningen skiljer sig fundamentalt mellan uppströms- och nedströmsvandrande fisk. Det handlar i stor utsträckning att locka uppströmsvandrande fisk till ingångsöppningen, medan det mer handlar om att styra nedströmsvandrande fisk till en flyktöppning.

Uppströmspassage

För att få till en effektiv passagelösning för uppströmsvandrande fisk är anlockning och attraktionskraft de viktigaste aspekterna att ta hänsyn till vid placeringen och drift av fiskpassagen (Katopodis och Williams 2012) (se avsnitt om placering av ingång och anlockning i bilaga 5.5, och bilaga 5.6 om hydraulisk modellering). I stora och breda vattendrag är detta en stor utmaning då flödet ur fiskpassagen kanske bara utgör en bråkdel av det totala flödet och det finns risk att fisken inte hittar en kanske i övrigt väl fungerande passage (Katopodis m. fl. 2001).



Figur 5. Principskisser av passagelösningar för uppströms- och nedströmsvandring med rapportens benämningar av de olika delarna av passagerna.

När fisken väl är inne i passagen behöver den tillräckligt utrymme för att kunna manövrera och känna sig trygg. Under rubriken Generell dimensionering i avsnittet om stigränna i bilaga 5.5 finns rekommenderade minimimått för djup och bredd beroende på vilken/vilka målarter som är aktuella och vilken storlek de har i det aktuella vattendraget. Det är viktigt att det finns tillräcklig variation i vattenhastigheterna i varje tvärsnitt av passagen så att även svagsimmande målarter/storlekar kan passera (DWA 2014). Utifrån de vattenhastigheter som krävs i passagen för att målarterna ska kunna passera kan man beräkna vilken lutning och hur mycket vatten som kommer att krävas för att uppnå rätt djup och bredd (bilaga 5.5, avsnitt om stigränna). Detta ger en fingervisning om vilken typ av passagelösning som kan vara lämplig utifrån

de fysiska förutsättningarna på platsen och mängden vatten som kan användas för passagelösningen.

I de fall passagelösningen utgörs av en naturlig fiskpassage utformas den för att påminna om naturliga vattendrag i området med heterogen miljö och varierad strömbildning. Naturlika fiskpassager av typen omlöp innebär också tillskapande av habitat. Naturlika fiskpassager anläggs framförallt på platser med låg lutning (Calles m. fl. 2013a). Vid en inventering av fiskpassager i södra Sverige (Nilsson 2019) visade det sig att medellutningen i motströmsrännor och bassängtrappor var flera gånger högre än i omlöp (ca 17 % jämfört med ca 3 %). Den lägre lutningen gör att omlöp oftast kräver mer utrymme än tekniska fiskpassager vilket ibland begränsar möjligheten att anlägga omlöp. En fördel med naturlika fiskpassager är att den typen av passagelösning möjliggör för flera arter och livsstadier att passera (Degerman 2008, Katopodis m. fl. 2001). Även tekniska fiskpassager i form av slitsrännor med låg lutning anses möjliggöra passage för ett stort antal arter och livsstadier (Marriner m. fl. 2016).

Även om syftet med passagelösningen oftast är att möjliggöra en effektiv och säker passage för fisken kan det finnas undantag när man avsiktligt kan behöva hindra vissa arter att passera. Om den ursprungliga forsen bedöms ha varit ett partiellt hinder som endast starksimmande arter kunnat passera historiskt kan en passagelösning som svagsimmande arter inte kan passera vara lämpligare (Calles m. fl. 2013a).

Andra omständigheter som kan påverka utformningen av passagelösningen är risk för spridning av sjukdomar (bilaga 5.9), eller risk för spridning av främmande arter (bilaga 5.10). Risken beror bland annat av var i vattensystemet anläggningen ligger, vilka arter som förekommer och deras spridningsmönster samt vilka möjligheter som finns att minimera spridningsrisken (HaV 2019). I Billstaån i Jämtland har man till exempel utrustat omlöpet med en fälla för att kunna sortera bort oönskad regnbåge och hindra dessa från att passera.

Nedströmspassage

Lösningar för nedströmsvandrande fisk är relativt nya jämfört med passagelösningar för uppströmsvandrande fisk (Calles m. fl. 2013a). Lösningar för nedströmsvandrande fisk beskrivs i bilaga 5.11. Placeringen av ingången till nedströmspassagen (flyktöppningen) är central då en felaktig placering kan sänka effektiviteten i nedströmspassagen avsevärt (Kroglund m.fl. 2014). Fiskar simmar relativt snabbt nedströms och hinner därför inte alltid uppfatta eller svara på signaler som ska locka dem till ingången av en nedströmspassage. Därför används ofta fysiska avledare i form av lutande galler för att leda fisken till nedströmspassagen. Det finns även andra typer av avledare som kallas beteendevledare. Dessa består ofta av elektricitet, bubblor eller förändringar i ljus/mörker som repellerar eller attraherar fisken. Funktionen av beteendevledare har dock ifrågasatts och påverkas bland annat

av vattenhastigheten som måste vara låg nog att tillåta fisk att reagera på signaler (Calles m. fl. 2013a).

Kostnader

Kostnaderna för olika lösningar varierar stort men för att göra en grov uppskattning för potentiella lösningar kan schabloner baserade på tidigare projekt vara till hjälp. För att få fram denna typ av schabloner, genomfördes 2017 ett projekt där kostnadsuppgifter för fiskpassager från sju kraftbolag sammanställdes (Carlström 2017). Dessa uppgifter redovisas närmare i bilaga 5.12. Vid kostnadsuppskattningar bör olika kostnadsdrivare (se exempel i bilaga 5.12) tas i beaktande liksom drift- och underhållskostnader samt produktionsförluster.

Checklista

Avslutningsvis i detta kapitel presenteras en lista med frågor som kan behöva besvaras när man utformar passagelösningen för att passa den specifika målsättningen på platsen. I början av processen med att utforma en lösning bör målbilden och de yttre förutsättningarna klargöras. Tillsammans utgör dessa ramar för de förslag på lösningar som sedan tas fram med hjälp av översiktsbilder, en grov beskrivning av hindret samt data på fallhöjd och vattenföring. De faktiskt möjliga förslagen tas sedan fram genom fördjupade analyser och ibland kompletterande studier på platsen.

- Finns det andra aspekter utöver de fysiska aspekterna att ta hänsyn till (till exempel dammsäkerhet, kulturmiljö, rekreations- och naturvärden)?
- Anläggningens utformning
 - Vilken typ av kraftverk finns på platsen? (strömkraftverk, dammanläggning, naturfåra?)
 - Antal turbiner och var finns inloppen och utloppen?
 - Vad är kraftverkets slukförmåga samt drivvattenföring?
 - Teknisk data för turbinen kan vara av intresse för att beräkna dödlighet för fisk som passerar via turbinen
 - Sker något vattenuttag i eventuella magasin?
- Vattenföring
 - Vilka karaktäristiska vattenföringar råder vid anläggningen?
 - Hur sker regleringen vid anläggningen och hur fördelas vattenflödet mellan olika turbiner, utskov och åfåror?
 - Finns det några anpassningar eller begränsningar i vattenregleringen som påverkar placeringen och utformningen av passagen?
- Vattenstånd
 - Hur varierar vattenståndet på uppströmssidan av hindret och vad beror det på (fast tröskel, reglering, etc.)?
 - Hur varierar vattenståndet på nedströmssidan av hindret?
- Målarter
 - Vilka är målarterna som fiskpassagen avses för?

- När på året vandrar målarterna och vilka vattenföringar och vattentemperaturer gäller vid dessa förhållanden?
- Vilka referensförhållanden (innan vandringshindret byggdes) rådde vid platsen?
- Placering av ingång/utlopp nedströms
 - Hur ser de byggnadstekniska aspekterna ut? Finns geotekniska uppgifter?
 - Var stoppas fisken i sin vandring på väg uppströms?
 - Hur ser möjligheterna ut för anlockning?
 - Går det att dra nytta av/modifiera befintliga strukturer för att förbättra förutsättningarna att fisken hittar ingången till passagen?
 - Hur ser förutsättningarna ut för tillsyn och underhåll?
- Placering av utgången/inloppet uppströms
 - Var är det minst risk för fisken att komma ut (predatorer, turbinintag)?
- Binda ihop inlopp och utlopp
 - Hur stor är fallhöjden mellan vattenytan uppströms och nedströms?
 - Hur stort utrymme finns tillgängligt? (fastigheter, kablar, vägar etc.)
- Skydda fisken³
 - Undvik skarpa kanter så att fisken inte skadas i passagen
 - Minska predationsförluster i samband med anlockning och passage.
- Hur ser möjligheterna ut för uppföljning?
 - Ska till exempel en fiskräknare installeras?

6. Uppföljning

För fisk som passerar i uppströms riktning är den grundläggande funktionen i fiskpassagen beroende av att konstruktionen är hel, att anlockningsströmmen når ut till fiskarna i miljön nedströms och att tillräckligt med vatten strömmar genom fiskpassagen för att upprätthålla det vattendjup och den strömhastighet som behövs för målarterna. Vid inventeringar av fiskpassager i norra och södra Sverige bedömdes bland annat funktionen. Låg funktion härleddes ofta till bristande underhåll vilket många gånger lett till att vattendjupet var för lågt (Broman 2018, Nilsson 2019). Verksamhetsutövaren ansvarar för att kontrollera och underhålla passagen så att funktionen upprätthålls, till exempel genom att se till att rätt mängd vatten tappas vid rätt tidsperioder, att flödet regleras vid behov, att passagen och eventuella galler rensas från skräp, att felaktigheter åtgärdas etc. Skötsel och tillsyn för att upprätthålla funktionen

³ I passagelösningar som syftar till att möjliggöra vandring handlar det om att locka fiskarna till passagen och underlätta för dem att passera så snabbt som möjligt. Det är också viktigt att fisken inte skadas i passagen, varken vid uppströmsvandring eller vid nedströmsvandring. Detta innebär att det inte får finnas skarpa och vassa kanter och att man behöver tänka på detta när man väljer material till passagen. Betong vittrar eftersom och vissa partier kan därför behöva kläs in med ett annat material efter ett antal år för att inte riskera att nöta på fisken. Passagen får inte heller bidra till onödig exponering av fisken för predatorer som rovfiskar, fåglar och däggdjur.

bör beskrivas i en enkel manual för att underlätta för den ansvarige verksamhetsutövaren och öka chansen till funktionella passager.

Efter anläggandet behöver åtgärden utvärderas för att ge förutsättningar för förbättringsåtgärder (Roscoe and Hinch 2010). Nyvunnen kunskap genom utvärdering och förbättringsarbete bör spridas för att driva den generella utvecklingen framåt. I detta kapitel beskrivs vilka metoder som kan vara relevanta för uppföljning av passageåtgärden, när de är tillämpbara, vilken osäkerhet som kan förväntas, samt hänvisning till litteratur där metoderna beskrivs mera utförligt. Kapitlet berör inte verksamhetsutövarens egenkontroll, men en del av metoderna som beskrivs skulle även kunna användas för det ändamålet.

Förhoppningen är att den tilltänkta passageanordningen leder till att de delar av målbilden som har att göra med konnektivitet uppfylls. Enda sättet att få klarhet i om detta blir fallet är att följa de förändringar i miljön som väntas med lämpliga metoder och med tillräcklig dimensionering (replikering) av datainsamlingen i tid och rum. Med otillräcklig dimensionering försvåras möjligheten att statistiskt påvisa en förändring även om den finns där. Det kan bli fyra olika resultat av en uppföljning:

1. Den förväntade förändringen kan påvisas statistiskt och den är sann.
2. Den förväntade förändringen påvisas statistiskt, men förändringen är inte sann. Det fel som begås kallas typ-I fel och beror på slumpen och förekommer med samma sannolikhet som den valda signifikansnivån (α), t ex $\alpha=0,05$.
3. Ingen förändring kan påvisas statistiskt trots att det finns en verklig förändring. Det fel som begås kallas typ-II fel och beror på otillräcklig datainsamling i tid och rum i relation till variationen i data och beroende på effektens storlek. Risken att begå ett typ-II fel betecknas med symbolen β . Vid dimensionering av provtagningsprogram används begreppet statistisk styrka ($1-\beta$).
4. Ingen förändring kan påvisas vilket leder till en korrekt slutsats när det inte finns någon effekt att påvisa. Det finns två tänkbara förklaringar till frånvaron av effekt. Antingen beror det på att passageanordningen inte fungerar som den ska, eller så har den förväntade effekten felbedömts. För att skilja mellan dessa två alternativ kan passageanordningens funktion kontrolleras med oberoende metodik.

En grundförutsättning för att kunna göra en korrekt tolkning av en uppföljning är att den förväntade effekten är välgrundad, vilket per definition innebär att omständigheterna är kända innan målbilden formulerades. Om det mot förmodan saknas information om de variabler som ska följas upp behöver data samlas in innan åtgärden genomförs för att användas som referensdata i de kommande utvärderingarna.

Det finns två enkla fall där den förväntade effekten är given. Det ena fallet gäller uppföljning av effektiviteten i olika delar av passagelösningen och det andra fallet gäller uppföljning som handlar om att påvisa kolonisation av de arter som saknas uppströms, eller i sällsynta fall nedströms. Beskrivningen av de uppföljningsmetoder som är aktuella för dessa två fall ges tillsammans med övriga uppföljningsmetoder längre fram i detta kapitel. I vissa fall kan det räcka med kvalitativa beskrivningar av de förväntade effekterna av passagelösningen, men utan kvantifiering kan det hända att t ex en förväntad ökning av ett fiskbestånd blir så pass liten att den inte går att påvisa trots att uppföljningen görs enligt regelboken. För att vara säker på att den förväntade effekten är påvisbar behövs någon typ av kvantifiering av förväntade effekter. Av den anledningen ges en kortfattad beskrivning i nästa avsnitt hur kvantifiering av förväntade effekter kan göras. Om den förväntade effekten av konnektivitetsåtgärden är stor finns också goda möjligheter att kunna påvisa förändringen statistiskt med hjälp av den eller de uppföljningsmetoder som är mest lämpad för ändamålet. Om den förväntade effekten är liten kan det behövas omfattande provtagning för att påvisa förändringen.

Kvantifiering av förväntade populationseffekter för att kunna följa upp effekter av åtgärden

I samband med uppföljning mäts en eller flera variabler i syfte att få kvantitativa mått för att uttala sig om passageåtgärdens effekt på miljön. Utan kunskap om vilka kvantitativa effekter en passageåtgärd kan tänkas få går det inte att veta vilket resultat som krävs i samband med en uppföljning för att visa att åtgärden har avsedd effekt. Ett undantag är dock målararter som saknas uppströms. I dessa fall ger en kvalitativ bekräftelse på etablering ett entydigt svar. Cooke and Hinch (2013) påpekade behovet av kunskap hur till exempel reproduktion eller överlevnad påverkas av passage och vad det får för konsekvenser för populationen. Populationsmodeller som utvecklats för att skatta populationsstorlek och göra prognoser för olika arter kan modifieras för att kvantifiera de förväntade populationseffekterna innan man fastställer vad som ska följas upp. Sådan information vore även värdefull i samband med målbildsformuleringen.

Vandring, spridning och genetisk diversitet och struktur påverkas av konnektivitet och populationseffekterna kan kvantifieras med populationsekologiska respektive -genetiska modeller. Det är därför möjligt att på förhand få en uppfattning om hur stort bidrag var och en av dessa aspekter av konnektivitet skulle kunna tänkas ha för de enskilda arterna/bestånden som finns i de anslutande vattenförekomsterna, med respektive utan konnektivitet. I samband med modelleringen går det även att få en uppfattning om vilken tidsperiod som krävs innan förändringarna når en storleksordning som gör dem möjliga att påvisas statistiskt (se t ex FiMod 1 & 2, www.xxx.energiforsk.se).

En grundförutsättning för att individerna som vandrar eller sprider sig till nya miljöer genom att passera fiskpassagera ska kunna göra bättre ifrån sig

jämfört med om de hade stannat, är att det finns bättre livsmiljöer att komma till där de kan fullfölja sin livscykel. Det finns i dagsläget endast ett fåtal beräkningsmodeller som utvecklats för att analysera dessa specifika aspekter. För fiskarter där täthetsberoendet (populationsregleringen) sker innan den första vandringen finns tre olika beräkningsverktyg (FiMod1–3). Dessa modeller har hittills främst använts för att utvärdera de förväntade ekologiska konsekvenserna av fiskpassager och deras effektivitet för lax och öring. För lax och vandringsöring yttrar sig täthetsberoendet främst som dödlighet innan nedströmsvandringen. Vandringen från yngeluppväxtområdet till födosöksområdet behöver dock inte vara speciellt lång för att modellen ska vara användbar. Modellen fungerar även för de fall när fiskarna, t ex öringar, har korta säsongsmässiga födosöksvandringar. Givet att antagandet om täthetsberoendet gäller, är dessa modeller applicerbara även för andra arter. En anledning till att modellerna tillämpats för lax och öring är framförallt att kunskapen är större om dessa arter vilket gör det lättare att parametrisera modellerna (ange värden för bärkapacitet, överlevnad, fekunditet, passageeffektivitet, etc.) på ett tillförlitligt sätt.

I dagsläget saknas beräkningsverktyg för att utvärdera de förväntade effekterna av fiskpassagers effektivitet på populationsstorleken för arter med pelagiska larver som drifftar/simmar nedströms redan inom några dagar/veckor efter utkläckning och passerar hindren innan täthetsberoendet inträffar. För dessa bestånd kan täthetsberoendet antingen yttra sig i form av dödlighet eller reducerad tillväxt/fekunditet. Exempel på arter som hör till denna kategori är harr, sik, mört, stäm, löja, abborre och asp.

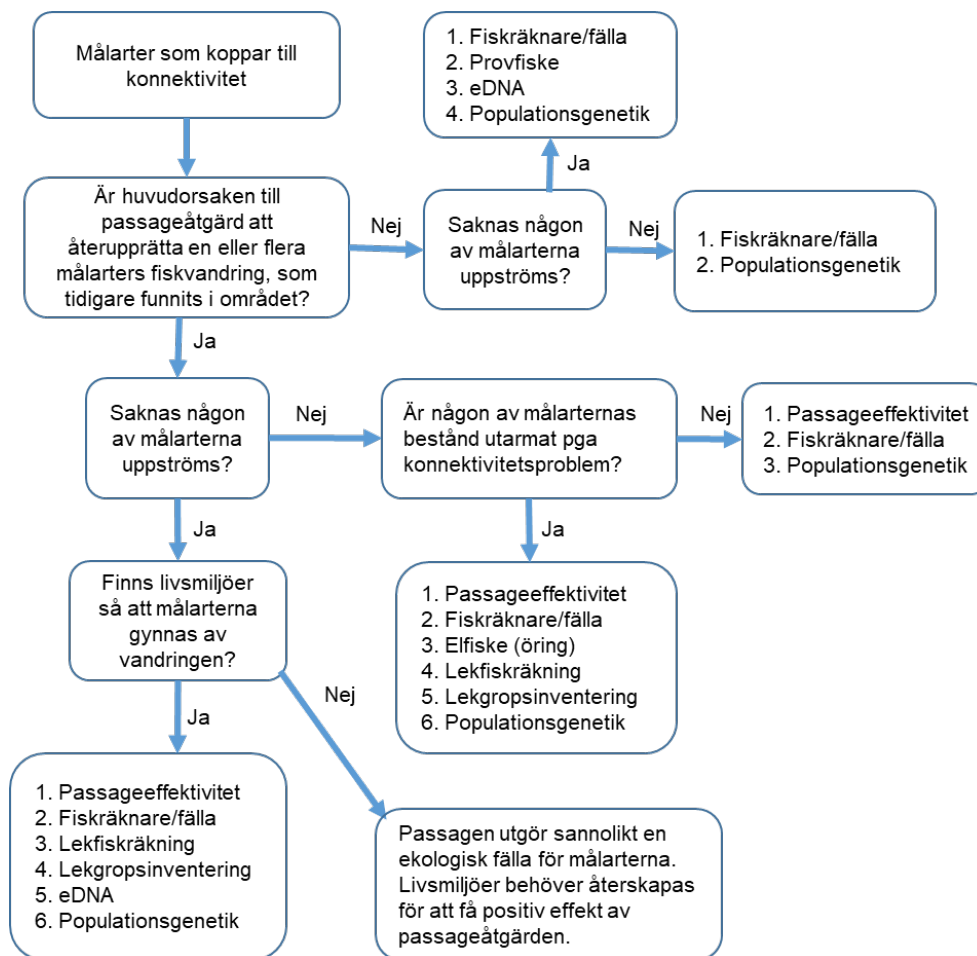
Kvantifiering av spridningens betydelse för fiskbestånden går att göra för att utvärdera de populationsgenetiska effekterna med hjälp av individbaserade modeller. Däremot är det betydligt svårare att kvantifiera effekterna av spridningens betydelse för återkolonisation av områden där det lokala beståndet slagits ut. Sannolikheten till utslagning, vanligen till följd av slumpmässig demografisk eller miljömässig variation, är som störst i små bestånd. Huvudorsaken till att dessa bestånd är små torde vara brist på lämpliga livsmiljöer. I detta sammanhang innebär det brist på strömsträckor eftersom sjöliknande miljöer i form av sel och dammar ökat på bekostnad av strömmiljöerna som en följd av vattenkraftsutbyggnaden. De arter som därför har störst återkoloniseringsbehov är strömlevande arter som öring, lax, harr och elritsa.

Det pågår forskningsprojekt för att utveckla fler beräkningsverktyg i stil med FiMod som är lämpade för kvantifiering av såväl populationsekologiska som -genetiska effekter för fler arter och för flera olika typer av vandring än de befintliga modellerna hanterar.

Val av uppföljningsmetoder

Grundtanken med uppföljning i den yttre miljön är att kunna visa att åtgärden har avsedd effekt. Uppföljning av miljöeffekter utanför anläggningen handlar

därför om att undersöka om målbilden uppfylls, helt eller till vissa delar. En komplicerande aspekt i sammanhanget är om miljön inte återhämtar sig som förväntat. Beror det då på brister i anläggningen, att åtgärdens förväntade effekter felbedömts, eller att man får fel bild av effekterna genom ett otillräckligt uppföljningsprogram? Det är viktigt att inse att alla uppföljningsmetoder inte har möjlighet att svara på samtliga förändringar i miljön som beror på förändrad konnektivitet. I detta avsnitt ligger därför fokus på vägledning för att identifiera en eller flera lämpliga uppföljningsmetoder samt på analys av vad som krävs för att kunna påvisa förändringar med dessa metoder. I Tabell 2 sammanfattas information om olika metoder. Genom att följa nedanstående flödesschema (Figur 6) får man en uppfattning om vilka uppföljningsmetoder som kan vara tillämpliga för respektive målart beroende på vilka omständigheter som råder. Det finns dock fler möjliga uppföljningsmetoder än de som listats i flödesschemat, men merparten av de som inte namnges i listan är metoder som kräver speciella förhållanden, som exempelvis räkning av fisk i samband med snorkling. I de fall det finns kompletteringsmetoder som kan öka precisionen i skattningen nämns dessa i metodavsnitten nedan. I Figur 6 ges en översikt av tillgängliga metoder för uppföljning av bland annat fiskpassager. För mer utförlig beskrivning av metoder för uppföljning av åtgärder i vattendrag se Nilsson (2013, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:880603/FULLTEXT01.pdf>) och Karlsson och Leonardsson (2014, https://pub.epsilon.slu.se/11630/7/karlsson_r_etal_141106.pdf). I den senare rapporten finns även en beskrivning hur man kan tänka kring målbildsbeskrivning.



Figur 6. Genom att följa flödesschemat för varje enskild målart får man fram förslag på metoder som kan användas vid uppföljning.

För att underlätta utvärdering och möjliggöra jämförelser är det viktigt att standardiserade metoder används. Detta har även föreslagits i vetenskaplig litteratur där man sammanställt kunskapsläget och framtidsutsikter inom forskningsfältet (Silva m. fl. 2018), eller försökt göra mer detaljerade meta-analyser av passageeffektivitet i olika fiskpassagestyper och för olika arter (Bunt m. fl. 2012).

Uppföljningens utformning kan variera från fall till fall beroende på omständigheterna. Uppföljningen kan handla om ett eller flera av följande alternativ

- undersöka passageeffektivitet förbi anläggningen för målarter med utpräglat vandringsbeteende i området,
- undersöka anläggningens förmåga att anlocka fisk till passagen i uppströms riktning och att avleda fisk i nedströms riktning,

- räkna och dokumentera hur många individer av respektive art som passerar anläggningen på daglig basis i både uppströms och nedströms riktning,
- undersöka förekomst av målarter uppströms med hjälp av eDNA
- undersöka genetisk diversitet/struktur hos målarterna uppströms respektive nedströms för att validera att den genetiska diversiteten ökar (eller strukturen förändras) till följd av passageåtgärden
- för att följa upp statusklassificeringen i syfte att få klarhet i när (om) de delar i miljö kvalitetsnormen nås som har med konnektivitet att göra genom att utföra provfiske (elfiske i strömmande vatten)
- dokumentera förekomst av lekande vandringsöring eller andra arter genom lekgruppsinventering eller lekfiskräkning
- följa upp rekryteringsframgång av t ex vandringsöring genom elfiske. En annan provfiskemetod för att undersöka återetablering av utslagna arter skulle kunna vara nätprovfisken. En nackdel med den metoden är att den är destruktiv och på så vis motverkar sitt eget syfte i detta sammanhang. Dessutom är metoden selektiv och lämpar sig främst för arter som rör sig mycket. Av dessa anledningar rekommenderas inte nätprovfiske vid uppföljning av konnektivitetsåtgärder.

Tabell 2. Användningsområden och tidsperspektiv på uppföljningen kopplat till val av metod för uppföljning. För flera av metoderna finns dokumentation i rapportform länkad till metodnamnet i den vänstra kolumnen. Metodernas osäkerhet, för- och nackdelar beskrivs översiktligt liksom kostnadsaspekten.

Metod	Användningsområde					Typ av metod			Tidsperspektiv				Osäkerhet	Fördelar	Nackdelar	Kostnad
	Anlockning	Passage	Återkolonisering av arter	Populationsutveckling	Genetisk diversitet	Kvantitativ	Semikvantitativ	Kvalitativ	Momentant	Inom år	Lång tid: ca 10–30 år	Mkt lång tid: 10–100 år				
Telemetri	X	X				X				X			Hög tillförlitlighet vid stort antal märkta individer, givet att man vet att de märkta fiskarna ämnar passera	Ger tydligt svar när metoden fungerar. Med akustisk telemetri kan hög rumslig upplösning erhållas		Hög
Direkta observationer, okulärt eller m.h.a. video	X	X						X	X	X			Observerade ansamlingar av fisk indikerar att det finns ett problem, men ger inte information om vad som är problemet	Kan ge svar på anlocknings- eller passageproblem, om fiskar ansamlas och inte vill simma vidare	Fungerar inte vid dåliga siktförhållanden	Låg
Hydroakustiska metoder	X	X				X	X	X	X	X			Dålig upplösning vid större avstånd än 40 m	Ger svar i realtid	Vanskligt med artbestämning	Hög

Metod	Användningsområde					Typ av metod			Tidsperspektiv				Osäkerhet	Fördelar	Nackdelar	Kostnad
	Anlockning	Passage	Återkolonisering av arter	Populationsutveckling	Genetisk diversitet	Kvantitativ	Semikvantitativ	Kvalitativ	Momentant	Inom år	Lång tid: ca 10–30 år	Mkt lång tid: 10–100 år				
Fiskmärkning med återfångst/registrering	(X)	X		X		X				X	X		Populationsskattning med hög precision om tillräckligt antal märkta och återfångade. Med passiva märken behövs avläsare för att upptäcka märket.	Billiga märken	Kostsam metod om fasta antenner ska användas	Låg/Hög
Fiskräknare		X	X	X		X				X			Ger ej passageeffektivitet. Möjlighet till artbestämning beroende på typ av räknare	Kostnadseffektiv	Kan orsaka passageproblem	Hög
Fiskfälla i passagen		X	X	X		X				X			Ger ej passageeffektivitet	Bra förutsättning för korrekta antals och artbestämningar	Kan vara svårt att följa upp- och nedströmsvandring samtidigt utan att stänga av ena vägen. Daglig tillsyn	

Metod	Användningsområde					Typ av metod			Tidsperspektiv				Osäkerhet	Fördelar	Nackdelar	Kostnad
	Anlockning	Passage	Återkolonisering av arter	Populationsutveckling	Genetisk diversitet	Kvantitativ	Semikvantitativ	Kvalitativ	Momentant	Inom år	Lång tid: ca 10–30 år	Mkt lång tid: 10–100 år				
Ålyngelinsamlare		X	X	X			X			X			Kan gå att bedöma anlockning relativt genom att använda flera samlare på flera platser		Kräver daglig tömning	Låg
Lekgropsinventering			X			X	X	X	X				Fungerar för lax och öring. Kan kombineras med DNA-provtagning	Snabb validering av förekomst av stor lekfisk	Främst i mindre vattendrag eller torrfåror	Låg-hög
Elfiske i rinnande vatten			X	X		X	X		X	X			Beror på antal utfisken och antal lokaler	Kan ge svar på kolonisering av art som tidigare saknas	Fungerar ej i djupa områden	Låg
Båtelfiske			X	X		X	X		X				Beror på antal utfisken och antal lokaler	Fungerar i breda och djupa vattendrag	Fungerar ej i grunda områden	Hög
Dykinventering			X	X		(X)	X	X	X		X		Låg osäkerhet vid bra siktförhållanden	Påverkar inte fiskarna	Begränsning till dykbara vattendrag	Låg

Metod	Användningsområde					Typ av metod			Tidsperspektiv				Osäkerhet	Fördelar	Nackdelar	Kostnad
	Anlockning	Passage	Återkolonisation av arter	Populationsutveckling	Genetisk diversitet	Kvantitativ	Semikvantitativ	Kvalitativ	Momentant	Inom år	Lång tid: ca 10–30 år	Mkt lång tid: 10–100 år				
Smolt- och yngelfällor			X	X		(X)	X			X	X		Kräver väl fungerande ledarstrukturer för god anlockning	Ger bra data på smolt och yngelvandring	Arbetsintensiv metod	Hög
Lekfiskräkning			X	X			X	X	X	X	X		Kräver bra siktförhållanden	Enkel metod	Främst användbar för öring och harr	Låg
Ryssjor i vattendrag			X	X			X	X	X	X	X		Flödesberoende effektivitet	Metoden fungerar bra för bl.a. ål		Låg
Strömöversiktsnät			X	X			X		X	X	X		Resultaten flödesberoende		Destruktiv metod	Låg
Nättingfällor			X	X			X			X	X			Väl fungerande metod	Endast flodnejonöga	Låg
Inventering av leklokaler för asp			X				X	X					Resultatet kan variera beroende på vilken av de tre metoderna som tillämpas		Artbestämning av rom kräver DNA-analys	Låg

Metod	Användningsområde					Typ av metod			Tidsperspektiv				Osäkerhet	Fördelar	Nackdelar	Kostnad
	Anlockning	Passage	Återkolonisation av arter	Populationsutveckling	Genetisk diversitet	Kvantitativ	Semikvantitativ	Kvalitativ	Momentant	Inom år	Lång tid: ca 10–30 år	Mkt lång tid: 10–100 år				
eDNA			X				(X)	X	X				Kan ge felaktiga träffar samt kan missa artförekomst vid fåtal provlokaler	Kostnadseffektiv	Arter kan missas vid otillräcklig provtagning	Medel
Fångstrapportering från sportfiske				X		X	X			X	X		Kräver att sportfiskarna rapporterar sin fångst till FVO	Enkel metod och många FVO begär numera fångsrapportering.	Rapporteringsvilja okänd	Låg
Yngelprovfiske				X			X			X	X		Kan vara svårt att fånga in alla yngel		Destruktiv metod	Låg
Vitskivemetoden				X		X				X	X		Hög osäkerhet p.g.a. stor variation av rekrytering i tid och rum		Artbestämning osäker	Låg
Populationsgenetik		X	X		X	X			X	(X)	X	X	Hög tillförlitlighet över lång tid. Små förändringar från år till år.	Enkel jämförelse mellan populationerna nedströms och uppströms	Uppföljning över tid kan vara svårtolkade	Hög

Passageeffektivitet

Det pågår ett arbete med att ta fram gemensamma standarder för att utvärdera fiskpassagelösningar med hjälp av telemetri och dessa förväntas bli färdiga inom kort. Arbetet i Sverige drivs av Svenska Institutet för Standarder (SIS) och bygger på den europeiska standarden: *"Water quality – Guidance for assessing the efficiency and related metrics of fish passage solutions using telemetry"* (prEN 17233). Här anges standardiserade metoder för att utvärdera fiskpassagelösningar med hjälp av telemetri både för uppströms- och nedströmslösningar. I den europeiska standarden ingår även rekommendationer av utrustning, studiedesign, dataanalys och rapportering.

Passageeffektivitet som uppföljningsmetod är begränsad till ett fåtal arter och situationer och utvärderingen ger endast svar som rör passageanläggningens funktion. Den effektivitet som behövs i en enskild fiskpassage för att uppnå målbilden beror av de biologiska förutsättningarna, var fiskpassagen är placerad i avrinningsområdet och hur många fler passager som vandringsfiskarna behöver passera innan de når målhabitatet. Generellt gäller att ju längre nedströms i vattensystemet desto viktigare med hög effektivitet, liksom vid flera på varandra följande passager (Porcher and Travade 2002). Då en fiskpassage i en del fall endast anlockar fisk från en del av vattendragets bredd kommer den, även med optimal funktion, att fungera som en flaskhals. Detta betyder att ingen fiskpassage kan förväntas erbjuda konnektivitetsaspekter i samma utsträckning som innan vandringshindret uppfördes (DWA 2014). Om huvudsyftet med passagen är att möjliggöra genetiskt utbyte mellan populationer uppströms och nedströms, räcker det dock med att ett fåtal individer passerar per generation om de är framgångsrika i reproduktionen (Hanski and Gaggiotti 2004).

Undersökningar för att skatta passageeffektivitet (se faktaruta) syftar till att ge tillförlitliga svar som kopplar till olika delar av anläggningen, när man vet vilka individer som ämnar passera anläggningen men som misslyckas på grund av anläggningens utformning eller funktion. I fiskpopulationer där till exempel alla lekfiskar vandrar från område (A) till ett annat område (B) finns goda förutsättningar att utvärdera passageeffektiviteten i en anläggning som finns däremellan. Det blir inte lika enkelt att tolka resultaten om endast en del av populationen ämnar ta sig till område B eftersom det kräver att man känner till individernas avsikt (Kemp 2016). I vissa situationer skulle det kunna vara möjligt, men det kräver i så fall att individer som ska till område B skiljer sig genetiskt från de som inte ska dit. En utvärdering av passageeffektivitet baserat på individer från den senare typen av populationer blir därför mycket svårare och kostsammare att utföra och utvärdera.

En kategori fiskar som är direkt olämpliga att använda för utvärdering av passageeffektivitet är de som saknar ett utpräglat vandringsmönster. Individer tillhörande denna kategori kan mycket väl passera genom fiskpassager, men ofta mer slumpmässigt fördelat över säsongen. Utvärdering av passageeffektivitet baserat på individer av den sistnämnda kategorin kan i

dessa fall endast genomföras med ett fåtal individer som dessutom utgör en liten del av beståndet. Risken är dock stor att den verkliga passageeffektiviteten underskattas i sådana situationer.

Under förutsättning att det saknas lek- och yngeluppväxtområden för öring nedströms passagen skulle det vara möjligt att utvärdera passageeffektiviteten för uppströmsvandrande leköring. Om det å andra sidan är möjligt för öring att leka nedströms passagen kan en passageeffektivitetsstudie med märkt fisk leda till underskattning av passageeffektiviteten eftersom en del av de märkta individerna kanske inte hade för avsikt att passera även om de utforskade hela området upp till fiskpassagen innan de bestämde sig. Inom forskningen om passageeffektivitet har man på senare tid börjat dokumentera och mäta motivationen hos fiskarna (Goerig and Castro-Santos, 2017), vilket kan ge ökade möjligheter till uppföljning av passageeffektivitet för andra arter än öring och lax. För nedströmsvandrande öring (kelt och smolt) och ål går det att utvärdera passageeffektiviteten eftersom dessa behöver passera för att komma till havet. Däremot torde en utvärdering av passageeffektivitet för arter som abborre, mört, sutare och gädda ge en direkt felaktig bild av möjligheten för dessa arter att anlockas och passera anläggningen eftersom man inte vet om de märkta individerna avser att passera. Även om dessa bestånd tidigare har haft uttalad vandring i det aktuella området är det inte nödvändigtvis alla individer i populationen som vandrat.

Även om kriterierna för utvärdering av passageeffektivitet är uppfyllda kan det uppstå situationer när passageeffektiviteten underskattas, t ex om konditionen eller hälsan inte är fullgod hos de individer som märks, alternativt att hanteringen i samband med märkningen påverkar motivationen att fortsätta vandringen. I de vetenskapliga publikationerna som rör passageeffektivitet ägnas litet utrymme i diskussionen åt att hitta andra förklaringar till låga passageeffektivitetsvärden än att hänvisa till bristande funktion i anläggningen. Det är väldigt få publikationer som nämner fiskarnas hälsa/kondition eller motivation och ingen studie (som vi känner till) har försökt kvantifiera beteendeeffekten av hanteringen i samband med märkningen även om den noterats i till exempel Hatry m. fl. (2016) .

Anlockning/avledning

Utvärdering av anlockningsförhållandet kan omfatta kartläggning av anlockningsplymens storlek och avstånd från konkurrerande flöden från anslutande damm eller kraftverk, till exempel med hjälp av drönare. Om djupet i anlockningsområdet är tillräckligt och vattenmassan är fri från luftbubblor kan det gå att använda sonar/ekolodsteknik för att få kunskap om i hur stor utsträckning fiskarna i området kommer i kontakt med respektive attraheras av anlockningsströmmen. Luftbubblor, även små sådana om de förekommer i stor mängd, hindrar ljudsignalerna att nå ut i vattenmassan. Det är värt att testa om metoden fungerar eftersom den kan ge svar på hur många fiskar som uppehåller sig i området, hur stora de är och hur de rör sig i förhållande till anlockningsplymen. Tekniken fungerar ungefär som en videokamera men bilden återskapas av reflektioner av ljudsignaler som sänds ut och studsar

tillbaks till kameran, som ett ekolod. Skillnaden mot ett vanligt ekolod är att resultatet som erhålls med en mer avancerad sonar är mer likt en videosekvens där man kan se fiskarna i svartvitt. Det går även att få information om avstånd till fiskarna och deras storlek och den är inte beroende av ljusförhållandet. Det går att särskilja en del arter om de är stora, men små fiskar torde vara svåra att artbestämma. En viss återkoppling mellan fiskarna man ser i sonarutrustningen borde gå att få genom att jämföra med fiskar som registrerats i fiskpassagen med hjälp av fiskräknare eller fiskfälla i passagen.

Metoden ger svar med hög upplösning om fiskarna visar intresse för anlockningsvattnet och hur de betar sig vid avledningsanordningar. Metoden har samma begränsningar som telemetristudier genom att det inte går att veta vilka fiskar som är motiverade att passera anläggningen. En nackdel med metoden är att utrustningen är dyr, ca 1 mkr, och att genomgång och analys av "filmerna" är tidskrävande om inspelningarna täcker flera veckor. Analyskostnaden kan dock reduceras om man fokuserar på stickprov snarare än på hela det inspelade materialet.

Räkning av passerande fisk

Oavsett om det finns målararter med utpräglat vandringsbeteende i området eller inte kommer troligen merparten av arterna som passerar anläggningen att förekomma i lågt antal. Passagen för den senare kategorin ger dock möjlighet till genetiskt utbyte och eventuell återetablering av utslagna bestånd. Med automatiska fiskräknare och fiskfällor får man dokumentation om antal individer av respektive art som passerar i uppströms respektive nedströms riktning. Om det finns flera passageanläggningar i nära anslutning efter varandra i ett vattendrag skulle det kunna räcka med fiskräkning i den första och den sista anläggningen. Det skulle göra det möjligt att få ett grovt mått på passageeffektiviteten. Om det visar sig att passageeffektiviteten är låg kan man flytta räkningen av fisk från den övre passagen till den närmast nedströms för att på så vis ringa in passageproblemet.

För att kunna utvärdera antal uppströms- respektive nedströmspassager av olika arter som registrerats i automatiska fiskräknaren behöver man utesluta registreringar av individer som tvekar kring räknaren, exempelvis simmar fram och tillbaks en eller flera gånger innan den bestämmer sig. Den information som behövs är om individen som passerar kom från vattenförekomsten uppströms i samband med nedströmsvandring eller om individen kom från vattenförekomsten nedströms i samband med uppströmsvandring. Det torde endast vara möjligt att urskilja fiskar med jojo-beteende om det är få fiskar i rörelse och tidsskillnaderna mellan uppströms- och nedströmsregistreringarna är små. Detta problem uppstår inte när man använder fiskfällor för att räkna antal passerande fiskar. Slutredovisningen ska innehålla separata kolumner för uppströms- respektive nedströmspassager för att kunna avgöra hur många individer som passerat i endera riktningen. Resultaten skickas förslagsvis till datavärd efter avslutad säsong, efter att kvalitetsgranskning gjorts av data. Det finns en "preliminär" undersökningstyp för fiskräknardata som tagits fram av SLU där det framgår vad man ska tänka på i samband med kvalitetssäkring av

såväl teknik som analys och kvalitetssäkring av data från fiskräknare. Avsikten är att denna undersökningstyp ska gälla vid rapportering av data till Nationell datavärd för data från fiskräknare.

eDNA

Med hjälp av DNA-analyser av filtrerade vattenprov går det att fastställa vilka arter som finns i vattendraget. Det går att få en viss uppfattning om den relativa mängden av de olika arterna genom att många individer släpper ifrån sig mer DNA än få individer. Kvantifieringen är dock osäker, men metoden kan ge svar på om en art förekommer inte alltför långt uppströms provtagningsplatsen. Vid väldigt låg förekomst av en art ökar risken att artens DNA inte kommer med i analysen. Därför kan det behövas prov från några olika platser i vattenförekomsten. Metoden är relativt kostsam, men tids- och kostnadseffektiv jämfört med metoder som baseras på insamling av fisk. Metoden är fortfarande under utveckling vilket innebär att en del av de osäkerheter som finns med metoden sannolikt kommer att avhjälpas inom de närmaste åren. Naturvårdsverket finansierar för närvarande flera forskningsprojekt med inriktning mot eDNA och fisk (<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Forskning/Forskning-for-miljomalen/Pagaende-forskning-for-miljomalen/Forskning-om-DNA-metoder-inom-miljoovervakning/>).

Populationsgenetik

Fragmentering av miljön som innebär frånvaro av konnektivitet gör att fisken av olika anledningar kommer att påverkas. Genetiska förändringar uppstår som ett resultat av *genetisk drift*, *mutationer*, *naturligt urval* (selektion) och *genflöde*. Genetisk drift är en slumpmässig process som beror på att ett begränsat antal individer för sina gener vidare vid varje generationsskifte. I små populationer går genetisk drift snabbare än i stora populationer. Vid inrättande av dammar minskar strömhabitatet och populationsstorlekar för de fiskarter som är beroende av dessa. Således ökar risken för genetisk drift liksom risken att vissa genetiska egenskaper försvinner ur små populationer. Dessutom kan selektionstrycket förändras, exempelvis för vandringsbenägenhet. Den mest uppenbara konsekvensen av bristande konnektivitet är minskat genetiskt utbyte (genflöde) mellan populationer, eller inom populationer i samma vattendrag (vilket leder till fragmentering). Genetiskt utbyte kan vara viktigt för långsiktigt livskraftiga populationer då detta kan motverka negativa effekter av den genetiska driften.

Med hjälp av genetiska analyser går det att studera förändringar som uppstår till följd av mänskliga aktiviteter, exempelvis fragmentering eller minskade habitatytor. De centrala och vanligast förekommande uppföljningsmått är genetisk diversitet (eller variation), genetisk struktur, och effektiv populationsstorlek. Till detta kan nämnas att man med hjälp av genetiska analyser kan identifiera enskilda individer, till exempel strayers, och beräkna graden av migration (genflöde) över tid. I det sammanhanget kan det vara bra att känna till att populationsgenetiska studier skiljer sig från kvantitativa populationsstudier (av antal individer), då resultaten analyseras

och tolkas mot bakgrund av existerande teorier och hypoteser om genetik medan antalsskattningar inte påverkas av teorier om ekologi. Populationsgenetiska studier har stor potential att ge värdefull information men den snabba kunskapsutvecklingen inom ämnet gör det svårt för andra än aktiva forskare att utforma relevanta provtagningsprogram, analysera och tolka resultaten.

Det mått på genetisk diversitet som i nuläget rekommenderas i litteraturen för analys av fragmenterade populationer är alleldiversitet (variation av anlagsvarianter) (López-Cortegano m. fl. 2019), som vanligtvis uttrycks som förväntad heterozygotigrad (H_e) eller allelic richness (A_R). Förändringen av genetisk diversitet i stora populationer går långsamt, men kan gå snabbare i väldigt små populationer (till exempel kraftigt påverkade), särskilt om det öppnas vandringsvägar till populationer som varit isolerade under lång tid. Då kan förändringar i diversitet upptäckas direkt efter lyckad reproduktion, under förutsättning att beståndet som varit isolerat hunnit utsättas för genetisk drift. Generellt sett kan det krävas 10–20 generationer innan förändringar av genetisk diversitet får genomslagskraft. De flesta sötvattensarter i Sverige har en generationstid på 2–6 år, vilket innebär att uppföljningen kan behöva fortgå i 20–100 år för att vara säker på att påvisa förändring i genetisk diversitet. En eventuell uppföljning av fiskpassageeffekter avseende genetisk diversitet är därför inte nödvändig med årlig provtagning, (även om det kan krävas för stabila skattningar av effektiv populationsstorlek), utan vart femte eller vart tionde år kan vara mer lämpligt. Diversitet (H_e) kan ge en bild av hur känslig en population är för ytterligare förändringar i miljön. För en art som öring kan ett diversitetsmått ge en bild av hur stort utbyte som sker med till exempel havsvandrande individer. Generellt sett har populationer med sötvattenlevande öring utan kontakt med havet lägre diversitet ($H_e \sim 0,57$) än populationer med havsvandrande öring ($H_e \sim 0,66$) (Söderberg m. fl. 2017, Östergren and Nilsson 2012). Således har en population med ett diversitetsmått på under cirka 0,55 sannolikt inte någon kontakt med havet.

Genetisk struktur analyseras genom att studera relationen mellan två eller flera populationer, eller genetiska stickprov. Här används måttenheten F_{ST} (F_{ST} definieras som den proportion av den totala genetiska variationen hos två eller flera stickprov som förklaras av skillnader mellan stickproven; (Weir and Cockerham 1984)) för en generell (global) bild av strukturen, men också för parvisa jämförelser. Man kan till exempel jämföra skillnader i F_{ST} mellan uppströms och nedströms (vandringshinder) och studera parvisa förändringar över tid. Genetisk struktur kan illustreras genom så kallade dendrogram (släktträd), eller PCA (principal component analysis). Det finns även dataprogram som analyserar ett eller flera genetiska prov och delar upp dessa i en eller flera genetiskt homogena grupper baserat på populationsgenetiska teorier (exempelvis Hardy-Weinbergs lag), (t.ex. STRUCTURE; (Pritchard and Wen 2004). Struktur och parvisa skillnader kan med fördel användas för att relatera just de ”egna” proven med data för andra områden, vilket ger en bättre bild av vad man kan förvänta sig i effekt av en inrättad fiskpassage (Dannewitz m. fl. 2012, Dannewitz m. fl. 2014, Dellefors and Dannewitz 2007).

Ett annat mått som ofta används i populationsgenetiska sammanhang kopplat till bevarandenaspekter är effektiv populationsstorlek. Tidigare angavs att den genetiskt effektiva populationsstorleken per generation (N_e) bör vara minst 50 för att undvika inavelsrelaterade problem i ett kortare perspektiv (t.ex. (Allendorf and Ryman 2002)). Senare rön tyder dock på att $N_e > 100$ kan utgöra en mer lämplig riktlinje för att reducera inavelsrelaterade problem i en isolerad population över kortare tidsperioder (Frankham m. fl. 2014). N_e kan även användas tillsammans med H_e för att beräkna förväntad förlust av genetisk variation över tid, vilket har använts för att studera effekter av kraftverksdammar (t.ex. Dellefors and Dannewits 2007).

Det finns olika sätt att beräkna effektiv populationsstorlek och det pågår fortfarande forskning inom området (Hössjer m. fl. 2016, Olsson and Hössjer 2015, Waples m. fl. 2014). Fiskar har överlappande generationer och en del arter har dessutom en komplex livscykel vilket komplicerar beräkningsproceduren och även tolkning av resultatet.

Det finns ett antal aspekter att tänka på viktiga för populationsgenetiska uppföljningsstudier, förutom det långa tidsperspektivet som nämns ovan. För att kunna göra analyserna måste fisk samlas in, helst på ett icke destruktivt sätt. Insamlingen måste även vara representativ, dvs. hela populationen måste vara adekvat provtagen. Olika typer av analyser kräver dessutom att man tar hänsyn till eventuell familjestruktur (Waples and Anderson 2017, Östergren m. fl. 2019). Det är mycket viktigt med information om sådant som kan ha påverkat den genetiska sammansättningen som inte har med fiskpassagen att göra, till exempel fiskutsättningar, försurning och fiske. Genetiska effekter kan vara svåra att koppla till funktion och behov av förbättringsåtgärder i en nyanlagd fiskpassage med tanke på det förhållandevis fåtal individer som krävs för att upprätthålla den genetiska diversiteten i kombination med det långa tidsperspektivet, även om det går att identifiera (och kvantifiera) antal genetiskt ”nya” individer som passerar en fiskväg. Genetiska studier är enda sättet att bekräfta att ”nya” individer reproducerar sig framgångsrikt i nya tillgängliga habitat. Eftersom resultaten från populationsgenetiska undersökningar är beroende av hur proverna samlas in rumsligt och tidsmässigt är det inte självklart att utformning av provtagningen överensstämmer med andra provtagningsmetoder. För att öka chansen att få svar på de frågor som ställs är det bättre att utforma provtagningen specifikt för ändamålet än att kompromissa och riskera att resultaten inte blir tillförlitliga.

Provfiske

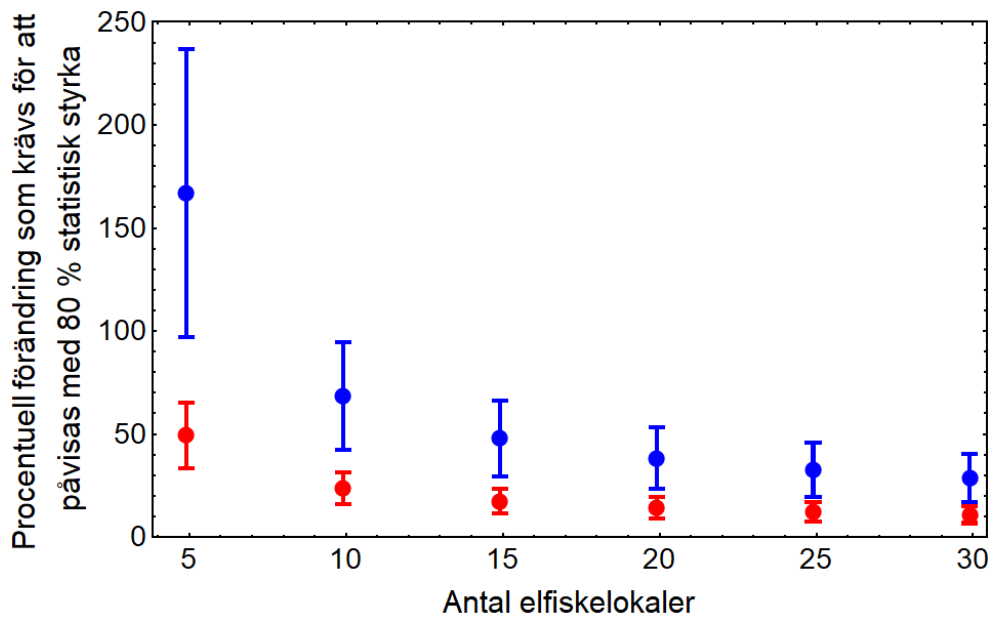
Uppföljning och utvärdering av den ekologiska statusen/potentialen utförs i nuläget vart sjätte år inom ramen för vattenförvaltningen för att kunna verifiera om och när den uppsatta miljökvalitetsnormen nås. Metoderna för denna uppföljning beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder och föreskrifter (HVMFS 2019:25). Nackdelen med denna uppföljningsmetod är att det förväntas ta många år, ca 10–30 år, innan

effekten av fiskpassagen får full genomslagskraft i fisksamhället. En komplicerande faktor vid uppföljning av miljönyttan av en enskild fiskpassage är att miljönyttan inte behöver uppstå i vattenförekomsten där fiskpassagen finns.

De bedömningsgrunder för fisk som skulle kunna vara aktuella är för fisk i sjöar (kap. 6 HVMFS 2019:25) och för fisk i vattendrag (kap. 7 HVMFS 2019:25). Provtagningsmetoden för fisk i sjöar baseras på nätprovfiske medan den i vattendrag baseras på elfiske. Bedömningsgrunden för fisk i vattendrag förutsätter att det finns eller har funnits öring eller lax i vattendraget samt att det finns lämpliga lokaler för elfiske. Om det saknas möjlighet att tillämpa bedömningsgrunden för fisk i vattendrag kan den hydromorfologiska bedömningsgrunden för konnektivitet i uppströms-nedströms riktning användas. Den senare baseras på andelen av de vandringsbenägna arter enligt referensförhållandet som finns uppströms jämfört med nedströms hindret där passagen anläggs. En uppföljning med bedömningsgrunden för konnektivitet kan därför göras genom att utvärdera resultaten från en fiskräknare/fiskfälla och jämföra med referensförhållandena för att fastställa om de saknade arterna passerat uppströms. Ett alternativ till fiskräknare/fiskfälla för just denna typ av uppföljning vore att använda sig av eDNA.

Om det finns underlag för att visa att det är befogat att använda elfiske som uppföljningsmetod (Undersökningstyp: vadringsselfiske, https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/databaser/elprovfiskedatabasen/undersokningstyp-fisk-i-rinnande-vatten-vadringsselfiske_1.pdf) uppstår frågan hur många elfiskelokaler som behövs för att kunna påvisa den förväntade effekten. Med få lokaler blir medelvärdeskattningen osäker vilket gör det svårt att kunna påvisa en förändring trots att den finns där. I ett uppföljningsprogram eftersträvas därför hög statistisk styrka. Ett sätt att öka den statistiska styrkan är att öka antalet provtagningslokaler. Av kostnadsskäl görs ofta en avvägning där 80 % statistisk styrka har blivit något av en norm. För att få en uppfattning om hur många provtagningslokaler som krävs för att kunna påvisa en minsta förändring, givet 80 % statistisk styrka, har data från elfiskeregistret (SERS) analyserats (Figur 7). Med ett tiotal elfiskelokaler krävs att passageåtgärden ger en ökning av öringtätheten (O+) med minst 40–100 % för att kunna påvisas när data från två olika år jämförs. Om data istället samlas in årligen under en tolvårsperiod kan den första sexårsperioden testas mot den andra sexårsperioden vilket med 5 lokaler per år ger möjlighet att påvisa en förändring som är minst 20–40 %. För att elfiskemetoden ska vara användbar som uppföljningsmetod för att koppla resultaten till passageanläggningens funktion krävs därför att den förväntade förändringen uppgår till minst 30–65 %. För öring går det att kvantifiera den förväntade effekten i förväg, vilket också gör det möjligt att dimensionera provtagningen noggrannare än att välja något av utfallen i exemplen ovan. För exempel på hur dimensioneringsberäkningar kan göras se t.ex. Leonardsson och Blomqvist (2012), Leonardsson m. fl. (2016) och Leonardsson och Blomqvist (2018).

Ett sätt att öka precisionen i täthetskattningen från elfisket vore att märka de fångade fiskarna som sedan återutsätts. Med ytterligare ett fångstillfälle någon dag senare går det att kombinera utfiskningsmetoden med märkning-återfångstmetoden och på så sätt få en mer tillförlitlig skattning av populationstätheten. Om man använder märkning-återfångstmetoden går det dessutom att få tillförlitliga skattningar för fler arter än öring, om än begränsat till grunda strömvatten.



Figur 7. Antal elfiskelokaler som krävs för att påvisa med 80 % statistisk säkerhet att en viss procentuell förändring av täthet av öring (0+) har skett. Blå symboler visar parvisa t-test mellan två olika år och röda symboler visar parvisa test för två 6-års perioder med årliga elfisken. Osäkerhetsintervallerna ligger mellan 25:e och 75:e percentilen.

Lekgrops- och lekfiskinventering

Dessa två metoder baseras på räkning och dokumentation med hjälp av observationer i fält. Metoderna är relativt billiga att utföra. Lekgropsinventering gäller främst öring, lax och flodnejonöga och kan dokumenteras för att få kvantitativa mått. Lekfiskinventering är mer kvalitativ och kan tillämpas på asp, harr, lax och öring. Se Meddelande nr 2013:18, Länsstyrelsen Jönköpings län (<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:880603/FULLTEXT01.pdf>).

Ordlista

Orden i ordlistan nedan definieras utifrån betydelsen i rapporten, eventuella andra betydelser av orden har utelämnats.

Adaptive management/adaptiv förvaltning = innebär att ny kunskap tas tillvara och implementeras i förvaltningen. Kräver kontinuerlig uppföljning och anpassning och justering utifrån resultaten.

Alleldiversitet (kap 6) = Förekomst av olika varianter av en gen i populationen.

Antropogen = Skapat av mänskliga aktiviteter.

α -galler = Fiskanpassade galler tvärs över vattendraget/intagskanalen, lutande nedströms, med en vinkel mot horisontalplanet (botten) $< 45^\circ$.

Anadroma arter = Fiskarter som har sin huvudsakliga tillväxt i saltvatten, men leker i sötvatten. Ett exempel är lax.

Anlockning = Det som gör att fisken hittar/attraheras av ingången till en passage.

Avbördning = Avrinning.

Avledare = Anordning för att styra nedströmsvandrande fisk mot en flyktöppning.

Balanskraft = Skillnaden mellan tillförsel och leverans av energi.

Bakdämning = Dämning som orsakar att vattenytan höjs uppströms.

Bassängtrappa = Kammartrappa, en uppströmspassage bestående av flera bassänger med passager bestående av överfall, sidoöppningar (slitsränna), eller bottenöppningar mellan bassängerna.

β -galler = Fiskanpassade galler diagonalt över vattendraget/intagskanalen, ståendes mer eller mindre rakt upprätt, med en vinkel mot vertikalplanet (sidan) $< 45^\circ$.

Blockramp = Konstruktion för att minska strömhastigheten genom att skapa förhållanden där vattensprång utgör främsta källan till strömningens utseende och förluster.

Bästa möjliga teknik = Den bästa tekniken som är beprövad och finns att tillgå i världen och som enligt 2 kap 3 § miljöbalken ska användas vid yrkesmässig verksamhet. Den bästa tekniken behöver inte innebära samma tekniska lösning på alla platser. Bästa möjliga teknik blir därför den lösning som framstår som bäst i varje enskilt fall.

Diadroma arter = Arter som vandrar mellan sötvatten och saltvatten

Drivvattenföring = Vattenflödet som passerar genom en turbin.

Effekt = Beskriver energiomvandling per tidsenhet. Effekt betecknas ofta med bokstaven P från engelskans *power*, och kan bland annat yttra sig i form av ett värmefflöde eller arbete. SI-enheten för effekt är watt (W), där en watt motsvarar en energiomvandling på en joule per sekund ($P=J/s$).

Ekologiskt anpassad vattenreglering = En vattenreglering som medför en hydrologisk regim, med flöden och vattennivåer som efterliknar en variation som möjliggör¹ rinnande vatten-ekosystemets grundläggande funktioner och som möjliggör att miljö kvalitetsnormerna kan följas².

¹ IUCN-Environmental Flows-The Essentials.

² Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, Guidance Document No. 31.

Energi = Effekt multiplicerad med tid. Inom vattenkraften används ofta enheten kilowattimme (kWh).

Fallhöjd = Höjden mellan vattennivån på två platser, i detta dokument uppströms respektive nedströms kraftverket/dammen.

Fiskanpassade fingaller= Galler vars utformning liksom hydrauliken i anslutning till gallret särskilt anpassats för att avleda fisk.

Flykträna = Den del av nedströmspassagelösningen som leder fisken från flyktöppningen till vattenförekomsten nedströms.

Flyktöppning = Öppningen som fiskarna styrs mot i sin nedströmsvandring med hjälp av en avledare.

Flöde = Den vattenvolym som passerar ett tvärsnitt i t ex ett vattendrag per tidsenhet, vanligen m³/s.

Francis-turbin = En turbintyp med fasta turbinblad men vridbara ledskovlar. Ledskovlarna används dels till att begränsa vattenföringen genom turbinen, dels till att på bästa sätt styra in vattnet i turbinen. Det är mindre avstånd mellan bladen än hos Kaplan-turbinen. Normalt är därför risken större för skada på fisk som passerar genom jämfört med Kaplan-turbiner.

Heterozygotigrad (kap 6) = Andel av populationen med olika genvarianter, till skillnad från homozygoter som har en dubbel uppsättning av samma gen.

Inlopp = Öppningen uppströms där vattnet kommer in i passagen.

Inlöp = Ingång och del av stigrännan som är placerad i vattendraget, vanligtvis längs stranden.

Insteg = Ingången nedströms till en passagelösning för uppströmsvandrande fisk.

Kammartrappa = Se bassängtrappa.

Kaplan-turbin = Kaplanturbinen liknar en båtpropeller med ställbara skovelblad och är utformad för att fås att rotera av en vattenström som passerar i propelleraxelns längdriktning. Det är större avstånd mellan bladen än hos Francis-turbinen. Normalt en något lägre risk för skada på fisk som passerar genom jämfört med Francis-turbinen, men bland annat varvtal har också betydelse för riskerna.

Karakteristiska vattenföringar = En uppsättning vattenföringsparametrar som används för att karaktärisera hydrologin i en punkt i ett vattendrag. Vanliga parametrar är, högsta högvattenföring (HHQ), medelhögvattenföring (MHQ), medelvattenföring (MQ), medellågvattenföring (MLQ), lägsta lågvattenföring (LLQ) och återkomsttider ex 50-, 100-års flöde.

Karakteristiska vattenstånd = En uppsättning vattenståndsparimetrar som används för att karaktärisera hydrologin i en punkt i ett vattendrag.

Vanliga parametrar är, högsta högvattenstånd (HHW), medelhögvattenstånd (MHW), medelvattenstånd (MW), medellågvattenstånd (MLW), lägsta lågvattenstånd (LLW).

Katadroma arter = Arter som växer upp i sötvatten med fortplantar sig i saltvatten. Ål är ett exempel på en katadrom art.

Kelt = Utlekt lax eller öring. Kelten är vanligen mager och i dålig kondition, speciellt under våren, då den varit utan föda i nästan ett år.

Klunkning = Temporär ökning av flödet för att anlocka fisk. Sker vanligtvis i naturfåran.

Konnektivitet = Passerbarhet (rörelsefrihet) mellan livsmiljöer i olika områden.

Konnektivitetsbehov = En arts eller populations behov att röra sig mellan olika områden för att kunna fullfölja sin livscykel.

Konventionella galler = Galler, som i många äldre kraftverk använts för att både undvika att drivgods och fisk hamnar i turbinerna. Gallrens utformning i övrigt liksom hydrauliken i anslutning till gallret har dock inte särskilt anpassats till att avleda fisk.

Korttidsreglering = Vattenreglering som momentant avviker kraftigt från den naturliga avbördningen och som anpassas efter variation i efterfrågan.

Loci (kap 6) = Pluralis, singularis; locus, den plats på kromosomen där informationen om en viss gen finns lagrad.

Medelvattenföring (MQ) = Genomsnittliga flödet på en plats under en viss tidsperiod, normalt under ett år.

Medellågvattenföring (MLQ) = Medelvärde av varje års lägsta dygnsvattenföring.

Minimitappning = Det vattenflöde som enligt tillstånd alltid minst ska tappas. Minimitappningen kan gälla nedströms kraftverkets utlopp eller i naturfåran/torrfåran och detta specificeras i beslut/om.

Motströmsränna = Även kallad Denilränna. Speciellt utformad för att bromsa vattnets hastighet så effektivt som möjligt, vilket möjliggör passage för åtminstone starksimmande arter, är förhållandevis branta stigrännor.

Målart = Art som prioriteras vid utformning av passagelösningen.

Naturfåra = Den ursprungliga vattendragsfåran där vattnet rann naturligt innan vattenkraftverket byggdes, men som genom avledningen av vattnet till kraftverket får en kraftigt minskad eller obefintlig vattenföring.

Naturlig fiskväg/fiskpassage = En fiskväg bestående av naturliga material och som efterliknar ett naturligt vattendrag.

Nolltappning nedströms kraftverkets utlopp = När inget vatten släpps fram genom kraftverket eller regleringsdammarna.

Nolltappning i den gamla älvfåran = När inget vatten släpps fram i den ursprungliga vattendragsfåran (torrfåran/naturfåran) som utgjorde vattendraget innan kraftverksutbyggnaden skedde.

Omlöp = En naturlig passage som löper runt hindret.

Passageeffektivitet= Hur stor andel av de organismer som lockats in i fiskpassagen/faunapassagen som också lyckas passera hela fiskpassagen/faunapassagen (se även total passageeffektivitet).

Potadroma arter = Arter som vandrar mellan olika vattenförekomster i sötvatten.

Referensförhållande = Definitionen enligt EU:s ramdirektiv för vatten är förhållanden som rådde innan vattenkraftsutbyggnaden och utan antropogen påverkan, dvs fritt från föroreningar och gödande ämnen. En mer pragmatisk definition är det förhållande som skulle kunna uppnås om kraftverket eller dammen tas bort samtidigt som tillförsel av föroreningar och gödande ämnen upphör.

Reglerförmåga = Ett kraftverks reglerförmåga är dess förmåga att öka eller minska effektbidraget beroende på variationerna i efterfrågan.

Rheofila arter = Strömlevande arter.

Simstarka arter = Arter med förmåga att simma mot strömmen i höga strömhastigheter. Lax är ett exempel på en simstark art, men simförmågan är också storleksberoende. Generellt ökar simkapaciteten linjärt med längden på fisken.

Simsvaga arter = Arter som har svårt att simma mot strömmen vid höga strömhastigheter. Många av de sjölevande arterna klassas som simsvaga.

Skibord = Öppning i en damm för avbördning av vatten där tröskeln till skibordet är belägen i nivå med eller strax ovanför dämmningsgränsen. Syftet med skibordet är att hindra vattnet att stiga över dammkrönet.

Skibordsdamm = Damm som avbördas m.h.a. ett skibord.

Slitsränna = Bassängtrappa där passage mellan bassängerna sker via slitsar på ena eller båda sidorna av mellanväggen. Slitsen/slitsarna når oftast hela vägen ned till botten.

Slukförmåga = Maximalt flöde som kan passera genom en turbin.

Smolt = Lax- eller öringunge som växt färdigt på den ursprungliga uppväxtplatsen i vattendraget och har påbörjat sin vandring till ett nytt uppväxtområde, t.ex. havet för lax och havsöring eller en sjö eller stort sel för vandringsöring. Smolten skiljs från övriga lax- och öringungar genom sin silvriga färg.

Spill = Vatten som släpps från dammanläggning, antingen på grund av att flödet i vattendraget överskrider kraftverkets slukförmåga eller för att tillföra tillgodose en fastställd minimivattenföring i naturfåran nedströms dammen.

Stryk = Samma som ramp. En rampliknande konstruktion vanligen bestående av sten och grus för att skapa en strömsträcka upp mot dammkrönet. Åtgärden är bara praktiskt tillämpbar vid dammar med låg höjd.

Strömfallskraftverk= Vattenkraftverk placerade i vattendraget utan tillhörande reglermagasin, så att drivvattenföring tillsammans med övrig avbördning i stort följer tillrinningen.

Sättar = Brädor som placeras ovanpå eller bredvid varandra för att dämna och reglera vattennivån. Genom att ta bort eller sätta dit brädor kan man sänka eller höja vattennivån.

Teknisk fiskväg/fiskpassage = En icke naturlig fiskväg, bestående av någon form av byggnadsverk, vanligtvis i betong eller trä.

Torrfåra = Den normalt ursprungliga vattendragsfåran, som efter kraftverksutbyggnad erhåller ett kraftigt begränsat flöde och i vissa fall helt torrläggs. Kan också kallas naturfåra.

Total passageeffektivitet = Produkten av anlockning och passageeffektivitet.

Upptäckning = En naturlig som utgörs av block och stenar som skapar en ny sluttande botten och byggs upp i höjd med hindret.

Utlopp = Öppningen nedströms där vattnet strömmar ut från passagen.

Utskov = Anordning, vanligen lucka, för att släppa ut vatten från en damm till ett område nedströms dammen.

Vattensprång = Den kraftiga våg som bildas när vattnets medelhastighet sänks så att strömningstillståndet hastigt övergår från snabbströmmande till långsamströmmande.

Växelvarm = Djur vars kroppstemperatur bestäms av omgivningen, som hos fisk. Motsatsen är jämnvarma, som människan, med konstant kroppstemperatur.

Överfall = Vattnet strömmar över ett hinder och faller fritt.

Överfallsöppning = Öppning upptill, t ex i en bassängtrappa, som skapar ett överfall när vattnet passerar.

Överlöp = En rampliknande konstruktion vanligen bestående av sten och grus för att skapa en strömsträcka upp mot dammkrönet. Åtgärden är bara praktiskt tillämpbar vid dammar med låg höjd.

Övervattenyta = Vattenytans nivå uppströms en passagelösning.

Referenser

- Allendorf, F.W., and Ryman, N. 2002. The role of genetics in population viability analysis. *In Population viability analysis Edited by S.R. Beissinger and D.R. McCullough. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 50-85.*
- Andersson, M. 2005. Fungerar våra fiskvägar? Miljömålsuppföljning Västra Götalands län.
- Anonym. 2008. Förvaltningsplan för ål. *In Jo2008/3901. Edited by Jordbruksdepartementet.*
- Armstrong, G., Aprahamian, M., Adrian Fewings, G., Gough, P., Reader, N., and Varallo, P. 2010. Environment agency fish pass manual. Document - GEHO 0910 BTBP-E-E. Environment Agency, Almondsbury, Bristol, United Kingdom.
- ArtDatabanken. 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015, ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Azuma, A. 1992. The biokinetics of flying and swimming. Springer Verlag, Tokyo.
- Baek, K.O., and Kim, Y.D. 2014. A case study for optimal position of fishway at low-head obstructions in tributaries of Han River in Korea. *Ecological Engineering* **64**: 222-230.
- Baudoin, J.M., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W., Steinbach, P., and Voegtle, B. 2014. Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application.
- Birnie-Gauvin, K., Aarestrup, K., Riis, T.M.O., Jepsen, N., and Koed, A. 2017. Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **27**(6): 1345-1349.
- Birnie-Gauvin, K., Franklin, P., Wilkes, M., and Aarestrup, K. 2018. Moving beyond fitting fish into equations: progressing the fish passage debate in the Anthropocene. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*: 11.
- BMLFUW. 2012. Guidance on the construction of fish passes, Vienna, Austria.
- Brett, J.R. 1967. Swimming performance of sockeye salmon (*Ocorhynchus nerka*) in relation to fatigue time and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **24**(8): 1731-&.
- Broman, A. 2018. Tekniska fiskvägar i Norrbottens och Västerbottens län. Länsstyrelsens rapportserie 17/2018.

- Bryndolf, L., and Wiklund, H. 2014. Installation av låglutande fingaller för främjande av ekologisk funktion i vattenkraftverk. En fallstudie av ett kraftverk i Umeälven. MJ153x Examensarbete i Energi och miljö, grundnivå. KTH, Stockholm. <http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:741682/FULLTEXT01.pdf>
- Bunt, C.M., Castro-Santos, T., and Haro, A. 2012. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications* **28**(4): 457-478.
- Cai, L., Hou, Y.Q., Katopodis, C., He, D., Johnson, D., and Zhang, P. 2019. Rheotaxis and swimming performance of Perch-barbel (*Percocypris pingi*, Tchang, 1930) and application to design of fishway entrances. *Ecological Engineering* **132**: 102-108.
- Calles, E.O., and Greenberg, L.A. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman. *Ecology of Freshwater Fish* **16**(2): 183-190.
- Calles, O., Christiansson, J., Andersson, J.-O., Karlsson, S., Wickström, H., and Östergren, J. 2014. Tekniska lösningars tillämpbarhet för förbättrad nedströmspassage för ål - applicerat på Göta älv och Motala ström. *Elforsk rapport 14:35*.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S., and Näslund, I. 2013a. Anordningar för upp- och nedströmsvandring av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14.
- Calles, O., and Greenberg, L. 2009. Connectivity is a two-way street-the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Res. Appl.* **25**(10): 1268-1286.
- Calles, O., Gustafsson, S., and Österling, M. 2012. Naturlika fiskvägar i dag och i morgon. *Karlstad University Studies* 2012:20, Karlstad.
- Calles, O., Karlsson, S., Vezza, P., Comoglio, C., and Tielman, J. 2013b. Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. *Freshwater Biology* **58**(10): 2168-2179.
- Calles, O., Rivinoja, P., and Greenberg, L. 2013c. A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. *In* Ecohydraulics: an integrated approach. *Edited by* I. Maddock, A. Harby, P. Kemp and P. Wood. John Wiley & Sons. pp. 309-322.
- Carlsson, N. 2019. Låglutande galler och betydelsen av spaltvidd för passageeffektivitet hos nedströmsvandrande Europeisk ål (*Anguilla anguilla*), Fakulteten för hälsa, natur- och teknikvetenskap, Karlstad Universitet.

Carlsson, N., Alvdén, D., Nyqvist, D., Rund, H., Dolk, J., and Calles, O. in press. Låglutande galler och betydelsen av spaltvidd för laxsmoltpassage.

Carlsson, U., Larsson, S., ?, R., Norberg, K.-Å., and Forssén, Å. 2016. Fältbesök fisktrappa Fällfors Lögdeälven 2016-11-17.

Carlström, K. 2017. PM Sammanställning av kostnader för fiskvägar (rev. 2). Fluid Mechanics.

Castro-Santos, T. 2012. Adaptive fishway design: a framework and rationale for effective evaluations. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Veranstaltungen 7/2012.

Castro-Santos, T., Cotel, A., and Webb, P. 2009. Fishway Evaluations for Better Bioengineering: An Integrative Approach. *In Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment. Edited by A. Haro, K.L. Smith, R.A. Rulifson, C.M. Moffitt, R.J. Klauda, M.J. Dadswell, R.A. Cunjak, J.E. Cooper, K.L. Beal and T.S. Avery.* pp. 557-+.

Christiansson, J., Watz, J., and Calles, O. 2017. Alternativ ålyngeluppsamling. Effektivisering av ålyngeluppsamling för att bättre nyttja naturligt uppvandrande ålyngel. Krafttag Ål, Rapport 2017:396.

Clark, S.P., Tsikata, J.M., and Haresign, M. 2010. Experimental study of energy loss through submerged trashracks. *Journal of Hydraulic Research* **48**(1): 113-118.

Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. Lewis Publishers, Boca Raton, LA.

Cooke, S.J., and Hinch, S.G. 2013. Improving the reliability of fishway attraction and passage efficiency estimates to inform fishway engineering, science, and practice. *Ecological Engineering* **58**: 123-132.

Cooke, S.J., Midwood, J.D., Thiem, J.D., Klimley, P., Lucas, M.C., Thorstad, E.B., Eiler, J., Holbrook, C., and Ebner, B.C. 2013. Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future. *Animal Biotelemetry* **1**(1): 5.

Dannewitz, J., Palm, S., Degerman, E., Olsson, J., Prestegaard, T., and Östergren, J. 2012. Genetisk kartläggning av öring i Mjörn. *Aqua Reports* 2012:11. Institutionen för Akvatiska Resurser, Drottningholm, SLU.

Dannewitz, J., Palm, S., Prestegaard, T., Spånberg, E., and Östergren, J. 2014. Återetablering av vandrande storöring i övre Österdalälven. En genetisk utvärdering av utsättningar av Siljansöring i biflödet Fjätälven. *Aqua Reports* 2014:9.

de Bie, J., Peirson, G., and Kemp, P.S. 2018. Effectiveness of horizontally and vertically oriented wedge-wire screens to guide downstream moving juvenile chub (*Squalius cephalus*). *Ecological Engineering* **123**: 127-134.

Degerman, E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket och Fiskeriverket.

Dellefors, C., and Dannewits, J. 2007. Insjööringen i sjön Lygnern– härkomst, förekomst och återkomst. Rapport 2007:75.

Denil, G. 1909. Les échelles à poissons et leur application aux barrage de Meuse et d'Ourthe. Annales des travaux publics de Belgique, Bruxelles, citerad i Katopodis och Williams 2012.

Dodd, J.R., Cowx, I.G., and Bolland, J.D. 2017. Efficiency of a nature-like bypass channel for restoring longitudinal connectivity for a river-resident population of brown trout. *Journal of Environmental Management* **204**: 318-326.

DWA. 2014. DWA Regelwerk, Merkblatt DWA-M 509, Fischauftstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. DWA Regelwerk, Merkblatt DWA-M 509, Hennef.

DVWK. 2002. Fish passes - design, dimensions and monitoring. FAO, Rome.

Eberstaller, J., Hinterhofer, M., and Parasiewicz, P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river.

Emanuelsson, A., Christensen, P., Mikaelsson, F., Böjer, M., Göransson, F., Östberg, J., Öhrfeldt, U., Hemfrid-Schwartz, Y., Norén, P., and Calles, O. 2017. Fysiska avledare för uppsamling av blankål vid vattenkraftverk. Tekniska utmaningar och kostnadseffektiviseringar. *Energiforsk Rapport 2017:458 Projekt Krafttag Ål*.

<https://energiforskmedia.blob.core.windows.net/media/23726/fysiska-avledare-for-uppsamling-av-blankal-vid-vattenkraftverk-energiforskrapport-2017-458.pdf>

Environment-Agency. 2011. Elver and eel passes. A guide to the design and implementation of passage solutions at weirs, tidal gates and sluices. GEHO0211BTMV-E-E, Bristol, Storbritannien.

Fjeldstad, H.-P., Pulg, U., and Forseth, T. 2018. Safe two-way migration for salmonids and eel past hydropower structures in Europe: a review and recommendations for best-practice solutions. *Marine and Freshwater Research* **69**(12): 1834-1847.

Fjeldstad, H.P., and Alfredsen, K. 2015. Atlantic salmon fishways: The Norwegian experiences. *Vann*.

Francis, F. 1870. Reports on salmon ladders: with original drawings, plans, and sections, Citerat från Katopodis, C. and J. G. Williams (2012). "The development of fish passage research in a historical context." *Ecological Engineering* **48**: 8-18. .

Frankham, R., Bradshaw, C.J.A., and Brook, B.W. 2014. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* **170**: 56-63.

Franklin, P., Gee, E., Baker, C., and Bowie, S. 2018. New Zealand fish passage guidelines for structures up to 4 metres. NIWA Client Report No: 2018019HN.

Garavelli, L., Linley, T.J., Bellgraph, B.J., Rhode, B.M., Janak, J.M., and Colotelo, A.H. 2019. Evaluation of passage and sorting of adult Pacific salmonids through a novel fish passage technology. *Fisheries Research* **212**: 40-47.

Goerig, E., and Castro-Santos, T. 2017. Is motivation important to brook trout passage through culverts? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **74**(6): 885-893.

Greenberg, L., Nyqvist, D., Bergman, E., and Calles, O. 2017. Förbättrad nedströmspassage för vild laxfisk i Klarälven. *Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstad Universitet, Karlstad*.

Gustafsson, S., Osterling, M., Skurdal, J., Schneider, L.D., and Calles, O. 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Ecological Engineering* **61**: 345-353.

Hagelin, A., Calles, O., Greenberg, L., Piccolo, J., and Bergman, E. 2016. Spawning Migration of Wild and Supplementary Stocked Landlocked Atlantic Salmon (*Salmo Salar*). *River Research and Applications* **32**(3): 383-389.

Hanski, I., and Gaggiotti, O.E. 2004. *Ecology, genetics and evolution of metapopulations*. Elsevier Inc.

Haro, A., Odeh, M., Noreika, J., and Castro-Santos, T. 2016. Effect of water acceleration on downstream migratory behavior and passage of Atlantic salmon smolts and juvenile American shad at surface bypasses. *Transactions of the American Fisheries Society* **127**(1): 118-127.

Hatry, C., Binder, T.R., Thiem, J.D., Hasler, C.T., Smokorowski, K.E., Clarke, K.D., Katopodis, C., and Cooke, S.J. 2013. The status of fishways in Canada: trends identified using the national CanFishPass database. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **23**(3): 271-281.

Hatry, C., Thiem, J.D., Hatin, D., Dumont, P., Smokorowski, K.E., and Cooke, S.J. 2016. Fishway approach behaviour and passage of three redbreast species (*Moxostoma anisurum*, *M. carinatum*, and *M. macrolepidotum*) in the Richelieu River, Quebec. *Environmental Biology of Fishes* **99**(2): 249-263.

- HaV. 2015. Sveriges nationella ålförvaltningsplan, Havs- och vattenmyndighetens analys av behov att revidera den nationella förvaltningsplanen för ål. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015-12-01.
- HaV. 2019. Miljökonsekvensbeskrivning. För förslag till nationell plan för omprövning av vattenkraft.
<https://www.havochvatten.se/download/18.61dc5dd916d7dc382892a7b5/1569913795172/ru-redovisning-nap-miljokonsekvensbeskrivning.pdf>
- Hössjer, O., Laikre, L., and Ryman, N. 2016. Effective sizes and time to migration-drift equilibrium in geographically subdivided populations. *Theoretical Population Biology* **112**: 139-156.
- Jeuthe, H., and Leonardsson, K. 2017. Skonsam drift av vattenkraftverk vid ålvandring. Energiforsk Rapport 2017:417 Projekt Krafttag Ål.
<https://energiforskmedia.blob.core.windows.net/media/23620/skonsam-drift-av-vattenkraftverk-vid-alvandring-energiforskrapport-2017-417.pdf>
- Karlsson, R., and Leonardsson, K. 2014. Uppföljning av miljöförbättrande åtgärder i vattendrag. Rapport 2014:10, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå, Institutionen för vilt, fisk och miljö.
- Katopodis, C. 1992. Introduction to fishway design, working document. Technical report.
- Katopodis, C., and Gervais, R. 2016. Fish swimming performance database and analyses. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document **2**: i-v, 1-550.
- Katopodis, C., Kells, J.A., and Acharya, M. 2001. Nature-like and conventional fishways: alternative concepts? *Canadian Water Resources Journal* **26**(2): 211-232.
- Katopodis, C., and Williams, J.G. 2012. The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering* **48**: 8-18.
- Kemp, P.S. 2016. Meta-analyses, Metrics and Motivation: Mixed Messages in the Fish Passage Debate. *River Research and Applications* **32**(10): 2116-2124.
- Kemp, P.S., and Katopodis, C. 2016. Introducing the *Journal of Ecohydraulics*: fundamental and applied research on the road to transdisciplinarity. *Journal of Ecohydraulics* **1**(1-2): 1-4.
- Kläppe. 2016. Gävle kommun Strömsbro, Testeboån fiskvandring 2016.
- Larinier, M. 2002a. Fishways - general considerations. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 364.

- Larinier, M. 2002b. Location of fishways. *In* Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 364. pp. 39-53.
- Larinier, M. 2002c. Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. *In* Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture (BFPP) Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Food and Agricultural Organization of the United Nations. pp. 54-82.
- Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* **609**: 97-108.
- Larinier, M., and Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. *In* Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 364. pp. 181-207.
- Larinier, M., Travade, F., and Porcher, J.P. 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture **364**: 1-208.
- Leonardsson, K., Ericson, Y., Olsson, J., and Bergström, L. 2016. Optimerad övervakning av fisk i kustvatten. Havs och Vattenmyndighetens rapport 2016:33.
- Leonardsson, K., Jeuthe, H., Fjälling, A., Hellström, G., Leander, J., Nyqvist, D., Calles, O., and Östergren, J. 2017. Hydrauliska förutsättningar och ålens beteende i kraftverksintag. Ålvandring komplett - från start till kraftverkspassage. Del 1. Rapport 2017:459.
- Li, G.N., Sun, S.K., Liu, H.T., and Zheng, T.G. 2019. Optimizing the entrance location for a fish pass facility with limited attraction flow in a large river - A case study of the Jinsha River, China. *Canadian Journal of Civil Engineering* **46**(9): 847-857.
- Lundberg, C., Mathiesen, M., and Sjöberg, T. 2019. Miljöanpassningar och dammsäkerhet. Energiforsk Rapport 2019:573.
<https://www.energiforsk.se/media/26169/miljoanpassningar-och-dammsakerhet-energiforskrapport-2019-573.pdf>
- Lundqvist, H., Lindberg, D.-E., Westbergh, S., Forssén, Å., and Hellström, G. 2014. Laxens nedströmsvandring mot fiskavledare till Stornorrfors fisktrappa i Umeälvens nedre del. Rapport 1. Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K., and McKinnell, S. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia* **602**: 111-127.
- Mao, X., Li, J., An, R.D., Zhao, W.Y., Li, K.F., Li, R., Deng, Y., Liang, X.L., Yang, M., Zhang, J.H., and Tang, K. 2019. Study of key technologies

for fishways in the plateaus of western China. *Global Ecology and Conservation* **20**.

Marriner, B.A., Baki, A.B.M., Zhu, D.Z., Cooke, S.J., and Katopodis, C. 2016. The hydraulics of a vertical slot fishway: A case study on the multi-species Vianney-Legendre fishway in Quebec, Canada. *Ecological Engineering* **90**: 190-202.

McKinnon, G.A., and Hnytka, F.N. 1985. Fish passage assessment of culverts constructed to simulate stream conditions on Liard River tributaries. Canadian Technical Report, Fisheries and Aquatic Sciences No. 1255:121, citerad i Katopodis 2005: Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works.

McLeod, A.M., and Nemenyi, P. 1941. An investigation of fishways. *Univ. Iowa Stud. Eng. Bull.* 24, citerad i Katopodis och Williams 2012.

Moberg, B. 2018. Fiskevårdsarbetet i Testeboån 2017.

Montén, E. 1988. Fiskodling och vattenkraft. Vattenfall, Kjell Lundin Teknikreportage AB, Tryckoffset AB, Sundbyberg.

Mulligan, K.B., Towler, B., Haro, A., and Ahlfeld, D.P. 2017. A computational fluid dynamics modeling study of guide walls for downstream fish passage. *Ecological Engineering* **99**: 324-332.

Mulligan, K.B., Towler, B., Haro, A., and Ahlfeld, D.P. 2018. Downstream fish passage guide walls: A hydraulic scale model analysis. *Ecological Engineering* **115**: 122-138.

Nilsson, F. 2019. Tekniska fiskvägar i södra Sverige, inventering och funktionsbedömning 2016-2017. Rapport 2019/09.

Noonan, M.J., Grant, J.W.A., and Jackson, C.D. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* **13**(4): 450-464.

Norconsult. 2015. Utredning fiskväg Hednäs kraftverk, Åbyälven, Skellefteå Kommun. .

Northcote, T.G. 1984. Mechanisms of fish migration in rivers. *In* Mechanisms of migration in fishes. *Edited by* J.D. McCleave, J.J. Dodson and W.H. Neill. Plenum, New York. pp. 317-355.

Nyqvist, D., Elghagen, J., Heiss, M., and Calles, O. 2018. An angled rack with a bypass and a nature-like fishway pass Atlantic salmon smolts downstream at a hydropower dam. *Marine and Freshwater Research* **69**(12): 1894-1904.

Nyqvist, D., Nilsson, P.A., Alenas, I., Elghagen, J., Hebrand, M., Karlsson, S., Klappe, S., and Calles, O. 2017. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering* **102**: 331-343.

- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O., and Wickström, H. 2013a. Fiskvandring - arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11 2013:11.
- Näslund, I., Kling, J., and Bergengren, K. 2013b. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem - en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10.
- O'Connor, J., Mallen-Cooper, M., and Stuart, I. 2015. Performance, operation and maintenance guidelines for fishways and fish passage works. Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report No. 262 for the Water and Catchments Group, Department of Environment, Land, Water and Planning, Heidelberg, Victoria, Australia.
- Odeh, M., and Orvis, C. 1998. Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the North-east USA. *In* Migration and fish bypasses. *Edited by* M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Fishing News Books, Oxford.
- Olsson, F., and Hössjer, O. 2015. Estimation of the variance effective population size in age structured populations. *Theoretical Population Biology* **101**: 9-23.
- Pena, L., Puertas, J., Bermudez, M., Cea, L., and Pena, E. 2018. Conversion of Vertical Slot Fishways to Deep Slot Fishways to Maintain Operation during Low Flows: Implications for Hydrodynamics. *Sustainability* **10**(7).
- Piper, A.T., Rosewarne, P.J., Wright, R.M., and Kemp, P.S. 2018. The impact of an Archimedes screw hydropower turbine on fish migration in a lowland river. *Ecological Engineering* **118**: 31-42.
- Piper, A.T., Wright, R.M., and Kemp, P.S. 2012. The influence of attraction flow on upstream passage of European eel (*Anguilla anguilla*) at intertidal barriers. *Ecological Engineering* **44**: 329-336.
- prEN17233. Draft European Standard prEN 17233 Water quality - Guidance for assessing the efficiency and related metrics of fish passage solutions using telemetry.
- Pritchard, J.K., and Wen, W. 2004. Documentation for structure Software: Version 2., Chicago.
- Quaranta, E., Katopodis, C., Revelli, R., and Comoglio, C. 2017. Turbulent flow field comparison and related suitability for fish passage of a standard and a simplified low-gradient vertical slot fishway. *River Research and Applications* **33**(8): 1295-1305.
- RAÄ. 2019. Kulturmiljöers känslighet. Metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska

miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag, Stockholm. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1313708/FULLTEXT02.pdf>

River, I.C.f.t.P.o.t.D. 2013. Measures for Ensuring Fish Migration at Transversal Structures, Vienna, Austria.

Rivinoja, P. 2015. Effekter av faunapassager - En sammanställning med fokus på fiskvägar i Norden. SWECO Rapport 2015-06-18.

Roscoe, D.W., and Hinch, S.G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* **11**(1): 12-33.

Russon, I.J., Kemp, P.S., and Calles, O. 2010. Response of downstream migrating adult European eels (*Anguilla anguilla*) to bar racks under experimental conditions. *Ecology of Freshwater Fish* **19**(2): 197-205.

Seifert, K. 2012. Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern, J. Gotteswinter GmbH, München.

Silva, A.T., Katopodis, C., Tachie, M.F., Santos, J.M., and Ferreira, M.T. 2016. Downstream Swimming Behaviour of Catadromous and Potamodromous Fish Over Spillways. *River Research and Applications* **32**(5): 935-945.

Silva, A.T., Lucas, M.C., Castro-Santos, T., Katopodis, C., Baumgartner, L.J., Thiem, J.D., Aarestrup, K., Pompeu, P.S., O'Brien, G.C., Braun, D.C., Burnett, N.J., Zhu, D.Z., Fjeldstad, H.P., Forseth, T., Rajaratnam, N., Williams, J.G., and Cooke, S.J. 2018. The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries* **19**(2): 340-362.

Sjöstrand, P. 2008. Teknisk beskrivning av fiskväg i Knipån vid Kvarnekulla.

Solomon, D.J., and Beach, M.H. 2004. Fish pass design for eel and elver (*Anguilla anguilla*). R&D Technical Report W2-070/TR1.

Szabo-Meszaros, M., Forseth, T., Baktoft, H., Fjeldstad, H.P., Silva, A.T., Gjelland, K.O., Okland, F., Uglem, I., and Alfredsen, K. 2019. Modelling mitigation measures for smolt migration at dammed river sections. *Ecohydrology* **12**(7).

Söderberg, L., Palm, S., Degerman, E., and Östergren, J. 2017. . Genetisk analys av öring i Hedströmmen. Rapport. Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm, SLU.

Thorell, M. 2014. Mötet mellan äldre vattenrätt och rådande miljölagstiftning för vattenkraft. Examensarbete på juristprogrammet, 30 hp, Juridiska Fakulteten, Lunds Universitet.

Travade, F., and Larinier, M. 2006. French experience with downstream migration devices. International DWA Symposium on Water Resources

- Management Free Passage for Aquatic Fauna in Rivers and other Water Bodies, Wasser Berlin, 3 – 7 April 2006.
- Travade, F., and Larinier, M. 2011. International fish screening conference Southampton 29-30 March.
- Waples, R.S., and Anderson, E.C. 2017. Purging putative siblings from population genetic data sets: a cautionary view. *Molecular Ecology* **26**(5): 1211-1224.
- Waples, R.S., Antao, T., and Luikart, G. 2014. Effects of Overlapping Generations on Linkage Disequilibrium Estimates of Effective Population Size. *Genetics* **197**(2): 769-U603.
- Watz, J., Elghagen, J., Nilsson, P.A., and Calles, O. 2017. Evaluation of a novel mobile floating trap for collecting migrating juvenile eels, *Anguilla anguilla*, in rivers. *Fisheries Management and Ecology* **24**(6): 512-514.
- Watz, J., Nilsson, P.A., Degerman, E., Tamario, C., and Calles, O. 2019. Climbing the ladder: an evaluation of three different anguillid eel climbing substrata and placement of upstream passage solutions at migration barriers. *Animal Conservation* **22**(5): 452-462.
- Weir, B.S., and Cockerham, C.C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* **38**(6): 1358-1370.
- Vikström, L. 2016. Effectiveness of a fish-guiding device for downstream migrating smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Piteälven, northern Sweden, Department of Wildlife, Fish, and Environmental studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Williams, J.G., Armstrong, G., Katopodis, C., Lariniere, M., and Travade, F. 2012. Thinking like a fish: a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Res. Appl.* **28**(4): 407-417.
- Wolter, C., and Schomaker, C. 2019. Fish passes design discharge requirements for successful operation. *River Research and Applications* **Special issue**: 1-5.
- Östergren, J., and Nilsson, J. 2012. Importance of life-history and landscape characteristics for genetic structure and genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* **21**: 119-133.
- Östergren, J., Palm, S., Gilbey, J., and Dannewitz, J. 2019. Close relatives in population samples: Evaluation of the consequences for genetic stock identification. *Molecular ecology resources*.

Bilagor

Bilaga 1.1. Historisk utveckling

Fiskars vandringsbehov har varit känt i århundranden och under 1700-talet började man anlägga fiskpassager för att möjliggöra för fisk att passera vandringshinder (Clay 1995). Från början anlades fiskpassager lite på måfå under devisen ”bygg en så kommer fisken att använda den” (Cooke and Hinch 2013). Under senare delen av 1800-talet konstaterade Francis (1870) att funktionen i flera bassängtrappor i Storbritannien var dålig och att detta till stor del kunde förklaras med bristande hydrauliska förhållanden. Även på andra platser kunde bristande hydrauliska förhållanden förekomma, till exempel den ursprungliga fiskpassagen vid Stornorrfors kraftverk i Umeälven på 1930-talet som senare bedömdes vara för brant (Montén 1988). Enligt Francis (1870) räckte det inte med goda hydrauliska förhållanden i fiskpassagen för att få god funktion. Ingången till fiskpassagen behövde vara placerad där fisken skulle kunna hitta den, vilket i vissa fall innebar att man behövde använda extra vatten för att anlocka fisken.

I början av 1900-talet ökade utbyggnaden av vattendrag. I flera länder ledde detta till lagstädgande om fiskpassager och därigenom en efterfrågan att utveckla design av fiskpassager (Castro-Santos 2012). Beroende av kulturella och ekonomiska skäl var det i första hand vuxna laxfiskar som man hade i åtanke när man anlade fiskpassager (Williams m. fl. 2012), och i början av 1900-talet användes framförallt fiskpassager av typerna motströmsrännor, kammartrappor, sluttande plan och fiskhissar (Katopodis and Williams 2012).

Utveckling av olika typer av fiskpassager

Utvecklingen av hydraulisk ingenjörskonst i början av 1900-talet gjorde att man lärde sig bygga strukturer som kunde minska vattnets lägesenergi vid hög fallhöjd – man kunde alltså bromsa vattenhastigheten även vid större lutning (Castro-Santos 2012). Gustave Denil arbetade för att hitta de mest ekonomiska lösningarna d.v.s. de enklaste, minsta och brantaste strukturer som fisken hade möjlighet att passera på sin väg uppströms. Han använde sig av hydraulisk modellering och arbetade i laboratorier med olika arter och utvecklade och testade olika varianter av motströmsrännor, Denil-rännor (*Denil fishway* eller ibland *steep-pass*).

Utveckling av lösningar för fiskpassage skedde även på annat håll, till exempel genom McLeod och Nemenyi som var verksamma i USA på 1940-talet. Designen av fiskpassager gjordes ofta utifrån ett ingenjörsperspektiv med hydrauliken i fokus med begränsade biologiska kriterier som uthållighet och maximal simkapacitet för olika målarter för att bedöma om den tekniska lösningen var funktionell (Cooke and Hinch 2013). McLeod och Nemenyi (1941) arbetade, liksom Denil, med hydrauliska laboratorieexperiment. De använde fisk för att utvärdera passagetid och passageframgång i småskaliga

modeller av kammartrappor och olika typer av motströmsrännor som jämfördes med en kontroll i form av en Denilrånna. Både motströmsrännor och kammartrappor hade visat sig fungera för uppströmsvandrande laxfisk i både Nordamerika och Europa men motströmsrännor hade inte lika bra funktion vid högre dammar och därför fortsatte utvecklingen av olika typer av kammartrappor. Då både motströmsrännor och kammartrappor var (och är) känsliga för variationer i vattenflöde behövde man utveckla nya lösningar som kunde fungera på platser med större variation av flöde. Detta arbete startade när man skulle anlägga fiskpassager för stillahavslax vid Hell's gate i Kanada där variationen i vattennivå är extrem (33 m årligen och 2 m dagligen). Utvecklingen resulterade i den s.k. vertikalslitsrännan (Katopodis and Williams 2012).

Kring 1970 ökade intresset av att andra arter än laxfiskar skulle kunna passera. Den tekniska utmaningen med en lösning för många arter handlade om att erbjuda såväl höga som låga vattenhastigheter i samma passage för att locka både "simstarka" och "simsvaga" arter att passera när de väl är inne i fiskpassagen (denna utmaning gäller även idag). Detta ledde bland annat till vidareutveckling av kammartrappor. Man laborerade med olika öppningar både under och över ytan eller med spår/rännor i väggarna mellan bassängerna/kamrarna för att möjliggöra även för fiskar som inte hoppar att ta sig fram (Katopodis and Williams 2012).

Ett annat tillvägagångssätt var att efterlikna naturliga vattendrag och de första försöken initierades av Katopodis på 1970-talet i Kanada där kulvertar under vägar modifierades för att efterlikna det ursprungliga vattendraget (Katopodis m. fl. 2001). Kulvertarna var dimensionerade för att bibehålla vattendragets bredd och våta tvärsnittsarea. De anlades nedsänkta med lutning och bottenstruktur som liknande ett naturligt vattendrag. Vid utvärdering fann man att bland annat harr och gädda kunde passera kulvertarna utan fördröjning (McKinnon and Hnytko 1985).

Under 1990-talet började synen på fiskpassager att bli mer holistisk, vilket ledde till att anläggandet av naturlika fiskpassager ökade (Åtgärder i Vatten, Figur 2). De naturlika passagerna ansågs tillgodose både behovet av passage och livsmiljö för ett brett spektra av organismer och livsstadier (Gustafsson m. fl. 2013, Katopodis and Williams 2012, Calles and Greenberg 2009, Calles and Greenberg 2007), vilka missgynnats då många strömhabitat försvunnit till följd av överdämning vid utbyggnad av dammar (Birnie-Gauvin m. fl. 2017). Ur ett estetiskt perspektiv smälter en naturlig passage bättre in i landskapet än andra typer av passagelösningar (Larinier 2002a). När det gäller total passageeffektivitet för icke-laxfiskar verkar det dock inte finnas något entydigt stöd i den vetenskapliga litteraturen för att den skulle vara högre i naturlika fiskpassager än i andra typer av fiskpassager. Till exempel kan man se i sammanställningen av Noonan m.fl. (2012) att för icke-laxfiskar tenderar den totala passageeffektiviteten, dvs. produkten av attraktionseffektiviteten och passageeffektiviteten för fisk väl inne i fiskpassagen, att vara lägre i naturlika fiskpassager än i kammartrappor och vertikalslitsrännor. Bunt m.fl. (2012)

gjorde också en sammanställning av studier där de skiljde på attraktionskraft och passage. De noterade en högre passageeffektivitet inne i naturlika fiskvägar jämfört med övriga fiskpassager (dock stort överlapp) men en lägre attraktionskraft.

Nedströmspassage

Från början fokuserade man endast på uppströmsvandring men kring mitten av 1900-talet började man fundera kring nedströmspassage då man i USA och Kanada upplevde sjunkande antal återvändande laxar (stillahavslaxar) till älvarna (Katopodis and Williams 2012). Det dröjde ytterligare några decennier innan man i Europa började fokusera även på nedströmspassage (Degerman 2008, Travade and Larinier 2006). Anläggandet av nedströmspassager är minst lika svårt som anläggandet av uppströmspassager och kräver ofta komplexa lösningar (Calles m. fl. 2013c). Detta beror på att fisken oftast följer huvudströmmen och inte har samma tid på sig att bedöma och svara på signaler från den omgivande miljön (Williams m. fl. 2012). Den hotade ålen har varit en viktig orsak till ökad ansträngning att möjliggöra nedströmspassage förbi kraftverk i Sverige och Europa.

Från början försökte man styra fisken bort från turbiner och få dem att använda säkrare passager genom att försöka påverka deras vandringsbeteende, detta eftersom installation av olika typer av gallerlösningar ansågs vara oöverkomligt dyrt. Det visade sig dock att det sällan fungerade för majoriteten av laxsmolten och i slutet av 1960-talet började man göra laboratoriestudier för att utveckla fysiska avledningsanordningar (Katopodis and Williams 2012). Olika typer av gallerlösningar som sitter i vinkel mot botten (α -galler) eller mot strömmen (β -galler) kan styra fisk mot en säker(säkrare) passage förbi turbinerna. Det är dock viktigt att vattenhastigheten genom gallret inte överstiger fiskens simkapacitet då fisken annars riskerar att klämmas fast mot gallret (Larinier and Travade 2002).

Spill via spilluckor har använts med varierande resultat för att försöka lösa nedströmspassage för fisk. I många fall finns spilluckornas öppning en bra bit under vattenytan vilket ofta inneburit låg effektivitet vid studier av nedströmsvandrande laxfisk då smolt och kelt simmar i ytan (Calles m. fl. 2013c). Olika arter simmar på olika djup vilket behöver tas i beaktande vid anläggandet av nedströmspassagelösningar. Enligt Degerman (2008) är de största problemen med nedströmspassage inte att lyckas avleda fisken utan snarare att galleranordningar sätter igen med skräp vilket kräver tillsyn och rensning mer eller mindre kontinuerligt, samt att gallren kan innebära kraftförluster i form av förlorad fallhöjd och att nedströmspassageanordningen kan kräva en stor mängd vatten för att vara funktionell och attraktiv för fisken. Dessa aspekter medför även att dammsäkerhet måste tas i beaktande vilket kan innebära höga kostnader.

Teknik kontra miljövetenskap

De främsta kriterierna för rekommendationer av design för fiskpassager var enkelhet och förmåga att minska energin och hastigheten i vattenflödet

(Katopodis and Williams 2012). Fokus låg ofta på tekniken snarare än biologin och det berodde delvis på att den biologiska kunskapen relaterat till fiskpassage inte var lika stor som det tekniska kunnandet kopplat till hydraulik (Castro-Santos 2012).

Bristen på kunskap om olika biologiska parametrar är fortfarande ett problem vid utvecklingen och anläggandet av passagelösningar (Castro-Santos m. fl. 2009, Kemp 2016, Silva m. fl. 2018). Enligt Birnie-Gauvin m.fl. (2018) är problemet med ett tekniskt angreppssätt att man missar helhetsbilden och inte kan hantera den naturliga variationen som finns inom och mellan arter vilket är essensen av hållbara akvatiska ekosystem.

Utvärderingar blir bättre

Några av de första mer systematiska testerna av olika typer av design gjordes som tidigare beskrivits av Gustave Denil i Belgien i början av 1900-talet (Denil 1909). De utvärderingar som gjordes av fiskpassagerna som utvecklades och byggdes i både Nordamerika och Europa i början och mitten av 1900-talet var framförallt observationer av fiskar som fångades vid utgången av fiskpassagen. Genom att räkna fiskar som passerat en fiskpassage fick man information om vilka arter och storlekar som kunde använda passagen. Det gav dock ingen information om de fiskar som inte passerade och man saknade alltså viktig information om till exempel anlocknings- och passageeffektivitet (Katopodis and Williams 2012). Vi räknar fortfarande fiskar som passerar fiskpassager, till exempel genom automatisk räkning, videoövervakning eller olika typer av sonarutrustning (avancerad ekolodsteknik), och att räkna passerande fisk är fortfarande det vanligaste sättet att utvärdera fiskpassager (Castro-Santos 2012).

Tidigare nöjde man sig ofta med att konstatera att vuxen laxfisk kunde ta sig igenom fiskpassagen och tog det som bevis på att den fungerade (Castro-Santos m. fl. 2009). Idag vet man att det är många fler faktorer som är viktiga för att en fiskpassage ska anses effektiv: fisk ska kunna hitta ingången och ta sig igenom passagen utan att stressas eller skadas och utan större fördröjning (Larinier 2002a). För att en fiskpassage ska bli väl fungerande krävs ofta utvärderingar och efterföljande justeringar (Roscoe and Hinch 2010). Trots att det är viktigt med utvärdering saknas ordentliga studier av de flesta fiskpassager (Hatry m. fl. 2013), och eftersom de flesta fiskpassager byggts med laxfiskar i åtanke har majoriteten av de utvärderingsstudier som faktiskt gjorts genomförts på laxfiskar (Noonan m. fl. 2012).

Vid en litteratursammanställning konstaterade Roscoe och Hinch (2010) att inriktningen på forskningen inte har ändrats nämnvärt över tid mellan 1960 och 2008 när det gäller livsstadier, arter eller vetenskapliga frågeställningar. De kunde dock se geografiska skillnader där man i Nordamerika oftare, jämfört med Europa, studerat yttre faktorer för att förklara misslyckad passage. De noterade också att studier från tropiska områden nästan alltid var gjorda på hela fisksamhällen jämfört med tempererade områden och framförallt Nordamerika där studier på enskilda arter var betydligt vanligare.

Standardiserade utvärderingsmetoder

Många forskare har efterlyst en standardiserad utvärderingsmetod för att man ska kunna jämföra olika studier och fiskpassager (till exempel: Bunt m. fl. 2012, Castro-Santos m. fl. 2009, Cooke and Hinch 2013). Silva m.fl. (2018) skriver att alla ostuderade fiskpassager kan ses som naturliga experiment och att det finns mycket att lära genom att göra standardiserade utvärderingar av existerande fiskpassager. Arbetet med standardiserade utvärderingsmetoder har nu resulterat i att en gemensam europeisk standard håller på att tas fram (se vidare information i kapitel 6 "Uppföljning").

Det har skett en stor teknisk utveckling både av elektroniska märken för att följa fiskarnas rörelser, beteende och fysiologi till exempel (Cooke m. fl. 2013), liksom utveckling av hydrologisk och hydraulisk modellering. Detta har möjliggjort en helt annan typ av forskning än den som gjorts tidigare. Det är nu möjligt att koppla fiskarnas beteende till hydrauliken och att följa fisk över ett större område och under en längre tid. Utmaningen som forskningen står inför nu är att kunna extrahera information om fiskarnas beteenderegler i olika strömningssituationer. Kunskap om dessa beteenderegler skulle kunna användas för att veta vad som krävs för att locka eller styra fisk till passageöppningar. Nackdelen med dessa moderna metoder är att de är kostsamma och kräver avancerade analyser vilket begränsar användandet.

Slutsatser och framtid

Utbyggnaden av vattendrag ökar världen över och det byggs fler fiskpassager idag än tidigare. Många fiskpassager bedöms ha lägre funktion än önskvärt och det gäller även fiskpassager som anlagts de senaste årtiondena (Noonan m. fl. 2012, Silva m. fl. 2018). Även om dessa bedömningar till stor del bygger på passageeffektivitetsmått, vilket innebär osäkerhet i vissa situationer enligt tidigare diskussion, är det sannolikt att det finns förbättringspotential i många passagelösningar. Det är oklart vad den bristande funktionen beror på men det är troligt att felaktigheter vid konstruktionen eller placeringen och/eller drift är viktiga bidragande orsaker (Kemp 2016, Larinier 2002a). Det är viktigt att ha kunskap om fiskarnas hydrauliska preferenser för att komma fram till bättre lösningar för anlockning och passage. Kombinationen ekologi och hydraulik kallas "*ecohydraulics*" på engelska och begreppet började användas i den vetenskapliga litteraturen i slutet av 90-talet även om man redan på 70-talet började göra denna typ av forskning (Kemp and Katopodis 2016).

Kunskapen om fiskpassager grundar sig till stor del på erfarenheter i Nordamerika och Europa och på laxfiskar vilket har medfört nya utmaningar vid anläggandet av fiskpassager i andra delar av världen (Birnie-Gauvin m. fl. 2018). Det saknas kunskap om många arter vilket försämrar möjligheterna att anlägga välfungerande fiskpassager (Kemp 2016). Ytterligare en stor utmaning är att hitta fungerande passagelösningar för flera arter och livsstadier. Även om vi i Sverige inte har samma artantal som i tropiska länder så skiljer sig våra arter åt vad gäller beteenden, simförmåga, livshistoria etc.

Bilaga 5.1. Dammsäkerhet

Av Maria Bartsch, Svenska Kraftnät

God dammsäkerhet är en förutsättning för vattenkraftverksamhet. Syftet med dammsäkerhetsarbete är i första hand att förebygga dammhaveri. Ett dammhaveri innebär att dammen inte förmår att hålla tillbaka det vatten som däms upp i magasinet, vilket medför att det uppdämda vattnet strömmar ut okontrollerat.

Vid planering, projektering och genomförande av miljöåtgärder behöver hänsyn tas till tekniska dimensioneringsförutsättningar, förutsättningar för drift och underhåll, samt säkerhetsaspekter för dammen och vattendraget. Detta behövs för att åtgärderna annars kan riskera dammsäkerheten genom att försämra anläggningens förmåga att på ett säkert sätt dämna upp vatten i magasinet, minska förutsättningarna för att på ett säkert sätt leda flöden genom eller förbi anläggningen eller försvåra framtida drift, funktionskontroller, övervakning och underhåll. Det är därför viktigt att personer med rätt teknisk kompetens involveras i ett tidigt skede vid planering av miljöåtgärder.

Bakgrund

Trots att vissa dammar vid första anblicken kan te sig relativt lika varandra går det inte att säga generellt hur en viss miljöåtgärd lämpligast bör utföras, eller hur den påverkar dammsäkerheten. Detta beror på att alla dammanläggningar är unika. Att konstruktionerna skiljer sig åt beror på flera olika saker. Grundförutsättningar som påverkat valet av dammtyp är ofta de topografiska och geotekniska förhållandena samt tillgången på byggnadsmaterial. Därtill tillkommer flera andra parametrar som till exempel hydrologi och isförhållanden.

En anläggnings befintliga utformning, vattendragets och markområdets förutsättningar utgör utgångspunkter när en dammanläggning ska byggas om eller kompletteras, oavsett om det gäller en miljörelaterad åtgärd eller inte. Åtgärder som innebär förändrade magasinerings- och tappningsförhållanden vid en anläggning kan medföra förändrade förutsättningar även vid nedströms liggande anläggningar, varför beroenden inom vattendraget kan behöva beaktas.

Dammar klassificeras utifrån en bedömning av ett eventuellt dammhaveris samhälleliga konsekvenser (miljöbalken 11 kap, 24–25 §§). Konsekvenser av ett dammhaveri kan variera stort. Om ett dammhaveri kan leda till betydande samhälleliga konsekvenser eller risk för förlust av människoliv ska dammen tillhöra en dammsäkerhetsklass (A, B eller C), och särskilt höga krav på dammsäkerhet ställs. Dammsäkerhet kan ibland begränsa vilka miljöåtgärder som är möjliga eller rimliga att genomföra, då en önskvärd miljöåtgärd skulle kunna medföra ur säkerhetssynpunkt oacceptabla risker, osäkerheter, eller mycket höga (orimliga) kostnader.

För vägledning om teknisk utformning och dimensionering av dammar, tillståndskontroll, viktiga aspekter vid ombyggnadsprojekt m.m. hänvisas till *Energiföretagens riktlinjer för dammsäkerhet, RIDAS*, samt *Riktlinjer för bestämning av dimensionerande flöden för dammanläggningar* (Svenska kraftnät et al. 2015).

Påverkan på dämmande funktion

Anläggande av omlöp och tekniska fiskpassager innebär ofta att en ny vattenväg införs genom eller förbi en anläggning. Generellt medför en genomföring i en dämmande konstruktion att en försvagning introduceras. Detta gäller speciellt om den utförs i en fyllningsdamm, men även vid genomföringar genom betongkonstruktioner och passager i naturlig mark.

Särskilda aspekter att beakta för att minimera påverkan på anläggningens dämmande funktion är bland andra:

- Utformning och genomförande av anslutningar mellan fiskpassage och befintlig damm, med hänsyn till dämmande konstruktioners stabilitet, hållfasthet och risk för uppkomst av läckage längs med eller genom fiskpassagen. Instrumentering av de nya anslutningarna kan vara aktuell.
- Utförande och övervakning av fångdammar under ombyggnadsperioden. Särskilt viktiga är fångdammarnas anslutningar till befintliga konstruktioner, tätkärna och grundläggning. I fall där fångdammen temporärt ersätter en ordinarie damm behöver i princip samma krav ställas på dess säkerhet som för den ordinarie dammen.
- Hydraulisk dimensionering av passagen och anpassning till regleringsnivåer och dimensionerande vattenstånd i magasinet (inkl. risk för överdämning). Hänsyn behöver även tas till krav på tillförlitlighet för ev. avstängningsanordningar, risker för igensättning med drivgods och bräddning ur fiskpassagen, samt risk för erosion i anslutande mark eller dammslänter.
- Påverkan på åtkomst till anläggningsdelar. Dvs. fiskpassagen får inte begränsa tillträde för personal och maskiner för drift, övervakning och underhåll av anläggningen.
- Påverkan på befintliga övervakningssystem, t.ex. läckagemätning. Hänsyn behöver t.ex. tas till dränagerör och ledningar, samt hur förändrade läckage- och vattenförhållanden kan påverka mätresultaten.

Påverkan på avbördande funktion, inkl. risker med konstruktioner som placeras i vattnet uppströms anläggningen

Åtgärder som riskerar att minska den tillgängliga avbördningskapaciteten kan normalt inte accepteras. Det innebär att det i allmänhet inte är lämpligt att utnyttja en befintlig utskovsöppning för anläggande av en fiskpassage, då detta skulle kunna innebära att utskovets ordinarie funktion (bl.a. dess

avbördningskapacitet och förmåga att leda förbi is och annat drivgods) begränsas. I specifika fall där det inte skulle påverka avbördningsfunktionen kan det dock vara ett bra alternativ.

Med konstruktioner i vattnet uppströms en dammanläggning avses galler, länsar, ledarmar och andra konstruktioner som syftar till att hindra fisk eller drivgods att nå turbinerna. Introduktion av galler med mindre spaltvidd innebär att mer skräp än tidigare ansamlas. Detta kan medföra kraftigt ökade behov av driftåtgärder för rensning av galler, varför drivgodsproblematiken på den aktuella platsen och lämpliga lösningar för rensning av igensatta galler bör beaktas redan vid projekteringen. Möjligheter att rensa även under situationer med höga flöden bör beaktas. Generellt avråds från alla typer av galler framför utskov pga. risken för igensättning och överdämning i magasinet.

Ytterligare aspekter att ta hänsyn till är att drivgods som ackumulerats vid galler och länsar, om det plötsligt skulle frisläppas, inte får riskera att sätta igen utskov. Samt att gallerkonstruktioner och länsar bör dimensioneras och utformas så att de, om de skulle lossna, inte riskerar att sätta igen utskov.

Även om drivvattenföringen genom stationen normalt inte medräknas i anläggningens avbördningskapacitet kan problematik med igensättning av galler framför turbinintag medföra ökade behov av hög tillgänglighet för utskoven. Detta gäller särskilt anläggningar där ett plötsligt frånslag i kraftstationen kan medföra att vattenytan i magasinet stiger snabbt.

Vidare läsning

För mer information hänvisas till *Energiforskrappport 2019:573 "Miljöanpassningar och dammsäkerhet – En kunskapsammanställning" (Lundberg m. fl. 2019)*. Rapporten ger en överblick över området miljöåtgärder och dammsäkerhet. Den sammanställer erfarenheter från genomförda och pågående miljöåtgärder inom den svenska vattenkraften, och beskriver konstruktions- och driftmässiga utmaningar ur ett dammsäkerhetsperspektiv.

En observation är att erfarenheterna från de miljöåtgärder som hittills har utförts, eller planeras utföras, framförallt avser åtgärder vid dammar utan dammsäkerhetsklass. Det innebär att de dammsäkerhetsmässiga kraven inte varit så höga som de krav som måste ställas för klassificerade dammar. En ytterligare observation är att miljöåtgärderna endast har varit i drift under en förhållandevis kort tidsperiod, i jämförelse med en damms livslängd, och att detta medför att det saknas erfarenheter från extrema driftsituationer såsom höga flöden eller händelser med större mängder drivgods.

För grunder om dammteknik och dammsäkerhet hänvisas till boken "Dammor och dammteknik. En introduktion", Svenska kraftnät, dnr 2019/3255. För fördjupning om dammar och dammsäkerhet i landet hänvisas till Svenska kraftnäts hemsida <https://www.svk.se/dammsakerhet>.

Bilaga 5.2. Kulturmiljö

Av: Cissela Genetay, Riksantikvarieämbetet

Vad är kulturmiljö?

Kulturmiljö avser hela den av människor påverkade miljön, det vill säga som i varierande grad präglats av olika mänskliga verksamheter och aktiviteter. En kulturmiljö kan preciseras och avgränsas till att omfatta en enskild anläggning eller lämning, ett mindre eller större landskapsavsnitt, en bygd eller en region. Det kan röra sig om intensivt utnyttjade stads- eller industriområden såväl som extensivt påverkade skogs- eller fjälllandskap. Kulturmiljön omfattar inte bara landskapets fysiska innehåll utan även immateriella företeelser som ortnamn eller sägner som är knutna till en plats eller ett område.⁴

Kulturmiljöer vid vatten utgörs av en mängd olika typer av lämningar och strukturer som vittnar om hur människan i alla tider nyttjat vattnet. Exempel på sådana miljöer är strandanknutna boplatser, fångstanordningar för fiske eller olika typer av anläggningar där vattnet nyttjats som kraftkälla (t.ex. kvarnar, stampar, sågar, bruk eller elvattenkraftverk). Anläggningarna kan vara uppförda för husbehov eller för industriellt behov.

En kulturmiljö kan också vara en miljö som fortfarande används. Ett exempel på det kan vara småskaliga vattenkraftverk som konverterats till eldrift- och produktion, men som har sitt ursprung i t.ex. tidigare kvarn- eller sågverksamhet och där vattenkraften togs tillvara genom mekaniska anordningar som vattenhjul och där den tidigare verksamheten givit upphov till näraliggande bebyggelse och i många fall hela samhällen, och där fortsatt kontinuitet i verksamheten är en del av kulturmiljöns betydelse. Fortsatt användning stärker möjligheten att förvalta kulturmiljön.

På webbplatsen *Vårda vattendragens kulturarv* finns illustrerade exempel på vattenanknutna kulturmiljöer.⁵ Se även kapitlet om kulturmiljö i rapporten *Kulturmiljöers känslighet*.⁶

Kunskapsunderlag rörande kulturmiljöer vid vattendrag finns i varierande omfattning hos länsstyrelsernas kulturmiljöfunktioner. Information finns även på länsstyrelsernas (Sveriges länskarta) och Riksantikvarieämbetets (informationssystemen Fornsök och Bebyggelseregistret) webbplatser, i regionala och lokala kulturmiljöprogram samt i områden som utpekats som kulturmiljöer i översiktsplaner. Även arkivmaterial som äldre lantmäterikartor

⁴ Plattform Kulturhistorisk värdering och urval [Elektronisk resurs] : grundläggande förhållningssätt för arbete med att definiera, värdera, prioritera och utveckla kulturarvet, Riksantikvarieämbetet, Stockholm, 2014, s. 13, <http://samla.raa.se/xmlui/bitstream/handle/raa/8235/RA%20c3%84%20Plattform%20Kulturhistorisk%20v%20c3%a4rdering%20och%20urval%20version%2020150119.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

⁵ Faktablad om vattenanknutna kulturmiljöer, <http://www.vardavattendragen.se/Sv/Pages/default.aspx>.

⁶ Kulturmiljöers känslighet [Elektronisk resurs] : metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag, Riksantikvarieämbetet, Stockholm, 2019, <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1313708/FULLTEXT02.pdf>.

och domar kan vara viktiga källor till kunskap om kulturmiljöer. Det åligger den sökande att ta fram tillräckliga underlag rörande kulturmiljö inför projektering och anläggande av fiskväg.

Kulturmiljö är ett allmänt intresse

I Sveriges miljömål och vid tillämpning av miljöbalken är kulturmiljön ett allmänt intresse. Enligt miljöbalken ska värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas och således beaktas, t.ex. vid tillståndsärenden. De allmänna hänsynsreglerna samt även andra särskilda hänsynsregler, i t.ex. 11 kap, kan också tillämpas för att beakta eller visa hänsyn till kulturmiljöns intressen. Påverkan på kulturmiljöer behöver redovisas och beaktas vid prövningar, t.ex. vid anläggande av fiskpassagelösningar. Dessa kan behöva lokaliseras och anpassas så att lämplig hänsyn tas till kulturmiljön.

Det övergripande syftet med miljöbalken och Sveriges miljömål är att främja en hållbar utveckling. I propositioner och skrivelse från riksdag och regering framgår att miljömålen ska ge vägledning vid tillämpning av miljöbalken.⁷

Parallellt med miljöbalken gäller kulturmiljölagen som bland annat innehåller bestämmelser om skydd av fornlämningar och byggnadsminnen.

Påverkan på kulturmiljö

Inför val av passagelösning i en kulturmiljö behöver en bedömning göras av hur den tänkta passagen påverkar kulturmiljön och hur pass känslig den är för denna påverkan. Bedömning av en kulturmiljöes känslighet utgår från dess kulturhistoriska innehåll och dess samband med omgivande landskap. Med stöd av en sådan känslighetsbedömning tydliggörs hur omfattande anpassning som behövs i det enskilda fallet.

Anpassning (hänsyn) kan bland annat gälla utformningen av fiskpassagen eller materialval. Men även påverkan under anläggningstiden behöver beaktas. Storskaliga passagelösningar som inlöp eller omlöp innebär ofta en omfattande påverkan på landskapet, t.ex. i form av schaktningar eller sprängningar. Dessa kan även generera omfattande sten- eller jordmassor, vilka behöver hanteras utan att skada kulturmiljön. Ändrade regleringsnivåer och byggande av nya fiskpassager kan påverka fornlämningar. Det kan också innebära ändrade grundvattenförhållanden som kan påverka intilliggande bebyggelse. Även mindre åtgärder i småskaliga kulturmiljöer kan innebära en stor påverkan på den kulturmiljön.

Bedömning av känslighet

I den följande texten sammanfattas centrala delar av rapporten *Kulturmiljöers känslighet*.⁸

⁷ Riksdagens propositioner 1997/98:45 och 2009/10:155. Regeringens skrivelse *Svenska miljömål visar vägen*, 2013/14:145.

⁸ *Kulturmiljöers känslighet [Elektronisk resurs] : metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag*, Riksantikvarieämbetet, Stockholm, 2019, <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1313708/FULLTEXT02.pdf>.

Med utgångspunkt i kulturhistoriska aspekter har Riksantikvarieämbetet utvecklat en metod att använda i sammanhang där samlad hänsyn behöver tas till och avvägningar göras rörande kulturmiljö-, vattenvårds- och energiintressena. En förutsättning för användning av metoden är att kompetens inom kulturmiljöområdet gör dessa bedömningar.

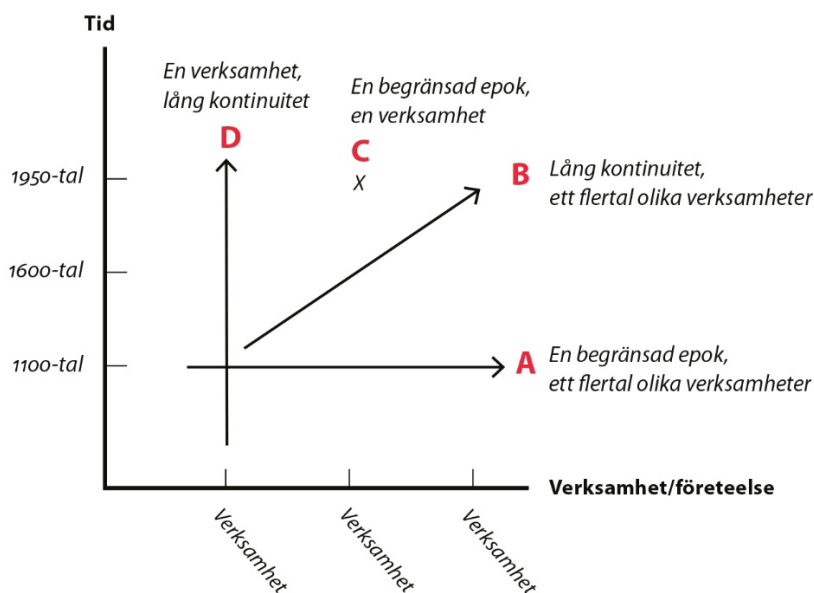
Bedömningen av en kulturmiljös känslighet utgår från följande kriterier; *kulturhistoriskt värde, kulturmiljöns kontext, kulturhistoriskt sammanhang, typ av värde samt typ av påverkan*. Att en miljö har höga kulturhistoriska värden behöver inte betyda att den därför är känslig för påverkan, utan det är det samlade resonemanget kring de ovan nämnda kriterierna som är betydelsefullt för bedömningen av känslighet. Olika kulturmiljöer är olika känsliga för påverkan eftersom deras respektive kulturhistoriska innehåll och belägenhet i landskapet varierar. Därför måste bedömningar vara specifika för varje kulturmiljö och för de åtgärder som föreslås i den miljön.

Kulturhistoriskt värde avser de möjligheter materiella och immateriella företeelser kan ge vad gäller att inhämta och förmedla kunskaper om och förståelse av olika skeenden och sammanhang.⁹ Vad gäller detta kriterium beskriver inte metoden hur bedömning av dessa går till. Det finns emellertid många framtagna kunskapsunderlag rörande specifika kulturmiljöer där bedömning och gradering av kulturhistoriska värden redan är gjorda och dessa bör vara en utgångspunkt vid bedömning av känslighet.

Kulturmiljöns kontext handlar om att förstå och beskriva kulturmiljön utifrån dess yttre respektive inre förutsättningar. Den yttre kontexten rör de landskapliga förutsättningarna (t.ex. topografi, riktning eller jordarter) och den inre rör förutsättningarna i kulturmiljön i sig (beståndsdelar, strukturer och samband). Den yttre kontexten är ofta en del av förklaringen till varför kulturmiljön ser ut som den gör. Vidare kan de landskapliga förutsättningarna vara avgörande för hur åtgärder kan utformas och hur de påverkar kulturmiljön. Det är därför viktigt att växla mellan den inre och yttre kontexten och det kan göras med stöd av tre tänkta skalnivåer: övergripande beskrivning av vattendraget, miljöbeskrivning och beståndsdel.

Kulturhistoriskt sammanhang är ett visst identifierat och avgränsat historiskt utvecklingsförlopp med ingående verksamheter eller aktiviteter som på olika sätt haft en präglade inverkan på en viss kulturmiljö (Figur 8). Beroende på vilket kulturhistoriskt sammanhang som finns att förhålla sig till kan en miljö vara olika känslig för påverkan.

⁹ Plattform Kulturhistorisk värdering och urval [Elektronisk resurs] : grundläggande förhållningssätt för arbete med att definiera, värdera, prioritera och utveckla kulturarvet, Riksantikvarieämbetet, Stockholm, 2014, s. 12, <http://samla.raa.se/xmlui/bitstream/handle/raa/8235/RA%20v%20Plattform%20Kulturhistorisk%20v%20a4rdering%20och%20urval%20version%2020150119.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.



Figur 8. Illustrerar hur en kulturmiljö kan ha präglats på olika sätt under olika tidsperioder samt av olika verksamheter (RAÄ 2019).

Typ av värde handlar om de kulturhistoriska värden som tillskrivits kulturmiljön berör *dolda* (eller på annat sätt svårtydda) alternativt *synliga* (eller på annat sätt upplevelsemässigt tydliga) beståndsdelar, strukturer eller egenskaper.

Typ av påverkan innebär en bedömning av hur en kulturmiljö påverkas av åtgärder. För att kunna göra denna bedömning måste *typen av åtgärd* vara känd (dock inte dess utformning). Därefter analyseras *hur mycket, på vilka sätt, och för hur lång tid* åtgärden kommer att inverka på miljön.

Principskiss – anpassning av åtgärder

Efter att ha bedömt kulturmiljöns kulturhistoriska värde och känslighet i förhållande till de åtgärder som föreslås och vilken påverkan dessa kommer att få, kan ett samlat resonemang angående åtgärdernas anpassning föras med stöd i principskissen nedan i Figur 9.

Principskissen har två sammanslagna skalor. Den vertikala axeln betecknar graden av kulturhistoriskt värde och den horisontella graden av känslighet. Graderingen av det kulturhistoriska värdet handlar om hur väl beståndsdelar, strukturer och egenskaper återspeglar det kulturhistoriska sammanhang som avgränsats. De olika graderna av anpassning anger endast kraven (ur kulturmiljösynpunkt) på anpassning, inte hur den ska göras. Lösningarna i olika fall kan därför se olika ut beroende på graderingen av kulturmiljöns kulturhistoriska värde respektive dess känslighet i förhållande till föreslagna åtgärder. Situationsspecifika och sakområdesgemensamma bedömningar och dialoger (gärna på plats) i ett tidigt skede är här av stor vikt. Eftersom denna lokalisering- och anpassningsdiskussion vad gäller kulturmiljöns intressen bör föras på ett tidigt stadium inför en ansökan om att miljöanpassa en

vattenkraftanläggning bör även valet av lösning och den särskilda anpassningen till kulturmiljön vara både inarbetat och integrerat i det underlag som sedan presenteras vid samråd, ansökan till domstol etc.

Principskissen kan vara ett sätt att kommunicera resultatet av bedömningen av hur långt en åtgärd behöver anpassas.

Mycket högt kulturhistoriskt värde	Särskild anpassning av åtgärder	Långtgående anpassning av åtgärder	Mycket långtgående anpassning av åtgärder	Inga åtgärder eller extrem anpassning av åtgärder
Högt kulturhistoriskt värde	Anpassning av åtgärder	Särskild anpassning av åtgärder	Långtgående anpassning av åtgärder	Mycket långtgående anpassning av åtgärder
Kulturhistoriskt värde	Viss anpassning av åtgärder	Anpassning av åtgärder	Särskild anpassning av åtgärder	Långtgående anpassning av åtgärder
Visst kulturhistoriskt värde	Ingen eller obetydlig anpassning av åtgärder	Viss anpassning av åtgärder	Anpassning av åtgärder	Särskild anpassning av åtgärder
	Låg känslighet	Känslighet	Hög känslighet	Mycket hög känslighet

Figur 9. Principskiss som kan fungera som en ansats för att bedöma hur långt en åtgärd behöver anpassas (RAÄ 2019).

Kriterierna och figurerna förklaras närmare i rapporten *Kulturmiljöers känslighet (RAÄ 2019)*. I den finns också flera fiktiva exempel på bedömningar gjorda med utgångspunkt i kriterierna samt resonemang kring känslighet, påverkan och anpassning av åtgärder.

Bilaga 5.3. Byggnadstekniska aspekter

I planeringsstadiet är det viktigt att åka ut till platsen för att få en uppfattning om vilka utmaningar som kan göra anläggandet mer komplicerat ur ett byggnadstekniskt perspektiv. Några saker kan till exempel vara om vattendraget är instabilt i sid- och längsled, det finns hög halt organiskt material (inklusive döda träd) eller sediment i vattnet, platsen är känslig/utsatt för extrema händelser såsom översvämningar, det finns viktig infrastruktur i området som påverkar anläggandet av en fiskpassage eller det finns höga värden i vattendraget (Franklin m. fl. 2018).

Vid anläggandet av en fiskpassage bör man ta hänsyn till lokala omständigheter vilket kanske gör att arbete i vattendraget bör undvikas under vissa perioder, till exempel vid vandrings- eller lekperioder. För att kunna utföra arbetet kan det krävas att vattnet styrs om och fiskar i området kan behöva fångas och flyttas under tiden som arbetet pågår. Risken för kraftig sedimentation och grumling av vattnet vid arbetet bör också beaktas och om möjligt undvikas om det till exempel riskerar att skada nedströmsliggande lekplatser. Regler för arbete vid vatten ska följas och utrustningen vara anpassad för ändamålet. Hälsa- och säkerhetsaspekter ska också beaktas (Franklin m. fl. 2018).

En annan aspekt är utrymmet för en fiskpassage vilket påverkar både placering och utformning av stigrännan. Till exempel kan möjligheterna till placering och utformning begränsas av höga höjder, bostadsfastigheter, infrastruktur, kulturhistoriskt värdefulla lämningar (se vidare bilaga g), etc.

Fler byggnadstekniska aspekter finns beskrivna som kostnadsdrivare i bilaga 5.12 om kostnader.

Bilaga 5.4. Fiskinformation/Målarter

Den kunskap som behövs om målarterna omfattar när under året fiskarna vandrar, vilka storleksklasser som vandrar, vilken simkapacitet de har i relation till storleken, vilket utrymme de behöver för att kunna/vilja simma i en ”trång” konstgjord passage jämfört med i ett naturligt vattendrag, vilken riktning de vandrar. Det är många olika egenskaper hos en fisk som är av betydelse för utformningen av en passagelösning.

Vandringstider

Vandringstider varierar mellan arter och livsstadier. Till exempel leker de flesta arter av karpfiskar och abborrfiskar under våren medan laxfiskar (undantag harr) leker på hösten (Tabell 3). Vårlekande fisk som harr och mört till exempel kan ha behov av att vandra uppströms i vattendragen för lek under våren och sedan tillbaka till födoområdena nedströms. För lax kan lekvandrande vuxen fisk börja vandra uppströms redan i samband med vårfloden och sedan pågår vandringen ända fram till hösten och leken sker i okt–nov. Den utlekta laxen kan sedan vandra tillbaka till havet direkt efter lek eller välja att övervintra och vandra ut på våren. För smolten (lax- eller öringungar) sker nedströmsvandringen vanligtvis under våren. Smoltvandring har även observerats under andra perioder men det är oklart hur behovet ser ut av passagemöjlighet vid icke-traditionella vandringstider och det kan troligtvis skilja sig åt mellan populationer.

För arter som är beroende av att vandra för att fullfölja sin livscykel, är vandringstiderna ofta synkroniserade. För andra vandringsbenägna arter (men som inte är beroende av att vandra för att fullfölja sin livscykel) kan rörelser däremot förekomma sporadiskt under större delen av året, förutom när det gäller kända lekvandringar som även i dessa fall är synkroniserade (DWA 2014).

Tabell 3. Vandringsstider för 23 vandringsbenägna arter baserat på Näslund m. fl. 2013a och [Artfakta](#). Vandringsbenägenhet definierat utifrån HVMFS 2013:19^{1,2}. Vandringsbeteendet kan variera mellan populationer av samma art och ibland även inom populationer.

Art	Familj	Lekvandring (vanligtvis uppströms)	Annan uppströmsvandring	Vandringstid nedströms	Övrig info
Abborre (<i>Perca fluviatilis</i>) ¹	Percidae	vår	höst för övervintring		
Asp (<i>Aspius aspius</i>) ²	Cyprinidae	tidig vår för lek i april		tillbaka efter lek	
Benlöja (<i>Alburnus alburnus</i>) ¹	Cyprinidae				
Elritsa (<i>Phoxinus phoxinus</i>) ¹	Cyprinidae	vår		tillbaka efter lek	
Faren (<i>Abramis ballerus</i>) ¹	Cyprinidae	vår			
Flodnejonöga (<i>Lampetra fluviatilis</i>) ²	Petromyzontidae	höst eller vår (lek vår- sommar)			
Färna (<i>Squalius cephalus</i>) ¹	Cyprinidae	vår			
Gädda (<i>Esox lucius</i>) ¹	Esocidae	vår	kortare rörelser under hela året	vår borde vandra tillbaka rätt snart efter lek, kortare rörelser under hela året	
Gärs (<i>Gymnocephalus cernuus</i>) ¹	Percidae	April – maj, "tendens till uppströmsvandring under våren"			Oftast stationär

Art	Familj	Lekvandring (vanligtvis uppströms)	Annan uppströmsvandring	Vandringstid nedströms	Övrig info
Gös (<i>Sander lucioperca</i>) ²	Percidae	vår	vår i Gudenån i Danmark	borde återvända efter lek, hösten i Gudenån i Danmark	Lever vanligtvis i lugnvatten, svagt strömmande
Harr (<i>Thymallus thymallus</i>) ¹	Salmonidae	april–maj	förflyttningar observerats under hela året	lekvandring kan även ske nedströms till utloppsvattendrag, borde återvända efter lek rätt omgående, förflyttningar har observerats under hela året	
Art	Familj i Näslund m. fl. 2013a	Vandringstid uppströms för lek	Annan uppströmsvandring	Vandringstid nedströms	Övrig info
Havsnejonöga (<i>Petromyzon marinus</i>) ²	Petromyzontidae	höst eller vår (lek vår- sommar)			
Id (<i>Leuciscus idus</i>) ¹	Cyprinidae	Höst med övervintring eller vår, leker mars-april		april-juni	
Lake (<i>Lota lota</i>) ¹	Lotidae	sen höst – vinter	höst och vår	vinter – tidig vår	

Art	Familj	Lekvandring (vanligtvis uppströms)	Annan uppströmsvandring	Vandringstid nedströms	Övrig info
Lax (<i>Salmo salar</i>) ²	Salmonidae	sommar - höst		senhöst efter lek, vår (både smolt och utlekt fisk)	Anadrom
Mal (<i>Silurus glanis</i>) ¹	Siluridae	rätt okänt	rätt okänt	rätt okänt	Bestånd i Emåns system, Båven samt Möckeln
Mört (<i>Rutilus rutilus</i>) ¹	Cyprinidae	vår	höst för övervintring	till estuarier för övervintring	
Sik (<i>Coregonus lavaretus</i>) ¹	Coregonidae	hösten men kan starta redan under sommaren		yngel drifrar i maj, återvandring av lekfiskarna troligtvis strax efter lek	
Skärkniv (<i>Pelecus cultratus</i>) ²	Cyprinidae	leker i maj-juni			
Stäm (<i>Leuciscus leuciscus</i>) ¹	Cyprinidae	vår (mars-maj)			
Vimma (<i>Vimba vimba</i>) ²	Cyprinidae	vår			
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>) ²	Anguillidae			Vår-höst, huvudsakligen inom intervallet 8–20 °C	Katadrom

Art	Familj	Lekvandring (vanligtvis uppströms)	Annan uppströmsvandring	Vandringstid nedströms	Övrig info
Öring (<i>Salmo trutta</i>) ¹	Salmonidae	sommar - höst	vårvandring vars drivkraft inte är helt utredd, försommaren för födosök	vår för smolt och fisk som övervintrat, höst från sjöar nedströmslekande, senhöst för återvandring efter födosök, höst för övervintring	Fackultativ anadrom

¹⁾ "Om konnektivetsbehovet anges som att arten vandrar om naturliga möjligheter finns, innebär detta att arten kan vara stationär om det förekommer naturliga barriärer, men om det förekommer fria vandringsvägar kommer arter att förflytta sig inom eller mellan ytvattenförekomster."

²⁾ "I det fall konnektivetsbehovet anges som behov av konnektivitet mellan sjö och vattendrag eller mellan vattendrag och kust under livscykeln betyder det att arten måste ha fria vandringsvägar för att kunna genomföra hela livscykeln."

Källa: HVMFS 2013:19, sida 135.

Vandringstider skiljer sig åt mellan olika zoner i Sverige för en och samma fiskart eftersom vandring och lek vanligen sker inom ett specifikt temperaturintervall. I Nybroån, Skåne, vandrar havsöringen vanligtvis upp för lek ända fram till januari månad medan lekvandringen upphör i början av oktober i Byskeälven, Västerbotten (data från fiskräknare). Det är därför viktigt att utreda vilka vandringstider som gäller för målarterna på den specifika platsen. Om man avser att stänga passagen under lågintensiva vandringsperioder, exempelvis under vintern, bör dessa perioder definieras med hänsyn till samtliga målarters vandringstider. Med enstaka undantag gäller dock att fisk har låg vandringsbenägenhet vid låga vattentemperaturer på grund av att fiskens ämnesomsättning och simkapacitet följer temperaturen. Ett undantag gäller lake, som leker under vintermånaderna. Trots att ålen framhålls som en art som företrädesvis vandrar under den mörka perioden av året sker den mesta vandringen vid temperaturer över 8–10 °C (Leonardsson m. fl. 2017, Lucas and Baras, 2007).

En fiskpassage bör anpassas för att fungera optimalt för de förhållanden som råder under de viktigaste vandringsperioderna för målarterna. Flödes- och nivådata behöver därför analyseras med avseende på olika vandringsperioder.

Utrymmesbehov

För att en fisk ska simma in i en passage måste djup och bredd vara tillräckligt för att fisken ska kunna manövrera och känna sig trygg under de förutsättningar som råder. Utrymmesbehovet varierar mellan arter, framförallt som en följd av storleksvariation och simbeteende. Några tumregler är att bredden ska vara minst 9 gånger fiskens bredd, längden minst 3 gånger fiskens längd och det fria vattendjupet inte får understiga 2,5 gånger fiskens höjd (DWA 2014). Vid kortare partier och vid övergångar mellan olika delar av en passage, kan mindre utrymmen tolereras. Vad gäller djupet rekommenderas i andra källor ett djup på ca 5-7,5 gånger fiskens höjd i till exempel slitsrännor för större fisk. Detta gör att rekommendationen om ett djup på 2,5 gånger höjden troligtvis kommer att vara otillräckligt i de flesta fall för att uppnå god funktion. För detaljer kring detta se bilaga 5.5, avsnitt om stigränna och generell dimensionering. För mått på olika fiskars storlek hänvisas till artdatabanken och artfakta (<https://artfakta.se/artbestamning>). För flertalet arter gäller att bredden är ungefär en tiondel av längden och höjden är ungefär två tiondelar av längden, med undantag av braxenliknande arter där höjden är betydligt mer än två tiondelar av längden.

Simkapacitet

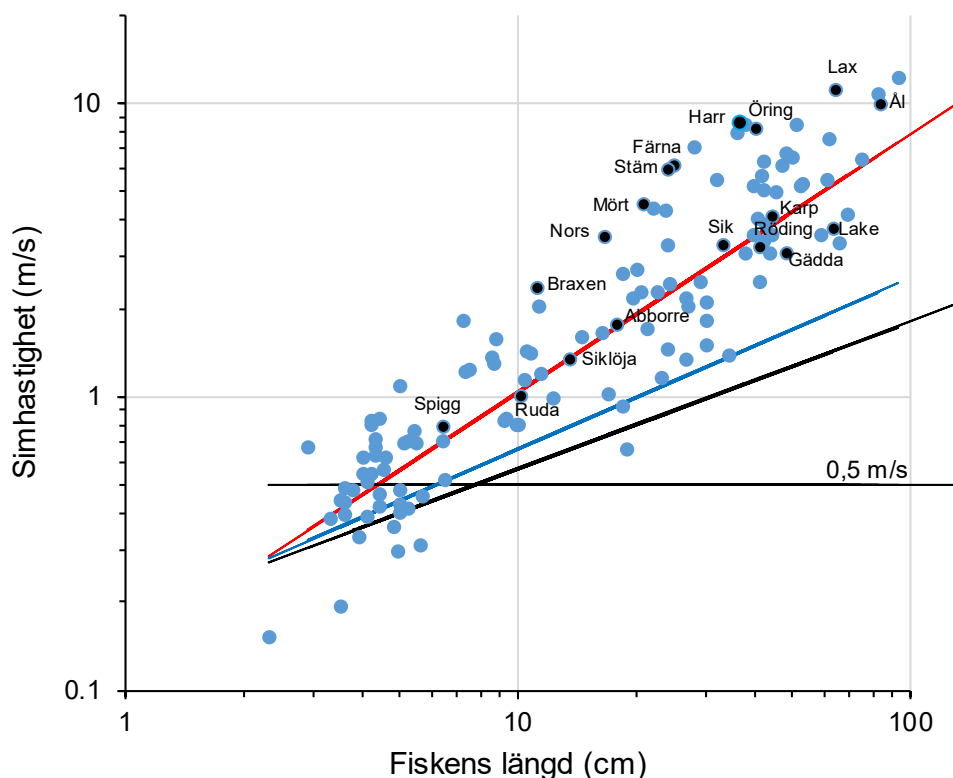
Simkapaciteten varierar mellan arter och beror också i stor utsträckning av storlek på fisken. Det är därför vanligt att simhastighet uttrycks i antal kroppslängder per sekund men i rapporten används m/s då detta enklare översätts till strömhastigheter i en fiskpassage. Fiskens simhastighet definieras ofta utifrån hur länge fisken kan upprätthålla en viss hastighet innan den blir utmattad: "marschhastighet" är den simhastighet fisken kan upprätthålla i mer än 200 minuter, "förhöjd hastighet" är den hastighet fisken kan upprätthålla i mellan 20 s och 200 minuter innan utmattning, "sprinthastighet" är den

hastighet fisken kan upprätthålla i upp till 20 s innan utmattning (BMLFUW 2012). Ett begrepp som även används är kritisk simhastighet, vilket motsvarar den hastighet som råder när fisken avbryter simningen mot strömmen i försök där vattnets strömhastighet ökas successivt. Eftersom den kritiska simhastigheten uppnås efter ett mera utdraget simmande jämfört med vid sprintförsök behöver fiskens muskler syre. Den kritiska simhastigheten är därför beroende av hjärtats kapacitet att förse kroppen med syrerikt blod och av den anledningen blir även den kritiska simhastigheten temperaturberoende (Brett 1967). Vid korta rusningar vid vilka sprinthastigheten nås hinner kroppen inte förse musklerna med syre, vilket är en av anledningarna till att sambandet mellan sprinthastighet och temperatur är mycket svagare än för uthålligt simmande och kritisk simhastighet.

Karpfiskar, abborrfiskar, laxfiskar m. fl. rör sig framåt genom att röra på stjärtfenan och simhastigheten beror till stor del på frekvensen på stjärtfenans rörelser. Ål och flodnejonögon tar sig framåt genom att svänga med hela kroppen ("åla sig fram") vilket gör att de uppvisar betydligt lägre maxhastighet (DWA 2014). Generellt har arter med lax- eller mörtliknande form bättre simkapacitet än arter som har en något tillplattad kroppsform som lake och simpör.

Katopodis och Gervais (2016) har sammanställt en databas med 127 fiskarters simkapacitet. De flesta arter är nordamerikanska, men 18 av dem finns även i Sverige. Den stora variationen av arter ger en bra bild av vilka strömhastigheter som inte bör överskridas i en fiskpassage om målarter med olika egenskaper ska kunna passera. En sammanställning av kritiska simhastigheter från Katopodis och Gervais (2016) visas i Figur 10. I figuren redovisas även Azumas (1992) samband mellan fiskars sprinthastighet, marschhastighet och längd.

Baserat på data från Katopodis och Gervais (2016) är den kritiska simhastigheten ca. 10 % lägre vid 10 °C jämfört med vid 15 °C och ca. 20 % lägre vid 5 °C jämfört med vid 15 °C. Vid dimensioneringen av fiskpassagen bör man alltså inte utgå från en fisks simkapacitet vid höga temperaturer om fiskvandringen sker när vattnet är kallare (exempelvis sent på hösten eller tidigt på våren).



Figur 10. Uppmätt maximal kritisk simhastighet för 127 fiskarter (främst nordamerikanska, Katopodis och Gervais, 2016) visas med punkter. Svenska arter har markerats med svarta symboler intill artnamnet. Den ljusblå linjen visar den genomsnittliga kritiska simhastigheten. Röd linje visar sambandet mellan sprinthastighet och längd som redovisas i Azuma (1992). Den svarta tjocka linjen visar Azumas samband mellan fiskens längd och marschhastighet. Temperaturintervallet i experimenten med de svenska arterna var 10-16,5 grader, median=12,3 grader. Att arter som röding, sik och siklöja hamnat lågt jämfört med andra likformiga arter beror delvis på att temperaturen var lägre i experimenten med dessa arter.

Målarter med speciella behov

Tack vare sin starka simförmåga och höga motivation kan lax passera många olika typer av passager (Bunt m. fl. 2012), men för effektiv passage krävs höga vattenhastigheter och tillräckligt utrymme. För god attraktion av uppströmsvandrande lax behövs vattenhastigheter på 2–2,4 m/s (Larinier 2002b). I sammanställningen av Noonan m. fl. (2012) anges att passageeffektivitet i uppströmsriktning ökar för laxfiskar med ökad vattenhastighet i passagen: vid en vattenhastighet på 0,5 m/s varierade passageeffektiviteten mellan 15–35 % och vid en vattenhastighet på 2,5 m/s var passageeffektiviteten 95–100 % i två studier och ca 40 % i en tredje. I vattendrag där lax är en av många målarter kan passager av olika typ vara en möjlighet för att tillgodose behov hos både lax och svagsimmande arter. Detta kräver dock mer vatten för att basfunktion i båda passagera ska upprätthållas.

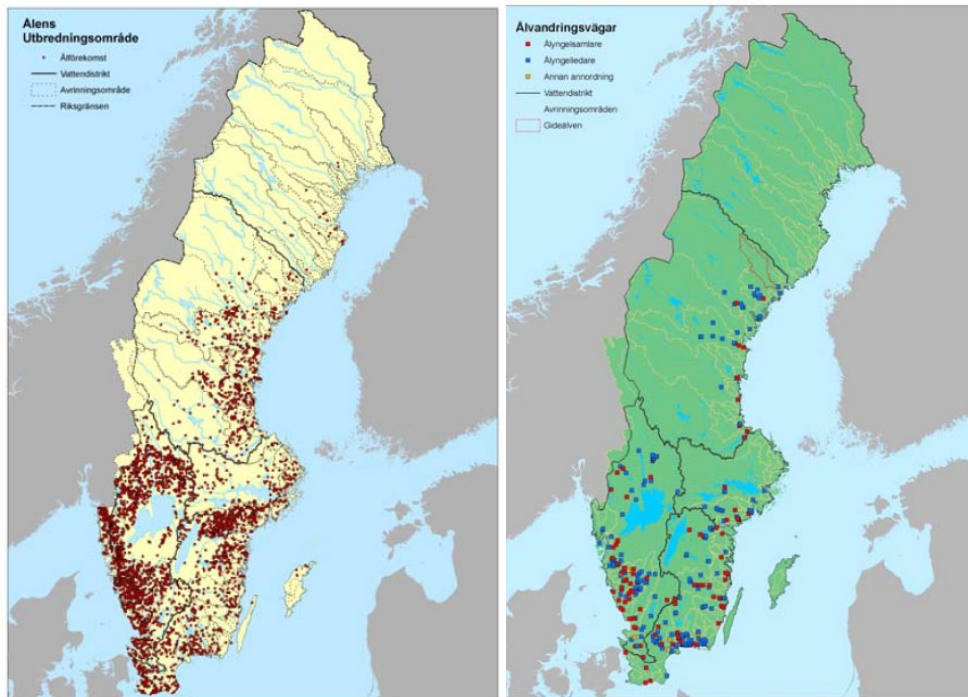
En art som bör visas extra hänsyn är ålen. Den är den enda fisk som nyttjar sötvatten som uppväxtområden, som är listad som akut hotad i den svenska rödlistan. I den nationella förvaltningsplanen för ål är målet satt utifrån ett tänkt tillstånd där inte antropogena faktorer har påverkat beståndet, och den

utvandring som i så fall skulle ha funnits. Målet är att minst 40 % av denna mängd utvandrande ålar idag ska ha stor sannolikhet att nå havet (Anonym 2008). Detta mål är inte uppnått (HaV 2015) och i de fall ål förekommer i vattendraget eller det finns historiska förekomster av ål (Figur 11), bör ålen vara aktuell som målart.

Ålens krav på passagelösningar skiljer sig från de flesta andra arter: de vandrar t.ex. uppströms som unga, tillväxer i sötvatten, och vandrar sedan nedströms som vuxna. Den unga ålen tar sig uppströms med hjälp av struktur på botten och den låga hastighet som råder där, då ålens simkapacitet är låg. Speciella ålyngelledare eller ålyngelsamlare kan anläggas, och har anlagts på många platser, för att möjliggöra ålens uppströmspassage. Dessa är ofta utformade som en smal ränna med någon typ av substrat i botten som hålls fuktigt och möjliggör för ålen att kravla sig uppåt (för mer information om utformning se bilaga 5.5 avsnitt om speciella lösningar för ålyngel).

En vanlig uppfattning är att ålen vandrar djupt på sin väg nedströms men vid en studie med märkta ålar i Motala ström vandrade en stor del av ålarna nära ytan (Leonardsson m. fl. 2017). För mer detaljerad information kring ålens uppströms- respektive nedströmsvandring hänvisas till Calles m. fl. 2013a där även passagelösningar beskrivs.

Inom Energiforskningsprojektet Krafttag Ål har ett flertal rapporter tagits fram. Ny teknik såsom skonsam drift med varningssystem har undersökts via litteraturstudier inom projektet (Jeuthe and Leonardsson 2017). En teoretisk studie har vidare gjorts av möjligheter att anlägga fingaller vid utvalda kraftverk (Emanuelsson m. fl. 2017). För effektiv skonsam drift krävs pålitliga varningssystem som signalerar när ålen mest troligt är på väg nedströms. Enligt författarna till litteraturstudien saknades dessa system vid tiden för rapporten. De rekommenderade ändå att flödet skulle styras om till mer fiskvänliga turbiner där så var möjligt i Göta älv, och att körningen skall anpassas för att minimera dödlighet vid turbinpassage vid turbiner i Motala ström, vid tidpunkter då traditionellt en stor mängd ålar vandrat nedströms i dessa viktiga ålvattendrag (Jeuthe and Leonardsson 2017). Även inom delprojektet för att anlägga fingaller vid Göta älv (stort kraftverk) identifierades kunskapsluckor vilka enligt författarna skulle kunna orsaka väldigt höga kostnader, och även säkerhetsrisker, om fingaller anlades i Göta älv (Emanuelsson m. fl. 2017).

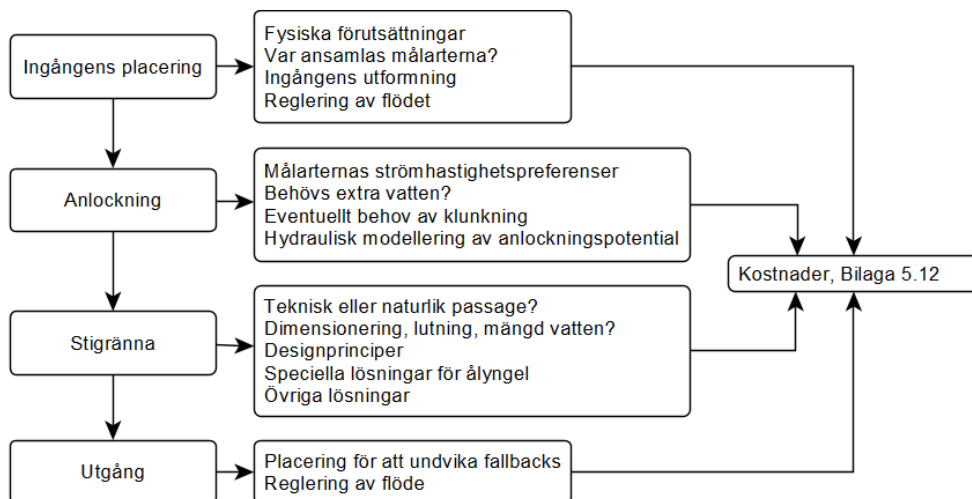


Figur 11. Ålens utbredningsområde 2008 (till vänster) och åtgärder för att främja ålens vandring: ålyngelledare, ålyngelsamlare och övriga konstruktioner (till höger). Källa Förvaltningsplanen för ål (Anonym 2008).

Bilaga 5.5. Lösningar för uppströmsvandrande fisk

Arbetet med att utforma en passagelösning för uppströmsvandrande fisk beskrivs i fem avsnitt i denna bilaga. Det första avsnittet handlar om ingångens placering. Detta har stor betydelse för fiskens möjlighet att hitta ingången (utloppet) och möjligheterna till anlockningen av fisk (se separat stycke om anlockning). Därefter följer ett avsnitt som beskriver stigrännans utformning, följt av ett avsnitt som beskriver hur man anlägger utgången uppströms. Avslutningsvis i bilagan finns ett särskilt avsnitt som beskriver lösningar för uppströmsvandrande ålyngel.

Flödesschemat i Figur 12 visar arbetsgången med att utforma en passagelösning för uppströmsvandrande fisk, med hänvisningar till de avsnitt som innehåller den information som beskrivs översiktligt i flödesschemat.



Figur 12. Flödesschema för att hitta en fungerande passagelösning för uppströmsvandrande fisk med hänvisning till de delar av texten i bilagan som beskriver den del av processen som anges i respektive box.

Placering av ingång till uppströmspassage (utlopp)

Ingången till en uppströmspassage bör i första hand placeras i området där fisken stoppas i sin vandring (dvs. vid turbinutlopp eller foten av en damm). Denna plats är ofta den längst uppströms liggande punkten som följer huvudfåran i vattendraget (Baek and Kim 2014). Lax följer ofta huvudströmmen på väg uppströms medan till exempel öring, harr, lake och juvenil fisk simmar uppströms närmare stranden (BMLFUW 2012). Enligt rekommendationer bör placeringen av ingången till en uppströmspassage ske så nära huvudströmmen som möjligt. Vid kraftverk bör ingången placeras så nära turbinutlopp som möjligt (DWA 2014), men områden med kraftig turbulens bör undvikas. Det viktiga är att fisken har chans att känna av lockvattnet och hitta ingången vilket underlättas i ett anslutande område med lugnare vatten där fisken naturligt samlas för att vila. Lokalkännedom om var fisken ansamlas är därför viktig. Om det inte finns något befintligt område med lugnare vatten i anslutning till huvudströmmen bör man överväga att skapa en sådan miljö dit lockvattnet kan nå.

Om fisken tenderar att ansamlas på fler än ett ställe vid hindret, eller om vattendraget är väldigt brett, kan det finnas anledning att överväga flera öppningar till fiskpassagen. Man bör dock ha i åtanke att mängden vatten som krävs för funktion och anlockning då ökar totalt sett, eller behöver fördelas på fler ingångar. Ett annat alternativ är att man undanröjer de "viloplatser" som är svåra att nå med lockvatten för att styra fiskarna till de "viloplatser" där de kan känna av lockvattnet. På platser där vattennivån varierar kraftigt, och ingången därför riskerar att vara otillgänglig vid vissa vattennivåer, kan flera ingångar till passagen vara en lösning. För att minimera mängden vatten till anlockning i en sådan situation kan man alternera och hålla en passageöppning stängd efter behov. På så sätt kan man koncentrera anlockningen till den öppning som för tillfället är mest effektiv utifrån rådande vattennivå.

Det är viktigt att beakta hur de olika flödesförhållandena ser ut på platsen, och hur dessa flödesförhållanden påverkar möjligheterna för god anlockning vid den tilltänkta ingången (utloppet) av passagen. Vid höga flöden blir det ofta mycket turbulent just nedanför utskov, vilket kan försämra fiskens förutsättningar att uppfatta anlockningsströmmen under sådana förhållanden (Figur 13). Provtappningar kan vara ett bra sätt att skapa sig en uppfattning om flödesförhållandena på den specifika platsen. Alternativt kan flödesmodelleringar utföras (se vidare bilaga 5.6 hydraulisk modellering).

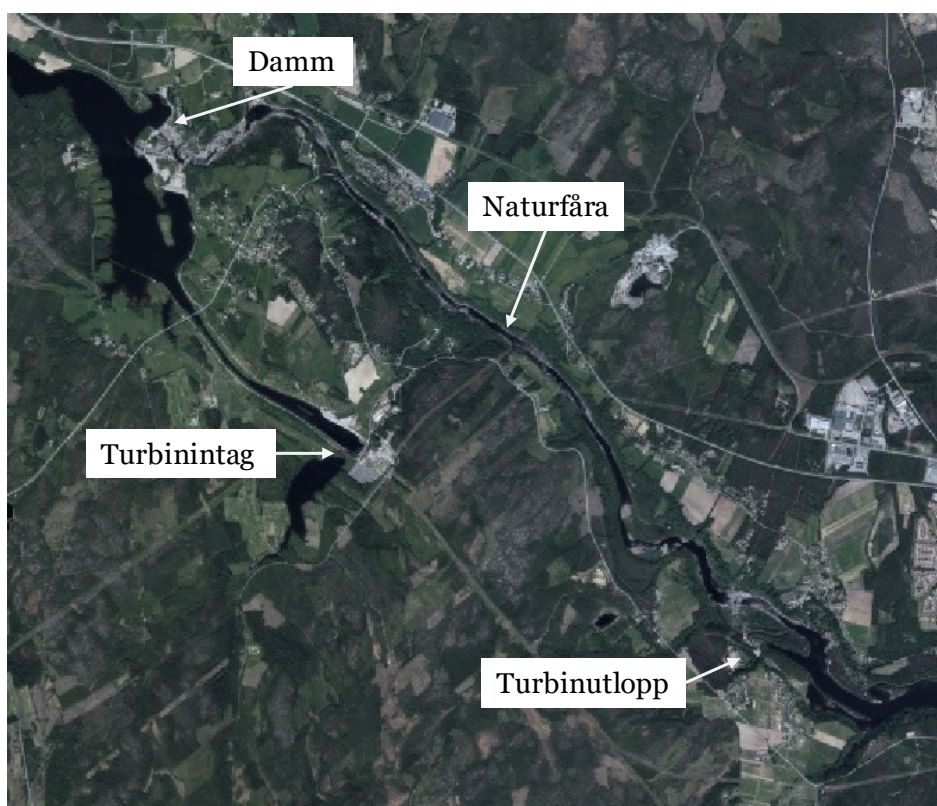


Figur 13. Ingången (röd pil) till fiskpassagen är placerad i ett område som blir mycket turbulent vid högflöden. Foto: Fiskevårdsteknik.

Istället för att placera ingången mitt i huvudfåran, där tillgängligheten för underhåll och drift kan vara begränsad, är det ofta mer praktiskt att ha

ingången till fiskpassagelösningen vid stranden. Det är då viktigt att fisken attraheras av flödet som kommer ur passagen så förutsättningarna att skapa anlockning är viktiga att tänka på vid val av placering av ingången till uppströmspassagen. För att underlätta för fisken att hitta ingången till passagen kan man försöka nyttja de fysiska förutsättningarna på platsen. Man kan också se över möjligheterna att skapa eller modifiera befintliga strukturer i vattnet för att både skapa bättre anlockning och fysiskt styra fisken mot ingången (DWA 2014, Li m. fl. 2019).

I fall där turbinutlopp och kraftverksdamm ligger vitt skilda från varandra (Figur 14), och dammen nås via en naturfåra (även gammal älvfåra, ibland torråra), finns risk att fisken har svårt att hitta rätt väg till en eventuell passage. Fisk ansamlas generellt vid turbinutloppet vid förhållanden när det dominerande flödet går genom turbinen, och nedströms dammen i naturfåran när det dominerande flödet passerar dammen (sker primärt vid högflöden). Om passagen ligger i anslutning till dammen kan fisken ha svårt att hitta den under normal flödesregim. Om den ligger i anslutning till turbinutloppet finns å andra sidan en risk att fisk fastnar vid dammen om de lockats dit av spill vid högflöde. Där det är möjligt kan det då vara fördelaktigt att anlägga passagelösningar på båda platserna (Larinier 2008). Med två passager ökar det totala behovet av vatten och man kan se över möjligheterna att alternera vilken passage som är öppen för att maximera anlockning och funktion för att passera fisk förbi anläggningen.



Figur 14. Naturfåra i Umeälven vid Stornorrfors kraftverk. Naturfårans längd är ca 8 km mellan dammen och turbinutloppet. © Lantmäteriet Geodatasamverkan.

I fall med naturfåror där endast en passage är möjlig bör följande frågor ställas för att identifiera den bästa placeringen av passageingången:

- Anlockning – utvärdera var fisk ansamlas vid de vanligaste förekommande vattenflödena under vandringsperioden genom att studera var det dominerande flödet passerar vid olika förhållanden.
- Utloppskanalens längd – där utloppskanalen från turbinerna är lång försvåras anlockningen till naturfåran.
- Habitat/livsmiljöer i naturfåran – genom att placera fiskpassagens ingång (utlopp) överst i naturfåran kan fiskpassagens vatten tillgodogöras i naturfåran och ibland återskapa strömhabitat. Vid långa naturfåror med värdefulla strömhabitat kan detta vara av stor vikt.

En avgörande faktor är oftast längden av naturfåran. Vid långa naturfåror är det oftast fördelaktigt att fiskpassagens ingång (utlopp) placeras vid dammen, dels på grund av skillnaden i fallhöjd, dels för att åstadkomma habitat i naturfåran där möjlighet finns. Längden på naturfåran kan variera från flera mil (exempel Stalons kraftverk, Ångermanälven) till endast några fåtal meter. Vid korta naturfåror kan det vara mer lämpligt att placera fiskpassagen vid turbinutloppet för att uppnå en optimal anlockning.

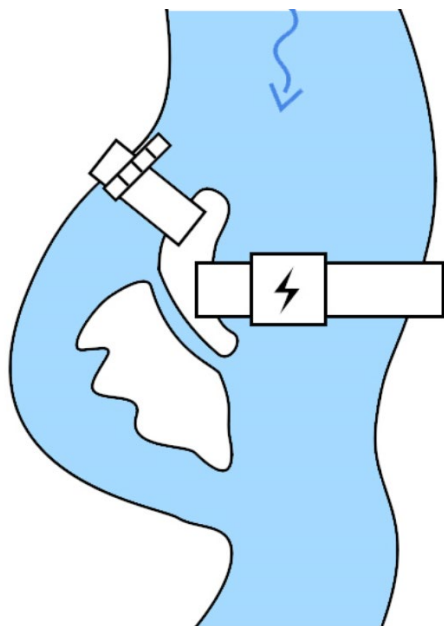
När fiskpassagen ligger i anslutning till en damm bör man försöka lägga ingången till uppströmspassagen på den sida av naturfåran som är djupast för att underlätta för fisken att ta sig dit (Figur 15). Vidare är det viktigt att försäkra sig om att hela naturfåran är vandringsbar fram till fiskpassagen. Eftersom flödet i naturfåran oftast är betydligt lägre än innan dammbyggnaden kom till, kan passager som tidigare varit lätta att passera utgöra vandringshinder när flödet är begränsat. Provtappningar med det tänkta flödet bör göras för att identifiera potentiellt problematiska partier som behöver åtgärdas. I vissa fall kanske det ändå visar sig senare att något parti i naturfåran som, trots att det åtgärdats, behöver modifieras ytterligare. Det är då bra om det finns möjlighet att styra om vattnet eller att villkoren är utformade så att modifieringar är möjliga även under vandrings säsongen.



Figur 15. Placering av ingången på den djupa sidan ökar chansen att fisken ska kunna hitta ingången till passagen. I detta fall saknas dock tydligt anlockningsflöde vilket skulle behöva tillföras under vandringsperiod. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.

I det fall fiskpassagens utlopp placeras vid dammen i naturfåran behöver anlockningen till naturfåran säkerställas. Detta kan göras genom ett relativt högt flöde i naturfåran, klunkning eller styranordningar (se stycke nedan om klunkning). Förutsättningarna att få till bra anlockning i sådana situationer torde vara relativt goda i små vattendrag och där avståndet till utloppet från turbinerna är litet. Däremot är det en stor utmaning i ett stort vattendrag vilket svårigheten att få till bra anlockning i sammanflödesområdet i nedre Umeälven vittnar om, trots alternering mellan 20 och 50 m³/s i naturfåran.

I vissa fall kan en passage mellan naturfåran och turbinutloppet vara ett alternativ att överväga Figur 16, vilket förutsätter att de geotekniska förhållandena i anslutning till utloppskanalen medger en sådan lösning utan att verksamheten riskeras. Det är dock oftast svårt att hantera den nivåvariation som kan uppstå i naturfåran. En tröskel kan då behöva anläggas i naturfåran, för att skapa en pool där inloppet till passagen kan anslutas. Passagen kan till exempel utformas som en slitsränna för att bättre hantera nivåvariationer i naturfåran.



Figur 16. Passage mellan turbinutlopp och naturfåra för att underlätta för fisk att hitta passagen vid stora avstånd mellan passagen vid dammen och turbinutloppet. Illustratör: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

Det är viktigt att en fiskpassage vid dammen i naturfåran har god anlockning även vid höga flöden genom dammen. Annars uppstår en situation där fisk anlockas till naturfåran och dammen när flödet är högt, men har svårt att hitta fiskpassagen. Av denna anledning kan ett inlöp erbjuda en fördelaktig lösning då det oftast kan hantera stora flöden. Ett exempel på detta är Herting i Ätran, där ett V-liknande inlöp anlagts och innebär att fisk kan hitta upp genom dammen även vid höga flöden (Figur 17). Ett annat alternativ är att lägga huvuddelen av spillet på utskovet närmast ingången till fiskpassagen och skapa ett naturligt inlöp som skapas genom att installera en ”vinge” strax uppströms ingången för att styra ut vattnet från utskovet några meter från stranden. En sådan lösning gör att lax och öring hittar in i fiskpassagen i Norrfors, nedre Umeälven, även när det spills $>100 \text{ m}^3/\text{s}$ genom utskovet. Det bör dock nämnas att perioder med höga spill normalt är kortvariga eftersom kraftverken vanligen är dimensionerade för att sluka flöden som är högt över medelvattenföringen. Principen är dock densamma om det är ett utlopp från kraftverksturbinerna istället för ett spill från dammen.



Figur 17. V-liknande inlöp i Halland. © Lantmäteriet Geodatasamverkan.

Ingångens utformning

För att utforma utloppet på fiskpassagen måste först variationer i vattenståndet nedströms hindret utredas. Om dessa uppgifter saknas kan inmätningar vid olika vattenföringar behövas. Det finns enkla tryck-temploggrar som kan användas i kombination med sådana inmätningar för att dokumentera nivåvariationerna under den period fiskvandringen förväntas. För att inte utloppet av fiskpassagen ska bli för brant vid låga vattennivåer bör utformningen i första hand utgå från dessa låga vattennivåer. En tumregel är att anpassa utloppet så att det fungerar som bäst vid de nivåer som dominerar under vandringsperioden.

Ingången bör utformas med målsättningen att bilda en koncentrerad strömpelare (jet) vid stigrännans utlopp för god anlockning. Hastigheten vid utloppet på stigrännan ska vara mellan 0,8–2,0 m/s (DvWK 2002). Om någon av målarterna är svagsimmande behöver en del av ingången erbjuda lägre strömhastigheter än så, vilket kan åstadkommas med en klack i botten. Det kan vara lättare för fisken att hitta ingången till passagen om vattnet strömmar ut ur passagen än om vattnet faller ned ur passagen (Calles m. fl. 2013a), men detta beror av de lokala förutsättningarna och vilken/vilka målarterna är.

För att skapa en koncentrerad strömpelare är det viktigt att ingången till passagen inte är för bred. Ett alternativ är att använda ejektorpumpar för att skapa en koncentrerad strömpelare. Dessa fungerar så att man skickar in en stråle med vatten med hög hastighet som drar med sig en större mängd vatten vilket leder till ökad vattenhastighet för hela anlockningsflödet. Vattnet som pumpas in kan komma från ovan eller nedan dammen.

Ett omlöp kan förses med stora block på båda sidor för att skapa en smal och djup passage, alternativt utformas med branta sidor och smal botten. I de fall fiskpassagen mynnar i en djup bassäng bör om möjligt botten släntas av från fiskpassagens utlopp ned till botten. En avsläntning minskar turbulensen under

fiskpassagens mynning, samt möjliggör för svagsimmande fisk och annan fauna att röra sig längs botten hela vägen in i passagen (DVWK 2002).

Reglering av flödet och vattennivån i passagen

När det finns behov av underhåll i passagen kan möjligheten att stänga flödet både uppströms och nedströms vara viktigt. Detta bör därför tas med redan i planeringen och ritningen för passagelösningen. Ibland behöver flödet i en passage regleras och inte vara beroende av hur vattennivån uppströms fiskpassagen varierar. När flödet genom fiskpassagen inte kan regleras finns risk att fiskpassagens funktion varierar med det varierande flödet. Vid höga flöden kan fisk till exempel riskera att hamna utanför fiskpassagen. Väldigt höga flöden kan också riskera att förstöra konstruktioner som ett omlöp till exempel. Det är viktigt att regleringen i sig inte utgör ett ytterligare hinder för fisken med kraftigt ökandevattenhastigheter eller förhöjd nivåskillnad till exempel (Figur 18). Den dimensionering som gäller övrig fiskpassage, med avseende på vattenhastighet, nivåskillnad mellan bassänger och utrymme, rör också konstruktionen för reglering av flödet. Om en stor nivåskillnad ska regleras bör detta spridas ut på flera bassänger eller flera regleringsluckor (Larinier 2002c). Ett annat alternativ är att ha flera inlopp till passagen som kan användas vid olika flöden (op. cit.).



Figur 18. En lucka i omlöp som används vid reglering leder till höga vattenhastigheter som kan vara svåra att passera för svagsimmande arter. Bilden är tagen från nedströmssidan. Foto: Fiskevårdsteknik.

Reglering av flödet sker vanligtvis med någon form av luckor eller sättar som regleras för att öka eller minska flödet vid extremflöden. Dessa luckor kan till exempel öppnas i sidled likt en dörr eller vara fästa vid ett överfall i en bassängtrappa och då vinklas nedströms. Om fiskpassagen behöver vara öppen

även under icke-vandringssäsong, exempelvis under vintern, kan regleringsluckor användas för att minska flödet i fiskpassagen. Under dessa perioder är dock fiskpassagens funktion som vandringssväg nedsatt. Omlöp bör dock utformas för att kunna hantera även de högsta förekommande nivåerna utan att rasera eftersom högflöden kan komma plötsligt innan reglering hinner ske.

Det finns goda erfarenheter av inlopp till omlöp som har en lucka och en tröskel bakom som gör att vattennivån på baksidan av tröskeln (nedströms) följer vattennivån på uppströmssidan och bromsar flödet och håller nere vattenhastigheten igenom luckan på väg in i passagen. När flödet är lågt är det luft i luckan men när flödet är högt stiger vattnet till följd av tröskeln nedströms och luckan börjar bromsa vattnet. För mer information om utformning hänvisas till projektering av fiskväg i Knipån (Sjöstrand 2008).

I inlöp kan vatten även avbördas över skibordsdammen vid höga nivåer, utöver den dimensionerande tröskeln. Skibordsdammens avbördning kan beräknas med hjälp av ekvationen för fri utströmning över horisontella skibord (se nedan).

$$Q = C \frac{2}{3} \sqrt{2g} (h)^{1.5} b$$

Q = flödet [m^3/s]

$C = 0,602 + 0,083 h/p$

h = vattenhöjden över överfallet [m]

b = bredd på överfallet [m]

Formeln för flödet gäller med följande begränsningar	
p	Skall vara minst 30 cm
b	Skall vara minst 30 cm
h	Skall vara minst 3 cm och högst 75 cm
h/p	Får inte vara större än 1

Vid hög avbördning över skibordsdammen kan bakdämning ske i inlöpet om inte nederdelen av inlöpet anpassas för höga flöden. Detta måste därför beaktas vid utformningen. För inlöp med långa skibordsöverfall ökar flödet mycket vid liten ökning av övervattenytan (vattenytan uppströms) när nivån ligger över skibordsdammen. Av denna anledning har inlöp en nivåutjämnande effekt på övervattenytan, vilket kan vara en positiv egenskap.

För att hantera nivåvariationer i ett omlöp kan inloppet (utgången) utformas som en slitsränna (exempel Figur 19). För att uppnå en eftersträvd funktion krävs dock ett tillräckligt antal slitsar för att hantera nivåvariationen utan att fallet per slits blir för stort. Dimensioneringen är densamma som för en slitsränna men vattenytan nedströms regleras istället av omlöpets flödesdimensionerande tröskel.



Figur 19. Omlöp som är utformat som en hybrid mellan slitsränna och en naturlig stigränna. De inledande 7 slitsarna möjliggör en jämn flödesregim i omlöpet trots varierande övervattenyta. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

En annan variant för att reglera flödet i inloppet till en fiskpassage är med hjälp av sättar som läggs till eller tas bort för att reglera öppningen och därigenom flödet i passagen (Figur 20). Vid regleringsdammar kan vattennivån variera flera meter. För att hantera detta kan flera inlopp (utgångar) till fiskpassagen användas, placerade på olika nivåer. Vid höga vattennivåer är de undre inloppen stängda och den övre öppningen öppen. Efter hand som flödet minskar och vattnet sjunker öppnas nästa lucka varpå flödet ökar.



Figur 20. Enkel reglering av inflöde till passage via sättar. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

Anlockning

För att kunna ta ställning till var ingången lämpligast placeras och hur den bör utformas för att få så bra anlockning som möjligt, krävs kunskap om de vandrande fiskarnas beteende och preferenser. Fisk som vandrar uppströms i vattendragen förhåller sig ofta till huvudströmmen för att orientera sig (Northcote 1984). Det innebär inte nödvändigtvis att de simmar i den starkaste strömmen utan kan utnyttja strömkanten som finns i ytterkanterna av huvudströmmen. Svagsimmande arter som simmar uppströms för lek kan välja partier närmare stranden eller närmare botten där strömhastigheterna generellt är lägre. Oavsett så leder uppströmsvandringen till att de, i vattenkraftsreglerade vattendrag, leds mot turbinutlopp. För att locka fisk till ingången till passagelösningen handlar det därför ofta om att attrahera uppströmsvandrande fisk i konkurrens med turbinutlopp.

Det behövs plats-specifika studier för att avgöra vilket anlockningsflöde som krävs för att tillgodose målarternas preferenser (Fjeldstad m. fl. 2018). För många arter är det dock inte flödet i sig som är avgörande utan vattenhastigheten. Till exempel har det uppgetts att för god attraktion av lax krävs vattenhastigheter på mellan 2,0 och 2,4 m/s (Larinier 2002b). Det innebär i praktiken att anlockningsflödet behöver resultera i de strömhastigheter som målarterna attraheras av i de områden där fiskarna passerar i vattendraget utanför passagens ingång. Flödets roll i det sammanhanget är generellt att ju högre flöde, desto högre vattenhastighet. Rekommendationer som tidigare nämnts i den vetenskapliga litteraturen är ett utflöde från fiskpassagen som motsvarar ca 2–5 % av det totala vattenflödet (Larinier m. fl. 2002, River 2013). Wolter och Schomaker (2019) fann ett

positivt samband mellan funktionen och andel av flödet som användes i 193 studerade fiskpassager. De såg också att förhållandet var omvänt i relation till storleken på vattendraget. Det innebär att i stora vattendrag kan det räcka med mindre andel flöde i fiskpassagen. I små vattendrag kan man däremot inte minska andelen flöde i fiskpassagen utan att funktionen i passagen samtidigt blir sämre. Detta beror på dimensioneringen, då det finns nedre gränser för hur lite vatten en fiskpassage behöver för att fungera. Denna vattenmängd utgör i små vattendrag en större andel av det totala medelvattenflödet jämfört med i stora vattendrag.

I vissa fall behövs mycket vatten för att locka fisken att simma in i fiskpassagen, men i andra fall kan det fungera bra även med mindre andel anlockningsflöde. För att använda vattnet på ett effektivt sätt kan flödet i vissa fall anpassas utifrån vandringstider och säsongvariation. Om syftet med passagen är att potadroma arter ska kunna ha utbyte med populationer upp- eller nedströms, även om de inte nödvändigtvis måste vandra för att fullfölja sin livscykel, krävs det inte starka anlockningsströmmar. I så fall kan fokus (snarare) ligga på att göra miljön i passagen så attraktiv som möjligt för dessa arter, vilket kan innebära lugnflytande och icke turbulent flöde (Larinier 2002b). Eftersom utmaningen att anlocka fisk till en passage främst gäller de med uttalad vandring, alltså rörelser som är synkroniserade hos flera individer och med en tydlig riktning, handlar merparten av denna bilaga om vad som krävs för att passera dessa målarter.

Fiskens enda möjlighet att känna av anlockningsflödet är i området innanför huvudströmmen där anlockningsströmmen är starkare än de konkurrerande strömmarna (O'Connor m. fl. 2015). Om anlockningsströmmen riktas vinkelrätt mot huvudströmmen blir anlockningssträckan kortast möjliga (Figur 21), och om pelaren inte når ända ned till botten är det mindre sannolikt att fisken kommer i kontakt med anlockningsströmmen jämfört med om anlockningsströmmen vinklas nedströms.



Figur 21. Vinkelrät mynning vilket ger ett kort anlockningsflöde vilket i detta fall förmodligen kan vara svårt för fisken att identifiera givet turbulensen och vattenhastigheten i området utanför mynningen (ingången för uppströmsvandrande fisk). Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

Om fiskarna vandrar nära stranden kan anlockningsflödet vara nästan parallellt med huvudflödet (BMLFUW 2012) (Figur 22). Enligt Seifert (2012) är en vinkel mindre än 30° att föredra och en vinkel över 45° bör undvikas. Om mynningen placeras nära ett lugnare område, till exempel ett bakvatten, där fisken naturligt ansamlas, kan fiskarna lättare känna av anlockningsflödet (DVWK 2002). Där naturlig struktur saknas kan anläggandet av struktur i vissa fall bidra till att optimera platsen där fiskpassagen mynnar ur ett anlockningsperspektiv. Ett exempel på detta kan vara nedströms en stor sten/klippa eller annan fysisk struktur. I Lögdeälven i Ångermanland finns en bassängtrappa som sträcker sig en bit ut i älven vilket skapar ett lugnvatten på "läsidan" av denna struktur där fisken ansamlas. Där valde man att göra ett urtag i sidan på trappan så att utloppet mynnar i detta lugna område där fisken naturligt samlas. Detta gjordes för att underlätta för fisken att identifiera ingången och därigenom förbättra uppvandringen i fiskpassagen (Carlsson m. fl. 2016).



Figur 22. Myrning parallellt med huvudflödet. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.

Några viktiga principer för anlockningsflödet är att det inte ska finnas återcirkulerande virvlar. Även vattnets turbulens och acceleration har stor betydelse för hur fisken attraheras eller repelleras av en anordning (Larinier 1998 ur Calles 2013). Fiskar kan försöka undvika turbulens för att inte tappa orienteringen (Silva m. fl. 2016) men kan i vissa fall attraheras av turbulens om turbulensen kan sänka energikostnaderna för fisken (Russon m. fl. 2010).

Tillskapande av anlockning, behövs extra vatten?

För att få fiskar att simma in i passagelösningen behövs i många fall mycket mer vatten än vad som krävs i själva fiskpassagen för att fiskarna skall kunna vandra effektivt. Till exempel så används ca 1,2 m³/s i fiskpassagen vid Stornorrforss kraftverk i Umeälven i Västerbotten, men ytterligare drygt 20 m³/s, som enligt dom ska släppas i naturfåran för att möjliggöra för fisk att simma till passagen, förstärker anlockningen vid fiskpassagens ingång. Här har man installerat ett minikraftverk som utvinnet energi ur det extra "lockvattnet" innan detta går in i fiskpassagens nedre del och bildar anlockningsflöde. Ett annat alternativ där det saknas anlockningsflöde är att pumpa vatten från nedströms dammen och på så vis öka andelen vatten till anlockningen.

Klunkning

Klunkning innebär att vattenflödet ökas temporärt, oftast i naturfåran, för att anlocka fisk. Generellt får klunkning bättre effekt ju högre och långvarigare klunken är. Bäst effekt uppnås om körningen i kraftverket anpassas, dras ned eller stängs av helt, under klunken.

Vid Strömsbro, Testeboån i Gästrikland, genomfördes klunkning en dag i veckan med 24 h varaktighet genom att stänga kraftverket och låta allt vatten passera dammen där fiskpassagen var placerad. Effekten av klunkarna var mycket tydlig då nästan all lax passerade i samband med klunkarna. För öringen fanns det också ett samband med en ökad vandring vid klunktillfällena även om det inte var lika tydligt som för laxen (Kläppe 2016). Klunkning har använts under flera årtionden i nedre Umeälven och liksom i Testeboån är effekten mycket påtaglig. Några dagar efter klunkar på 50 m³/s registreras tydliga toppar i uppvandringen i fisktrappan. Det kan dock uppstå en begränsning som en följd av klunkningarna i vissa system, som i nedre Umeälven. Klunkningarna lockade upp lax och öring i naturfåran men samtidigt försvårade klunkningen för laxarna att passera Baggböleforsen som utgör ett vandringshinder vid 50 m³/s. Däremot kunde laxarna passera forsen när klunkningarna avslutades och flödet återgick till 20 m³/s.

Varaktigheten i klunkarna måste anpassas så att fisken har tid att svara på det ökade flödet och ta sig igenom passagen eller till en punkt där de sedan kan vandra vidare när flödet återgår till det normala. Det kan krävas provklunkning och utvärdering för att bestämma den optimala varaktigheten av klunkarna. Vid klunkar kortare än 24 h behöver de anpassas till de aktiva vandringsperioderna under dygnet. Även frekvensen av klunkarna måste anpassas för den fördröjning i vandringen som kan accepteras. Det är också viktigt att naturfårans utformning inte innebär att det finns platser där fisk strandar när flödet dras ned efter klunkningen.

En nackdel med klunkningsmetoden är om de vandrande fiskarna har en ”giving-up time”, vilket visat sig vara fallet för lax i nedre Umeälven (Leonardsson m. fl. 2013). Om klunkarna kommer med för låg frekvens hinner fler fiskar ge upp i sitt sökande efter möjligheter att ta sig vidare uppströms. Det är därför bättre om det går att få till en kontinuerlig anlockning istället för en periodisk lösning.

Hydraulisk modellering

Det finns verktyg för att modellera hydrauliken för att bilda sig en uppfattning om förutsättningarna för att skapa anlockning. Ett sådant verktyg är 3D-modeller vilka ofta avser CFD (Computational Fluid Dynamics) som lämpar sig för modellering av vattenströmningar i anslutning till en fiskpassage, till exempel med komplicerad hastighetsfördelning och turbulens (se bilaga 5.6 Hydraulisk modellering). Dessa modeller ställer dock stora krav på kompetens hos utföraren och på kvalitén på indata för bra resultat. 3D-modeller kräver också en stor beräkningskapacitet. Detta sammantaget gör 3D-modellering till en krävande och ofta kostsam process som framförallt är aktuell i större vattendrag där också svårigheten med anlockning är som störst. Modelleringen som beskrivs i bilagorna 5.6–5.8 handlar enbart om de hydrauliska förhållandena men skulle behöva inkludera fiskarnas beteende och preferenser för att kunna effektivisera fiskpassagerna enligt Andreasson, författare till bilagorna 5.6–5.8. Det pågår forskning för att förbättra kunskapen om

kopplingarna mellan hydraulik och fiskars beteende. Detta är dock ett komplext område där mycket fortfarande är okänt (Katopodis pers. kom. maj 2019, Silva m. fl. 2018).

Stigränna

I detta avsnitt redogörs för olika typer av stigrännor och generella principer för dimensionering, lutningar, vattenhastigheter etc. Inledningsvis ges information om olika stigrännor uppdelade i tekniska och naturlika stigrännor, samt utrymmesbehov för dessa. Sedan följer generella principer för uppströmspassage och vad man måste tänka på vid utformningen av stigrännan. Avsnittet avslutas med detaljerad information kring anläggandet av slitsrännor och omlöp då dessa är de typer som framförallt anläggs i Sverige idag.

Stigrännor brukar delas in i tekniska och naturlika där de tekniska ofta är utformade i betong eller trä och de naturlika i framförallt naturliga material. De tekniska utgörs bland annat av olika former av bassängtrappor, däribland slitsrännan, eller motströmsrännor. De naturlika utgörs av bland annat omlöp och inlöp.

Bassängtrappor (även kallad kammartrappor, eng. pool-and weir)

Olika typer av bassängtrappor benämns oftast utifrån utformningen på förbindelsen mellan bassängerna. I vissa bassängtrappor strömmar vattnet över bassängkanten ner i nästa bassäng vilket kallas bassängtrappa med överfall, (eng. *pool and weir*), i andra har man gjort någon typ av nedsänkning i mellanväggen där vattnet rinner över kallas också bassängtrappa med överfall, (eng. *pool and weir with notch*), andra har bottenhål i mellanväggen vilket kallas bassängtrappa med bottenhål, (eng. *pool and weir with orifices*) och vissa har kombinationer av dessa (Figur 23 och Figur 24). En annan typ av förbindelse är slitsar som ofta räcker hela vägen till botten och dessa kallas slitsrännor (eng. *vertical slot*). I tidigare litteratur har man ofta hållit isär slitsrännor och bassängtrappor men i denna rapport behandlas slitsränna som en typ av bassängtrappa eftersom principen med bassänger är densamma.



Figur 23. Bassängtrappa utrustad med PIT-tag antenner för registrering av återvandrande märkt lax och öring. Foto: Linda Vikström.



Figur 24. Bassängtrappa med nedsänkning och bottenhål. Foto: Lo Persson.

Vid utformandet av en bassängtrappa utgår man ifrån vilka arter som ska passera och anpassar vattenhastigheten med hjälp av bland annat nivåskillnaden mellan bassängerna då nivåskillnaden mellan bassängerna har stor inverkan på vattenhastigheten (Tabell 4). Därefter räknar man ut antalet bassänger som behövs utifrån fallhöjden som ska överbryggas.

Tabell 4. Nivåskillnadens påverkan på den genomsnittliga vattenhastigheten vid vattenytan i den nedre bassängen vid överfall och genom bottenhål i en bassängtrappa. Data för överfall från engelsk fiskpassagemanual (Armstrong m. fl. 2010), för uträkningar se även bilaga 5.7 hydrauliska samband fiskpassager och uträkning av hastigheten på stenkrönet s. 144.

Nivåskillnad (m)	Vattenhastighet (m/s)	
	Överfall	Bottenhål
0,10	~1,4	~0,8
0,15	~1,7	~0,9
0,20	~2,0	~1,1
0,25	~2,2	~1,2
0,30	~2,4	~1,3

Bassängerna utformas för att minska vattnets energi och skapa en bra flödesbild mellan bassängerna (Larinier 2002c). Minsta längd, bredd och djup i bassängerna avgörs av storleken på de största fiskarna som stigrännan ska utformas för (se avsnitt om generell dimensionering). Öppningarna mellan bassängerna påverkar strömbilden och hur energidämpningen sker (turbulensen). Vilken typ av öppning man väljer avgörs till stor del av vilka arter man vill ska kunna passera samt hur mycket nivån på övervattenytan varierar. Bassängtrappor med endast överfall kan till exempel vara svåra att passera för svagsimmande arter och arter som rör sig efter botten. Larinier (2002c) rekommenderade tidigare att nivåskillnaden skulle vara max 30 cm. Nu har rekommendationen sänkts till 20 cm för att passa fler arter. En slitsränna möjliggör för fisken att simma på valfritt djup och är dessutom mindre känslig för variation i vattennivå än de flesta andra stigrännor. Den tänkta utformningen ska fungera vid både hög- och lågflöden och annars bör öppningarna mellan bassängerna eller storleken på bassängerna förändras för att funktionen ska bibehållas även vid högre och lägre flöden. Ett annat alternativ är att möjliggöra reglering av flödet i inloppet till fiskpassagen med hjälp av reglerluckor.

När den hydrauliska funktionen i passagen är uppnådd kan vattennivån i bassängerna räknas ut och sidorna på bassängerna dimensioneras utifrån den förväntade högsta nivån. Om stigrännan inte är en rak linje utan har kraftiga svängar (180°), behöver vändbassängen vara lika lång som en vanlig bassäng för att inte vattenflödet ska slå i väggen allt för kraftfullt. Där stigrännan gör två svängar bör också räta vinklar rundas för att undvika att vertikala

vattenströmmar uppstår som kan locka fisken att hoppa ut ur bassängerna (op. cit.). Om ytterligare vatten tillförs för anlockning i nedre delen av passagen bör ingången till passagen dimensioneras för det totala flödet.

En teknisk stigränna kan vara känslig för om drivgods kommer in i passagen och fastnar i någon av bassängerna eller i förbindelsen (öppningen) mellan bassängerna (Armstrong m. fl. 2010). Detta kräver tillsyn och underhåll, vilket under perioder, och i vattendrag med mycket drivgods, kan vara arbetskrävande. Ett sätt att minimera risken att något fastnar inuti stigrännan är att ha någon form av rensgaller eller ytlänsar i lutning mot strömmen. Dessa kan då fånga upp eller styra undan skräpet innan det kommer in i stigrännan. Dessa måste dock också rensas men det är förmodligen lättare att rensa ett galler vid inloppet än att behöva stänga passagen för att ta bort drivgods i mitten av stigrännan.

Naturlika passager (nature like fish passage, bypass channel)

Naturlika passager används framförallt på platser med låg fallhöjd (Calles m. fl. 2012), och de är vanligare i mindre vattendrag (Rivinoja 2015). Olika typer av naturlika fiskpassager namnges ofta utefter dragning: omlöp dras runt hindret (Figur 25), inlöp dras genom hindret (Figur 26) och överlöp dras över hindret. Omlöp, eller naturlig fåra (eng. *nature-like fish pass, bypass channel*), konstrueras för att efterlikna ett naturligt vattendrag utifrån substrat, lutning och sträckning. En naturlig ramp (även stryk, upptröskling, överlöp, eng. *nature-like ramp*) utgörs av block och stenar som skapar en ny sluttande botten och byggs upp i höjd med hindret. En naturlig bassängtrappa (ibland även omlöp dock inte i denna rapport, eng. *nature-like pool structure, rough-channel pool pass*) är en annan variant av naturlig stigränna där rader av större block skapar bassänger (Calles m. fl. 2012). Utformningen har fördelen att den medger ett större vattendjup med begränsade flöden samt har en större energidämpning. Naturlig bassängtrappa kan därför byggas något brantare än till exempel ett omlöp. Ett inlöp utgörs av en naturlig fåra förbi hindret inom vattendraget (eng. *bypass channel through the dam*).



Figur 25. Exempel på omlöp. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.



Figur 26. Exempel på inlöp. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.

Naturlika stigrännor fungerar för ett stort antal arter och är ett bra alternativ på platser med rätt förutsättningar och i de fall där man även vill återskapa livsmiljöer för strömlevande organismer (Calles m. fl. 2013a). Det är framförallt utrymmesbrist, branta sluttningar och markförhållanden som begränsar anläggandet av omlöp. Då omlöp kräver stort utrymme kan placeringen av mynningen vara problematisk och inte vara möjlig på den optimala platsen. Detta bör vägas in vid utformningen av stigrännan då en mindre optimal placering riskerar att göra det svårare för fisken att hitta ingången (utloppet).

Ett alternativ på platser med stor variation i vattennivå kan vara ett inlöp, dvs. en spont/överfallsdamm där höjd vattennivå innebär att vatten automatiskt spills in i inlöpet och därmed ökar attraktionen. I Herting i Ätran har två dammar anlagts likt en avsmalnande triangel i övre delen av den restaurerade naturfåran för att styra fiskar via en fiskräknare vidare uppströms (Figur 17). Vid höga flöden spills vatten automatiskt över dessa dammar, som i ett dubbelt inlöp, och leder till ökat vattenflöde i hela naturfåran (Nyqvist m. fl. 2017).

Jämfört med tekniska passager är naturlika passagers hydraulik inte lika känslig för om drivgods kommer in i stigrännan. Det kan dock bli problem om skräp täpper till inloppet eller utloppet och påverkar flödet i stigrännan. Därför kan någon form av rensgaller eller ytlänsar vara bra i vattendrag där det transporteras mycket drivgods och skräp under perioder. Dessa kräver dock också tillsyn och rensning.

En annan sak man behöver tänka på är eventuell förekomst av predatorer i och utanför en passage. Stigrännan bör inte bidra till att exponera fisk för predatorer. Måsar lär sig till exempel fort var det är enkelt att hitta mat. För att skydda fisk från predatorer kan stigrännan täckas med till exempel hönsnät. Om passagen täcks med något annat material bör man ha i åtanke att arter kan reagera olika på mörker. Predatorer som uppehåller sig i ett omlöp kan behöva kontrolleras beroende av vilka målarterna är och hur målbilden ser ut för passagelösningen.

Utrymmesbehov för tekniska passager kontra omlöp

I tekniska fiskapassager bromsas vattnet upp av mellanväggar i betong eller av trä mellan de olika bassängerna. I omlöp bromsas vattnet däremot upp av naturligt material som stenar och grus på botten och längs sidorna. Detta innebär att förmågan att bromsa vattnet är högre i tekniska fiskpassager vilket gör att lutningen kan vara högre och ändå bromsa vattnets energi lika mycket som i en naturlig passage med lägre lutning. En teknisk stigränna behöver därför inte lika stort utrymme som till exempel ett omlöp. Ett omlöp anläggs med slänter som av hänsyn till rasrisken vanligtvis inte lutar mer än 1:2 (kan skilja sig något beroende på släntmaterial). Vid höga omgivningarna kräver ett omlöp stora schaktslänter vilket tar ytterligare utrymme i anspråk (Figur 27). Detta kan dock till viss del avhjälpas med stödmurar. Inlöp som anläggs inom vattendragets bredd kräver inget utrymme vid sidan av vattendraget, vilket kan vara lämpligt där stränderna är väldigt branta eller det saknas tillgängligt utrymme (Calles m. fl. 2013a). Även ramper eller upptröskling kan vara lämpligt där det saknas utrymme (Figur 28).



Figur 27. Exempel på schaktslänter vid omlöp. Foto: Länsstyrelsen Jämtland.



Figur 28. Fiskpassage i form av ramp/upptröskling inom vattendraget där utrymmet är begränsat. Här vid konserthuset i Gävle. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.

Generella principer

Utgångspunkten är att stigrännan i första hand utformas för att ge så bra förutsättningar som möjligt för målarterna att passera. Detta gäller även de olika livsstadier som är relevanta. Med många målarter kan detta vara en utmaning eftersom en del arter är starksimmande och lockas av starka strömmar, medan andra arter som är svagsimmande kan få problem att ta sig fram i sådana miljöer. För att fisk ska kunna passera en stigränna får vattenhastigheten inte vara för hög och djupet måste vara tillräckligt för att fisken ska vilja passera. I detta avseende är lutningen och vattenflödet viktiga variabler eftersom de påverkar såväl vattenhastigheten och djupet i fiskpassagen. För att möjliggöra passage för svagsimmande arter och livsstadier måste det finnas sammanhängande stråk med lägre hastigheter, max 0,2 m/s enligt Degerman (2008), för att även de minsta fiskarna ska kunna passera. I detta fall är det viktigt att tänka på att det räcker med ett enda parti där det saknas utrymmen med lägre hastighet, och där hastigheten då blir för hög för svagsimmande arter, för att hela passagen ska förbli ett vandringshinder. När målarterna utgörs av både stark- och svagsimmande arter gäller det alltså att tillskapa stråk med höga strömhastigheter samtidigt som det finns sammanhängande stråk med låga strömhastigheter.

Strömhastigheten är inte lika i hela vattenkolumnen utan är lägre vid botten och invid kanterna. Desto mer struktur på botten och kanterna desto mer bromsas vattnet upp och en större andel av vattenkolumnen får en lägre hastighet. Även vattenhastigheten i tekniska fiskpassager av förhållandevis slät betong, varierar och är lägre närmast botten än högre upp i vattenkolumnen. I en studie av en låglutande slitsränna i Kanada fann man att vattenhastigheten ca 60 cm från slitsen varierade från 0,5 m/s ca 10 cm från botten till 1,3 m/s närmare ytan (Marriner m. fl. 2016). Unga individer av både öring och lax kan ta sig upp för Sveriges största tekniska stigränna i betong, lika snabbt som vuxna individer trots att medelhastigheten i bottenhålen som de unga fiskarna använder är ca 1,4 m/s (Leonardsson pers. kom. och opublicerade data). De unga fiskarnas relativt lätta uppströmsvandring möjliggörs troligtvis av att låga strömhastigheter förekommer nära hörnen och kanterna i bottenhålen.

Eftersom naturlika passager är utformade för att efterlikna naturliga vattendrag med avseende på bland annat struktur, fungerar de bra för ett stort antal arter då botten och kanterna är ojämna och lutningen är låg. Dessa förhållanden skapar sammanhängande stråk med låg vattenhastighet. Bland tekniska fiskpassager förespråkas idag slitsrännor med låg lutning, då dessa har visat sig möjliggöra för ett stort antal arter att passera och de inte är lika känsliga för variation i vattenflöde som naturlika passager (Marriner m. fl. 2016).

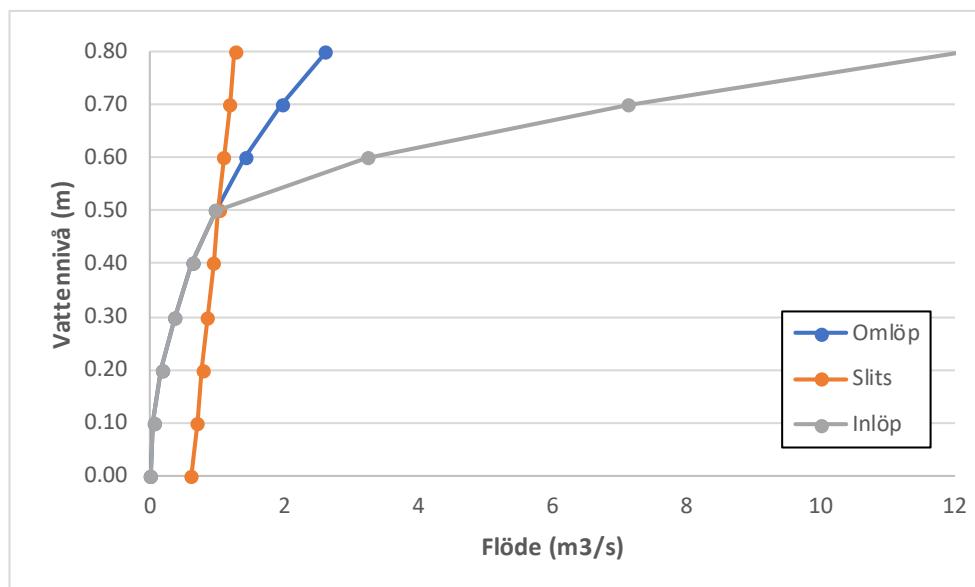
Det går att modifiera utformningen av stigrännan och förbindelsen (öppningarna) mellan bassängerna, för att skapa en mångfald av olika vattenhastighetsspår så att arter med olika simkapacitet och vattenhastighetspreferenser ska kunna passera. Exempel på modifieringar som gjorts för att möjliggöra passage för små fiskar i bassängtrappor är tillförsel av struktur på botten, minskad bassängsstorlek vilket minskar virvlarna som

bildas, och minskad nivåskillnad mellan bassänger (Larinier 2008). Larinier rekommenderar idag att ha struktur på botten av passagerna för att möjliggöra för insekter och små ålar att ta sig fram (Michael Larinier, pers. kom. juni 2019). När man tillför struktur bör denna utformas så att fisk ska kunna följa med nedströms utan att fastna om fiskpassagen behöver tömmas, vid till exempel underhåll. Man bör också ha i åtanke att anpassning till svagsimmande arter kan få som konsekvens att vattenhastigheten minskar vid utloppet till passagen. Detta kan minska attraktionen för lax och andra starksimmande arter (Armstrong m. fl. 2010). Den kanske enskilt viktigaste faktorn som avgör vattenhastigheten är lutningen vilket beskrivits tidigare (se Tabell 4).

Stigrännans flöde avgörs av utformningen av inloppet. Inloppet bör antingen anpassas till alla de vattennivåer som förekommer uppströms fiskpassagen (övervattenytan) eller så bör man ha möjlighet att reglera inflödet i passagen. Detta är viktigt för att funktionen ska upprätthållas och stigrännan vara tillgänglig vid olika vattennivåer. I första hand behöver man därför utreda i detalj hur vattenytan uppströms fiskpassagen varierar. Detta kan göras genom att studera uppmätt historisk nivådata, driftsanvisningar och/eller beräkningar över fasta trösklar.

Olika passagelösningar kan vara olika känsliga för variationer i vattennivå i vattendraget (Figur 29). Detta kan vara viktigt att ha i åtanke vid val av lösning. Slitsrännor är utvecklade för att kunna hantera variation av flöde (Katopodis and Williams 2012). Slitsrännans öppningar är utformade som djupa, smala slitsar vilket innebär att en ökad nivå endast ger en liten ökning av den våta arean i fiskpassagen. Flödet i slitsrännan ökar därför linjärt och inte exponentiellt som för naturliknande fiskpassager. Av denna anledning kan slitsrännor hantera relativt stora nivåvariationer.

I naturliknande fiskpassager utan speciellt anpassade intag, leder en liten förändring av övervattenytan till en stor ökning av vattenflödet.



Figur 29. Exempel på avbördningskurvor för omlöp, inlöp och slitsränna dimensionerade för vattenflöde 1,0 m³/s vid nivån 0,5 m. Inlöpets skibordsdamm antas vara på nivån 0,5 m. Figur: Fiskevårdsteknik.

Vid mycket stora nivåvariationer, exempelvis i regleringsmagasin, kan dock även en slitsränna ha svårt att hantera nivåvariationerna. Då kan det vara nödvändigt med flera inlopp till fiskpassagen som stängs och öppnas beroende på rådande nivå för övervattenytan.

I Sverige anläggs idag framförallt omlöp, och när det gäller tekniska passager anläggs ofta slitsrännor (ÅiV). Anledningen till att dessa är vanligt förekommande är att de anses fungera bättre för fler arter jämfört med till exempel motströmsrännor som är mer selektiva (Larinier 2002a). Vid en inventering i södra Sverige bedömdes omlöp och slitsrännor oftare som funktionella jämfört med motströmsrännor och bassängtrappor med andra typer av öppningar (Nilsson 2019). Även i den internationella sammanställningen av Wolter och Schomaker (2019), där flera arter beaktades, bedömdes naturlika fiskpassager och slitsrännor ha högre funktion än andra typer av bassängtrappor och motströmsrännor. För lax fungerar bassängtrappor med överfall bra. I Norge har man framförallt denna typ av fiskpassage. Vid en inventering bedömdes 70 % som fullt funktionella och bristande funktion berodde oftast på bristande underhåll (Fjeldstad and Alfredsen 2015).

Generell dimensionering

Några säkra rekommendationer på hur mycket vatten som behövs för god funktion (och anlockning) finns inte men generellt anses att det ofta är bristen på vatten som leder till dålig funktion i en fiskpassage (Calles m. fl. 2013a, Nilsson 2019). För att kunna simma i en fiskpassage måste fisken ha tillräckligt manövreringsutrymme. Enligt den tyska handboken DWA (2014) krävs därför att längden på bassänger (eller liknande) är minst 3 gånger fiskens längd, och att det fria vattendjupet i passagen ska vara minst 2,5 gånger höjden på fisken.

Undantag kan endast göras vid speciella flaskhalsar där 2 gånger höjden kan räcka. Enligt Larinier (2002c) bör dock en slitsränna för stor fisk ha ett vattenflöde på 0,7 – 1 m³/s vilket ger ett vattendjup på ca 5-7,5 gånger fiskens höjd givet övrig dimensionering. Tumregeln från den tyska handboken om ett minsta djup på 2,5 gånger höjden på fisken kommer troligtvis att vara otillräckligt för god funktion i många fall. Det bör också understrykas att rekommendationerna för djupet gäller det fria vattendjupet d.v.s. mellan vattenytan och den högsta punkten i bottenmaterialet. När det gäller utformandet av passagen bör man dimensionera bredd och vattendjup utifrån de största individerna som förväntas/önskas passera men när det gäller vattenhastigheter och krav på simkapacitet (i vissa fall hoppkapacitet) bör man ha i åtanke att även de svagaste och minsta individerna ska ges möjlighet att passera (DWA 2014). I Marriner m. fl. (2016) rekommenderas att bassängerna i en slitsränna bör ha en längd motsvarande 10 gånger slitsens bredd och en bredd motsvarande 8 gånger slitsens bredd. Med en slits på 30 cm skulle det innebära en bassänglängd på 3 m och en bassängbredd på 2,4 m.

Generell dimensionering av bassängliknande strukturer i fiskpassager.	
Bassängmått	Fiskmått
Längd	3 ggr längden
Djupet	5-7,5 ggr höjden
Bredd partier > 2 m	9 ggr bredden
Bredd partier < 2 m	6 ggr bredden
Bredd korta partier (flaskhalsar)	3 ggr bredden

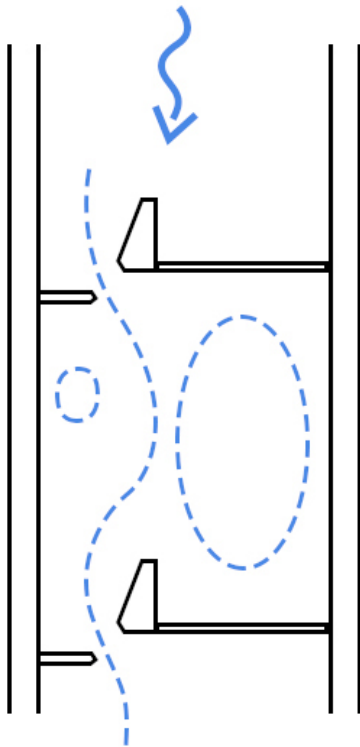
Designprinciper för slitsrännor:

En slitsränna är en typ av bassängtrappa där förbindelsen mellan bassängerna utgörs av vanligtvis en, men ibland två, vertikala slitsar. En slitsrännans flöde avgörs oftast av det flöde som krävs för god attraktion till fiskpassagen. Flödet måste även vara tillräckligt utifrån bredden på slitsen så att rätt djup upprätthålls. En undre gräns för slitsränna är 100 l/s för strömlevande öring (DWA 2014) och 0,7–1,0 m³/s för lax (Larinier 2002c). Flödet i en slitsränna kan beräknas med olika metoder, se till exempel Katopodis (1992) sidan 15–17. En slitsrännans flöde bestäms genom dess utformning, bredd på slitsen och nivåskillnaden mellan bassängerna (fallet i slitsarna). En tumregel är att längden på bassängerna ska vara 10 gånger slitsens bredd och bredden på bassängerna ska vara 8 gånger slitsens bredd (Katopodis 1992). Minsta bredd på slitsen avgörs av bredden på den största fisken som man vill ska kunna passera (se avsnitt generell dimensionering).

Slitsarna ska vara vinklade, vanligtvis mellan 30–45 grader (Figur 30), för att flödet ska styras in mot centrum av nedströmsliggande bassäng och energin

i vattnet ska kunna dämpas (Larinier 2002c). Det har tidigare varit vanligt att man haft en liten tröskel i slitsen. Detta för att stabilisera flödet och undvika ”kortslutning”, dvs. att vattenströmmen går direkt mot nästa slits och den önskade energidämpningen uteblir, men även för att vattendjupet kan upprätthållas även vid lägre flöde. Vid en undersökning av de hydrauliska förhållandena i slitsrännor med och utan tröskel, visade det sig att tröskeln orsakade en mer komplex flödesbild och ökade turbulensen i bassängerna (Pena m. fl. 2018). Hur stort problem detta eventuellt utgör ur fiskvandringssynpunkt är oklart. Tröskeln kan dock utgöra ett hinder för små fiskar och insekter, som vid fullt djup och struktur på botten har goda möjligheter att passera en slitsränna med låg lutning (Armstrong m. fl. 2010). Att möjliggöra passage även för små fiskar och insekter är ofta målsättningen med anläggandet av låglutande slitsrännor idag.

Fallhöjden mellan bassängerna, dH , i en slitsränna är avgörande för vattenhastigheten i slitsen vilket också påverkar passagemöjligheterna mellan bassängerna. För att fisk ska kunna passera en slitsränna måste vattenhastigheten i slitsen vara tillräckligt låg, energidämpningen i bassängerna tillräcklig för att erbjuda viloplats, och bredden samt djupet tillräckliga för att fisken ska våga passera. För att stora fiskar ska kunna passera slitsrännor krävs stora slitsöppningar för att dessa ska kunna manövrera genom öppningarna/slitsarna vilket gör att flödet behöver vara minst $0,7 - 1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Larinier 2002c).



Figur 30. Schematisk skiss av slitsränna efter Katopodis 1992 (design # 1). Illustratör: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

Slitsrännor med brantare lutningar, upp mot 10 %, kan fungera väl även för svagsimmande arter. Då gäller att nivåskillnaden mellan bassängerna inte är för stor (<10–15) och att bassängerna är tillräckligt stora för att dämpa energin till max 150 W/m³ för att underlätta för svagsimmande arter (Mats Hebrand pers. kom. dec 2019). Det kan dessutom krävas att struktur i botten och väggarna tillförs/utformas för att möjliggöra passage för små fiskar (> 25 mm). Försök har dock visat att metoden kan vara selektiv och att vissa arter, trots modifieringar, fortfarande inte kan passera vid lutningar > 5 % (Armstrong m. fl. 2010). Fiskpassager anpassade enbart för starksimmande arter, exempelvis lax och havsöring, kan ha högre nivåskillnad (ΔH) mellan bassänger men generellt rekommenderas en nivåskillnad på 20 cm (Larinier pers. kom. juni 2019), jämfört med tidigare rekommendation om 30 cm (Larinier 2002c).

Bassängens samlade vattenvolym måste vara tillräckligt stor för att dämpa flödesenergin i vattnet som strömmar ur slitsen och in i bassängen. Om bassängen är för liten resulterar det i låg energidämpning, hög turbulens och därmed brist på viloplats för fisk. Flödesenergin ska understiga 200 W/m³ (Larinier 1992). Flödesenergi kan beräknas genom (DvWK 2002) :

$$E \approx \frac{\rho g \Delta H Q}{B * H_m * (L_b - D)}$$

E = Specifik Energi (W/m³)

ρ = 1000

g = gravitationskonstant 9,81 (m/s²)

Q = Vattenflöde (m³/s)

ΔH = Språnghöjd mellan bassängerna (m)

L_b = Bassängens längd (m, inklusive mellanvägg)

B = Bassängens bredd (m)

D = Mellanväggs tjocklek (m)

H_m = Vattendjupet (m)

Slitsbredden ska vara minst tre gånger fiskens bredd (DWA 2014). För lax och havsöring innebär det en slits om minst 30 cm. För stationär öring och harr kan slitsen vara ner till 15 cm (DVWK 2002). Vad gäller djupet rekommenderas ca 5-7,5 gånger fiskens höjd i till exempel slitsrännor för stor fisk. För att avbörda tillräckligt med vatten samt uppnå en nivåutjämnande effekt är det dock vanligt att djupet i en slitsränna är betydligt större vilket även leder till en bättre energidämpning. Längden på bassängerna bör vara minst tre gånger fiskens längd (op. cit.), vilket för lax innebär ca 3 m och för asp ca 2,5 m långa bassänger. Bredden på bassängerna bör vara minst 9 gånger fiskens bredd vilket för lax är ca 1,8 m (DWA 2014). En stigränna med ungefär dessa mått finns i Västmanlands län (Figur 31).



Figur 31. Denna slitsränna avbördar ca 400 l/s med 12 cm fall per slits. Bassängerna är 3,35 m långa och 1,8 m breda. Foto: Fiskevårdsteknik.

Botten av slitsrännan kan täckas med ett lager natursten (Figur 32). Det skapar en zon med lägre vattenhastighet närmast botten vilket möjliggör fiskvandring även för mer svagsimmande arter. Naturstenen måste dock vara i tillräckligt stora fraktioner för att inte spolats bort av vattenströmmen (Figur 33). Ett alternativ är att gjuta fast större stenar och sedan tillföra mindre fraktioner som sedan kan fyllas på vid behov. Tänk dock på vad som händer när passagen eventuellt töms på vatten och fisk behöver röra sig nedströms: i passager utan struktur kan fisken spolats med vattnet när nivån sjunker men detta försvåras av struktur som behöver utformas så risken att fisk fastnar minimeras. Struktur på botten kan också orsaka ökad sedimentation i bassängerna.



Figur 32. Slitsränna med struktur på botten. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland.



Figur 33. Slitsränna där bottenmaterialet till viss del spolats bort. Foto: Fredrik Nilsson, Länsstyrelsen Västra Götalands län.

Designprinciper för omlöp

Ett omlöp, utformas för att efterlikna naturliga vattendrag i omgivningen med avseende på lutning, utformning och substrat. Det innebär ett slingrande lopp med varierande lutning och bredd likt en blockrik bäck (Figur 34). Vidare måste omlöpet anpassas för de målarter som ska passera.



Figur 34. Omlöp utformat som en blockrik bäck. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrland

När det gäller utformandet av passagen bör, som tidigare nämnts, bredd och vattendjup dimensioneras utifrån de största individerna som förväntas/önskas passera men när det gäller vattenhastigheter och krav på simkapacitet bör man ha i åtanke de svagaste och minsta individerna som ska ges möjlighet att passera (DWA 2014).

En låg lutning är eftersträvarvärd i ett omlöp, gärna < 2 % om det finns utrymme. Lutningar över 2 % kan användas om referensförhållandena i området innebär kraftigare lutningar eller när det är nödvändigt av till exempel utrymmesskäl. Maximala lutningen för en naturlig stigränna med godtagbar funktion är 5 % (Armstrong m. fl. 2010, DVWK 2002). Vid omlöp med lutningar > 3 % behöver extra omsorg läggas på strömkontrollerande strukturer (op. cit.). Det innebär att block måste placeras strategiskt för att man ska uppnå eftersträvad vattenhastighet och djup.

Stigrännan måste erbjuda ett tillräckligt djup för att fisk inte ska skygga för att passera. Rekommendationen i DWA (2014) är ett fritt vattendjup, d.v.s. avståndet mellan den högsta punkten i bottenmaterialet och vattenytan, på minst 2,5 gånger fiskens höjd. Detta är troligtvis inte tillräckligt i många fall då djupet i slitsrännor för stor fisk rekommenderas att vara ca 5-7,5 gånger den största fiskens höjd (utifrån rekommendation om vattenmängd i Larinier 2002c). Grovt räknat utgör fiskens höjd ca 20 % av längden, vilket innebär att det minsta vattendjupet inte får understiga den största fiskens halva längd. För storvuxen vandringsöring och lax innebär det att djupet bör vara minst 50–60 cm. I små eller branta stigrännor kan det vara svårt att uppnå tillräckligt

vattendjup i fiskpassagen. I dessa fall kan utformning med rader av stora block, naturlig bassängtrappa, vara en lösning.

Bottenbredden av omlöpet ska inte understiga 0,8 m (DVWK 2002). Sidornas sluttning bör inte understiga 1:2 för att undvika rasrisk. Trånga sektioner som passage mellan stenar ska inte understiga 3 gånger fiskens bredd (DWA 2014). För en fiskpassage anpassad för lax ska bredden helst överstiga 40 cm vid trånga passager, vilket framgår av de passageval som laxarna gör i fiskpassagen vid Stornorrfors i Umeälven. Laxarna väljer där i över 80 % av fallen de 125 cm breda överfallen istället för bottenhålets öppningar som är 40x40 cm.

Hur stort flöde som behövs i omlöpet avgörs vanligtvis av det flöde som krävs för god attraktion till fiskpassagen. Flödet måste även vara tillräckligt för att uppnå ett tillräckligt vandringsdjup i omlöpet. En undre gräns för ett omlöp är 100 l/s (DvWK 2002) men vanligtvis krävs mycket större flöden än så för att uppnå tillräckligt djup och tillräcklig bredd.

För att inte riskera att spolras sönder är det bra om omlöpet kan hantera alla förekommande högvattennivåer i överbattenytan. Det bör inte heller torrläggas vid normala lågvattennivåer. Flödet i ett omlöp, dimensioneras genom att anlägga en flödesbestämmande tröskel direkt nedströms utskovet (Figur 35 eller Figur 36). Den flödesbestämmande tröskeln motsvarar i princip en forsacke i ett naturligt vattendrag. Nivån, bottenstruktur och tvärsnittsarean på tröskeln avgör vilket flöde som avbördas vid en given vattennivå. Ökar vattennivån ökar även flödet. Dimensioneringen sker genom beräkningar med Manningsformel genom vilka utformningen av tröskeln kan bestämmas. Dock råder osäkerheter kring beräkningar av flödet varför det krävs flödesmätningar i omlöpet när det är färdigt om det exakta flödet är viktigt att uppnå. Efter flödesmätningar i omlöpet kan tröskeln justeras för att få rätt flöde. Är flödet för lågt tas stenar bort på tröskeln, är det för högt lägger man till stenar tills rätt flöde erhålls.



Figur 35. En flödesbestämmande tröskel är placerad bakom utskovet varvid höga vattenhastigheter i omlöpet undviks. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.



Figur 36. Flödesbestämmande tröskel i form av ett stenblock. Foto: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län.

Flödet i omlöpet kan beräknas med Manningsformel för trapetsformade kanaler, förutsatt att omlöpet utformats som en trapets. Det går även att räkna på avbördningen för så kallade dubbeltrapetser genom Mannings formel. Mannings tal anges mellan 10 och 20 beroende på råheten i fiskpassagen. Det går även att utföra mer detaljerade beräkningar med avseende på tvärsektionernas fria area (DvWK 2002).

$$v_n = M \cdot \frac{(b \cdot y_n + (\tan \alpha) \cdot y_n^2)^{2/3}}{(b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + (\tan \alpha)^2})^{2/3}} \cdot \sqrt{I} = M \cdot \frac{(b \cdot y_n + k_l \cdot y_n^2)^{2/3}}{(b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + k_l^2})^{2/3}} \cdot \sqrt{I} \text{ (v-form)}$$

$$q = M \cdot \frac{(b \cdot y_n + (\tan \alpha) \cdot y_n^2)^{5/3}}{(b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + (\tan \alpha)^2})^{2/3}} \cdot \sqrt{I} = M \cdot \frac{(b \cdot y_n + k_l \cdot y_n^2)^{5/3}}{(b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + k_l^2})^{2/3}} \cdot \sqrt{I} \text{ (q-form)}$$

$$I = \frac{v_n^2 \cdot (b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + (\tan \alpha)^2})^{4/3}}{M^2 \cdot (b \cdot y_n + (\tan \alpha) \cdot y_n^2)^{4/3}} = \frac{v_n^2 \cdot (b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + k_l^2})^{4/3}}{M^2 \cdot (b \cdot y_n + k_l \cdot y_n^2)^{4/3}} \text{ (I-form)}$$

$$I = \frac{q^2 \cdot (b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + (\tan \alpha)^2})^{4/3}}{M^2 \cdot (b \cdot y_n + (\tan \alpha) \cdot y_n^2)^{10/3}} = \frac{q^2 \cdot (b + 2 \cdot y_n \cdot \sqrt{1 + k_l^2})^{4/3}}{M^2 \cdot (b \cdot y_n + k_l \cdot y_n^2)^{10/3}} \text{ (I-form)}$$

där

v_n = [Naturlig medelhastighet](#) (m/s)

q = [Flöde](#) (m³/s)

M = [Mannings tal](#) (m^{1/3}/s)

b = Kanalens bottenbredd (m)

y_n = [Naturligt vattendjup](#) (m)

α = [Släntlutningsvinkel](#) ([radianer](#))

k_l = $\tan \alpha$

I = [Fall](#) (-)

Mannings tal beror på ytans skrovlighet och i omlöp kan tal mellan 10 och 20 användas. En ränna med yta av mycket grov sten och strömstyrande block erhåller ett lägre tal och vice versa.

Mannings formel avser beräkningar av vattenflödet i likformiga kanaler. En fallförlust uppstår vid övergången från ett stillastående magasin till vattenhastigheten inne i omlöpet som måste beaktas. Detta kan beräknas genom Bernoullis ekvation.

Efter en genomgång av litteraturen kring omlöp sammanfattar författarna i Calles m. fl. (2013a) att det som behövs för ett fungerande omlöp är följande:

- Medelvattenhastigheten är 0,5–1 m/s.
- Bottensubstratet ska vara minst 2 dm tjockt.

- Det bör finnas en naturlig sekvens av höljor och strömsträckor (*pool-riffle*).
- Vattenföringen bör prioriteras över annan vattenanvändning och bör följa den naturliga variationen i området.
- Botten kan vara i form av ett V för att möjliggöra vandring även vid lägre flöden.
- Man bör räkna med att fylla på med mindre sten och grus som spolats bort.
- Omlöpet kan också behöva genomspolas av högre flöden för att undvika sedimentation.

Speciella lösningar för ålyngel

Ålyngelledare kan utformas som en fuktig ramp med någon form av substrat som ålynglen kan klättra i. Substratet bör vara anpassat till storleken på ålen och ju längre uppströms ju större (äldre) ålar då ålen vandrar uppströms under lång tid (Solomon and Beach 2004). Detta substrat har tidigare utgjorts av till exempel sopkvastborst, konstgräs eller liknande. För utförlig beskrivning av utformning av olika substrat hänvisas till den brittiska guiden: ”Elver and eel passes” (Environment-Agency 2011).

Watz m. fl. (2019) undersökte effektiviteten hos tre olika substrat: ett i plast med upphöjda rundade former respektive mindre fördjupningar likt en äggkartong (EF-16, Figur 37a), ett som utgjordes av en tredimensionell polyamidmatta med en hård trådstruktur som används som erosionskydd (Enkamat, Figur 37b), ett borstsubstrat likt en uppochnedvänd piassavakvast (Fish Pass™, Figur 37c). De kom fram till att det substrat som ledde till att flest ålar startade att klättra och även tog sig igenom passagen var plastunderlaget med upphöjda rundade former respektive fördjupningar (Figur 37a). Detta testades både experimentellt i laboratorium och i fält vid Laholms kraftverk och i båda fallen hade plastunderlaget högst effektivitet jämfört med de andra två substraten.



Figur 37. Olika substrat testade för funktion i ålyngelledare a) plastsubstrat med förhöjda rundade former respektive små fördjupningar b) Enkamat c) borst. Källa Tidskrift *Animal Conservation* artikel Watz m. fl. 2019.

För att fungera som passage måste ålyngelledaren hållas fuktig och vatten kan tillföras via en pump eller från ovan hindret med hjälp av fallhöjden. Ledarens lutning och längd blir en avvägning av en enkel (låg lutning) passage som inte ska vara för lång. Vid stora höjdskillnader kan lutningen vara

förhållandevis brant men det är dock viktigt att vattenmängden och vattenhastigheten inte blir för hög då detta kan leda till att ålynglen spolats ut. En brant lutning påverkar också valet av substrat då olika substrat fungerar olika bra i brant lutning (Solomon and Beach 2004). Om botten i ledaren vinklas eller formas som ett v kan det möjliggöra vandring vid varierande vattennivåer om vatten från ovan hindret används, dock krävs en bredare ledare då endast en del av den är tillgänglig för passage vid ett givet tillfälle (op. cit). Passagen bör vara täckt för att skydda ålarna mot predation, detta minskar också risken att löv och grenar täpper igen ledaren.

För att locka till sig ålynglen kan ofta mer vatten behöva tillföras vid ingången till ledaren, detta kan med fördel göras uppifrån så vattnet landar på ytan vid ingången till ledaren (Piper m. fl. 2012). Ingången bör placeras där ålynglen lätt kan hitta den vilket innebär invid fårans kanter eller i lugnare bakvatten. För att hitta den bästa placeringen kan hydrauliken undersökas liksom även tätheter av ålyngel under vandringsperioder. Försök med flyttbara ålyngelsamlare kan också ge indikation på lämplig placering. Försök med en flyttbar ålyngelsamlare indikerade även att en stor anlockningsyta hade positiv effekt på antalet ålar som vandrade in i samlaren (Christiansson m. fl. 2017, Watz m. fl. 2017). Utgången av passagen får inte placeras för nära turbinintaget då ålynglen riskerar att sugas nedströms om vattenhastigheten är för hög. Utgången till ålyngelledaren bör inte heller placeras i en miljö där predatorer lätt ansamlas.

Övriga lösningar

Andra typer av uppströmslösningar kan vara fiskhissar (*fish lift*) vilka fångar fisken vid botten av hindret och sedan lyfter fisken över hindret. Då maskorna inte kan vara för små begränsas användningsområdet för små fiskar och enligt Baudoin m. fl. (2014) kan driftskostnaderna vara höga. Fiskhissar kan ändå vara ett alternativ vid höga hinder där andra typer av passagelösningar kan vara svåra att få till. Effektiviteten i fiskhissar har sällan utvärderats, och där den uppmätts har den enligt Calles m. fl. (2013a) varit låg.

En annan lösning är att fisk fångas och transporteras förbi hindret (*trap and transport*). Detta sker till exempel i Klarälven där lax fångas vid det nedersta kraftverket och sedan transporteras uppströms förbi flera kraftverk för att komma till lekplatserna (se till exempel Hagelin m. fl. 2016). Trap and transport har även framgångsrikt använts inom Krafttag Ål för att transportera utvandrande blankål som fångats i Väneren till nedströms Lilla Edet i Göta kanal.

Andra tekniker som utvecklats på senare tid (och fortfarande är under utveckling) är olika pumpar som flyttar fisken över hindret. Ett sådant system är Whooshh där fisken flyttas via lufttryck i en mjuk och fuktig tub. Vid en studie på kungslax (*Chinook*) och havsvandrande regnbåge (*steelhead*) i USA visade det sig att själva systemet kunde transportera fisken med minimala skador och att selektionen utifrån storlek på fisken fungerade tillfredsställande (Garavelli m. fl. 2019). Storleksselektionen har dock också lett till kritik just för att vara selektiv och författarna till studien skrev att systemet kunde utökas

med flera olika tuber som var för sig transporterade olika storlekar av fisk. Ett annat system med pump kallas Fishheart och detta håller på att testas i Spjutmo kraftverk i Österdalälven (Fortum, <https://mediaroom.fortum.com/sv/fortum-installerar-alternativ-fiskvag-vid-spjutmo-kraftverk/>). Gemensamt för dessa pumpar verkar vara att de fungerar för att transportera fisk när fisken väl är inne i anläggningen men att problemen att få fisken att simma in i anläggningen är desamma som i en traditionell passage och kräver bra anlockningsförhållanden. Garavelli m. fl. (2019) föreslog att Whooshh skulle användas i kombination med en kortare traditionell fiskpassage för att anlockningen ska bli bättre samt att fisken själv kan välja om den vill simma in i passagen.

Utgång

Placeringen av utgången av en stigränna är viktig då man bör tänka på att fisk som kommer ut ur en passage kan vara omtumlad eller utmattad och därför inte bör utsättas för stora vattenhastigheter. Utgången från fiskpassagen, uppströms, bör därför placeras en bit från hindret, dammen, eller turbinintaget för att minimera risken att fisken "faller tillbaka" över hindret, genom utskovet, eller sugts in i turbinintaget (Fjeldstad m. fl. 2018). Vattenhastigheten vid inloppet (utgången) bör inte överstiga 1 m/s (Calles m. fl. 2013a). Även områden där predatorer kan ansamlas bör undvikas.

Bilaga 5.6 Strömning i vattendrag och fiskpassager – Hydraulisk modellering

Av: Patrik Andreasson, Luleå Tekniska Universitetet och Vattenfall AB

I vattendrag omsätts hela tiden energi. Rörelsen från högre elevation till lägre frigör lägesenergi som driver flödet. Den energin omvandlas så småningom till värme via s.k. ”inre friktion” i vattnet och försvinner därmed som energikälla till flödets rörelse. Dessförinnan sker ofta ett flertal övergångar från läges- till rörelseenergi och vice versa. Är vattendraget brett och djupt dominerar lägesenergin och det strömmar lugnt. Är det grunt och smalt dominerar rörelseenergin. Lägesenergin i ett vattendrag beskrivs ofta som en nivå på vattenytan eller, alternativt, som ett djup över botten.

Mänskligt konstruerade strömningssystem drivs ofta av ett stipulerat tryck eller flöde, med slutna och givna (oföränderliga) vattenvägar. Ett exempel är vårt kommunala dricksvatten eller många system inom processindustrin. Vattendrag och fiskpassager däremot, har nästan alltid en fri vattenyta. Ordet ”fri” inbegriper den mest uppenbara egenskapen för dessa vattensystem: att strömningen själv avgör vilket djup och därmed vilken flödesdomän (”våt volym”) som tas i anspråk. Hastighet eller tryck är här inte givet av yttre faktorer eller en given flödesgeometri, utan en följd av terrängen och dess lutning i ett samspel med även angränsande sträckor i vattendraget. ”Strömning” är ett samlande begrepp som beskriver rörelsen i vattnet, d.v.s. flöde, hastigheter, omblandning/turbulens, vattentryck/djup, m.m. Den lokala strömningsskildern i ett vattendrag, påverkas antingen från uppströms- eller nedströms förhållanden, inte från bägge håll samtidigt. En brant bottenlutning betyder därför inte alltid snabb strömning då det kan dämpa nedströms ifrån. Likaså kan en mycket flack bottenlutning utsättas för höga hastigheter om strömningen har samlat fart på en uppströms sträcka.

Förutom den fria vattenytan finns det några ytterligare egenskaper som få andra strömmande system uppvisar. Nedan nämns fyra viktiga sådana som direkt påverkar matematisk modellering:

Höga flöden: Det är stora vattenmängder som passerar i ett naturligt eller anlagt vattendrag/fiskpassage. Även en måttlig fiskpassage med ett flöde på 0,5 m³/s är högt, i jämförelse med de flöden som förekommer inom de flesta industriella strömningssystem. Lockvattenflöden på flera kubikmeter per sekund är utmanande stora, för jämförbara trycksatta pumpdrivna system. Sammantagen s.k. slukförmåga och spill på flera hundratals kubikmeter per sekundmeter som är representativt för större vattenkraftverk och naturligt i oreglerade älvar, förekommer knappast i någon annan industriell process.

En konsekvens av detta är att vattenvägar (naturliga som konstgjorda) alltid är fullt turbulenta i vattenkraftsammanhang (*tekniskt: höga och ofta mycket höga Reynolds tal*). Turbulens är den största enskilda fysikaliska osäkerheten vid matematisk modellering. Inga praktiskt användbara generella modeller för

turbulens existerar, utan modeller måste anpassas till problemställningen. Vilket val man som modellerare gör för att representera turbulensen kan påverka resultatet märkbart. För vattendrag och fiskpassager räknas som turbulensmodell även de ”friktionstermer” som används i de enklare 1D/2D koderna. Turbulensen utgör den dominerande andelen av den s.k. friktionen och är därmed en avgörande faktor för ett vattendrags strömningsförhållanden.

Bottenstruktur: De flesta industriella tillämpningar har en tydlig och strukturerad geometri där den s.k. råheten är väldefinierad. Råhet kallas den ytstruktur som en matematisk modells geometriska begränsningsytor ges, d.v.s. dess skrovlighet. I ett naturligt vattendrag eller stenig fiskpassage är batymetrin (den våta geometrin) ofta betydligt mer komplicerad och svårdefinierad än i många andra strömningstillämpningar. Inte bara är geometrin komplex, råheten har många olika storleksskalor också. För att bygga en matematisk modell är det viktigt att skilja på geometri (vars form återges av 3D-modellens volym och form) och råhet som representeras av en förlustterm (parametriseras) på 3D-modellens ytor. Med modern beräkningskraft och detaljerade ekolodsdata kan ofta högupplösta modeller byggas. En sådan modell kan därför behöva ges en lägre råhet än en modell med grövre upplösning.

Bottenmaterialet är också ofta löst liggande och dess sammansättning och utbredning nedåt är ofta inte känd. En förändrad strömningsbild förändrar därför ofta bottenmaterialets sammansättning vilket de flesta modeller har svårare att hantera. Stora förändringar i strömningsbilden kan också orsaka förändringar i batymetrin (geometri) genom mer omfattande erosion.

Dynamik: Naturliga och reglerade vattendrag och fiskpassager är ofta föremål för ökande eller minskande vattenföring. I ett slutet industriellt system sker förändringar i flödet nästan omedelbart i hela systemet, t.ex. vid ett pådrag från en pump eller reglerandet av en ventil. Strömningshastigheten anpassar sig där direkt till en nivå som är direkt proportionell mot flödesändringen. I ett vattendrag är denna process mycket mer utdragen och dämpad. Detta berörs ytterligare i avsnitt nedan (Dynamiken i ett rinnande vattendrag).

Flödestillstånd: Rinnande vatten omsätter energi som via turbulensen (s.k. dissipation) omvandlas till värme. För varje sektion i ett vattendrag kan man definiera en energinivå som används och fordras för att transportera vattnet. I ett stillastående vattenkraftmagasin kan man definiera energinivån som vattenytans lägesenergi ovanför botten, eller dess djup (*Tekniskt: energi kan mätas i meter för vattendrag då enheten [m] via multiplikation med densitet och tyngdacceleration får enheten [J/m³]*).

I ett rinnande vattendrag tillkommer en energiterm jämfört med magasinet: rörelseenergi. Ett givet flöde ger alltså upphov till såväl lägesenergi (djup) som rörelseenergi. Ju större djup, desto större genomströmmad area och därmed lägre hastighet och vice versa. Konsekvensen är att i varje sektion i ett rinnande vattendrag finns två tänkbara flödestillstånd vid samma tillgängliga energinivå:

stort djup och liten hastighet eller stor hastighet vid litet djup. Beroende på angränsande förhållanden i vattendraget så kan båda tillstånden periodvis råda.

Häri ligger också utmaningen. Övergången mellan dessa två strömningstillstånd kallar man kritiska förhållanden. Den accelererande övergången från stort djup till stor hastighet är relativt enkel att hantera i en matematisk modell. Återgången från stor hastighet till större djup kallar man vattensprång. Vattensprång är ett kaotiskt tillstånd ofta med vågor, rullvågor, luftinblandning och stänk. Detta utgör en utmaning för de flesta matematiska modeller. I en typisk stenig fors sker dessa övergångar upprepade gånger och distribuerat över ett större område beroende på bottenstrukturens egenskaper. T.ex. en s.k. blockramp är konstruerad för att skapa förhållanden där vattensprång utgör främsta källan till strömningens utseende och förluster.

Storskaliga strukturer: I naturliga vattendrag förekommer ofta fasta hinder för det strömmande vattnet som skapar storskaliga virvlar och turbulens. Geologiska formationer, större stenar (boulders), vegetation/träd, o.s.v. påverkar lokalt strömningen kraftigt. Ur modelleringssynpunkt kan dessa strukturer utgöra en utmaning vad gäller hur denna påverkan skall representeras. För fisk och andra organismer är dessa strukturer ofta viktiga, då de skapar en variation i strömningens bild som kan användas vid vandring, födosök, m.m.

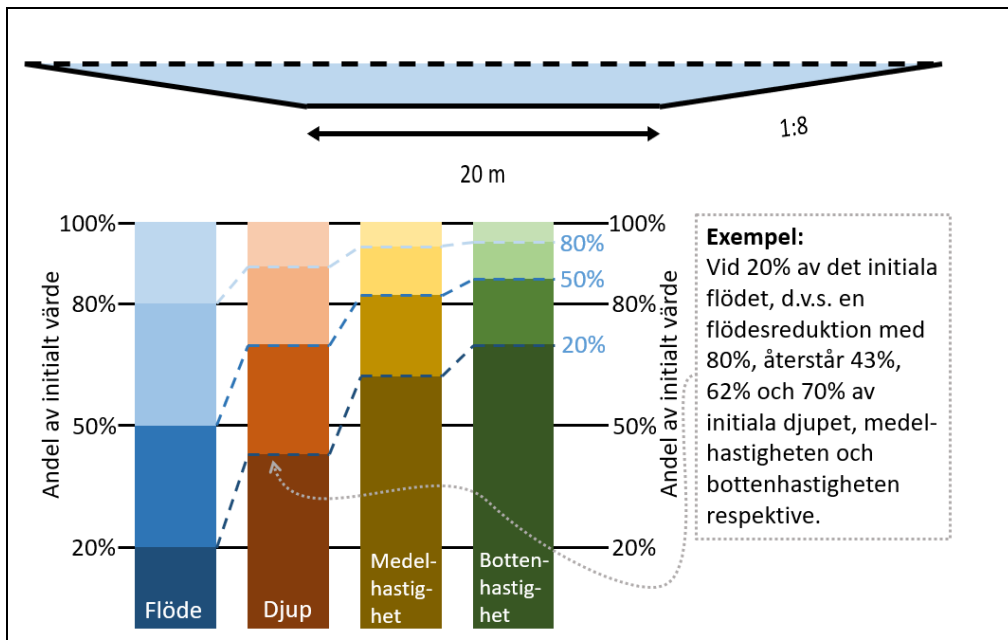
Naturliga vattendrag har nästan alltid en bredd i vattenlinjen som är mycket större än djupet. Ofta är också bottenlutningen inmot stränderna flacka, vilket för mer avancerade matematiska modeller kan skapa svårigheter att dela upp flödesdomänen i delvolymmer som inte blir alltför långsmala.

Dynamiken i ett rinnande vattendrag

I vattendrag sker kontinuerliga flödesförändringar, såväl i reglerade som i naturliga. Den resulterande responsen på många strömningsparametrar som djup, medelhastighet och bottenhastighet är generellt sett avsevärt mindre än förändringen i flödet. Då detta är en viktig egenskap i reglerade vattendrag ges ett exempel nedan.

Exempel: En relativt rak vattendragsträcka med flacka stränder och plan botten kan t.ex. ha ett tvärsnitt som liknar det i Figur 38 nedan. Förutsatt att vattendraget inte är överdämt så råder på merparten av sträckan ett jämviktstillstånd mellan gravitationens verkan i bottenlutningens riktning och strömningens ”friktion” mot botten. Initialt antas ett djup av 2 m och 70 m³/s flöde i vattendraget. Figur 38 visar i vilken takt djup, medelhastighet och bottenhastighet reduceras när flödet minskas (*tekniskt: den s.k. Mannings ekvation med antagande om likformighet, d.v.s. fullt utbildad strömning, har använts i beräkningen*).

”Bottenhastighet” är en relativt oprecis benämning. Här används den s.k. friktions-hastigheten som är en hastighet som definierar de hydrauliska bottenförhållandena i ett strömmande vattendrag. I praktiken för t.ex. en stenpål så är det en hastighet som råder en bra bit ner mellan de enskilda stenarna (*tekniskt: vid ca 5% av råhetshöjden*). Högre upp, mot krönet på de enskilda råhetselementen (”stenarna”) är hastigheten drygt 8 gånger större än denna friktionshastighet. De förhållanden som visas av den gröna stapeln i Figur 38 är giltig oavsett vilken definition av bottenhastigheten man väljer att använda sig av.



Figur 38. Hur ett minskat flöde resulterar i en reduktion i djup, medelhastighet och bottenhastighet (s.k. friktionshastighet) för ett vattendrag i jämvikt, med ett trapetsformat tvärsnitt med bottenbredden 20 m och släntlutningarna 1:8.

Tabell 5 nedan visar resultaten i Figur 38 i siffror.

Tabell 5. Diagrammet i Figur 29 för 20%, 50% och 80% av initialt flöde.

Djup, medelhastighet och bottenhastighet (i % av initialt värde)	Andel av initialt flöde (Q)		
	80% av Q	50% av Q	20% av Q
Djup	89%	70%	43%
Medelhastighet	94%	82%	62%
Bottenhastighet	95%	86%	70%

Det kan vid en första anblick verka förvånande att t.ex. en reduktion av flödet med 80% (d.v.s. 20% av det initiala flödet återstår) fortfarande behåller 43% av ursprungligt djup, 62% av medelhastigheten och hela 70% av bottenhastigheten. Till skillnad från slutna system (t.ex. rörsystem) så fördelas flödesförändringar i ett vattendrag såväl på en förändrad tvärsnittsarea som på en förändrad hastighet. Tillsammans "delar" area och hastighet på förändringen, vilket gör den resulterande enskilda påverkan på parametrarna betydligt mindre.

Denna enkla analys är förstås bara ett exempel men är representativ i sina storleksordningar. Andra tvärsnitt ger något andra värden, men storleksordningen är ofta liknande. Vid dämmande förhållanden gäller förstås inte dessa relationer, då merparten av djupet behålls vid dämning och hastigheterna sjunker nära linjärt med flödet. För strömsträckor, som ur biotopsynpunkt ofta är intressanta, så är dock beräkningen fullt relevant.

Ovanstående exempel gäller för ett vattendrag i jämvikt. Vid flödesförändringar, exempelvis regleringar, läggs en dynamik till strömbildningen. Här är viktigt att förstå att vattendraget har en egen dynamik som ibland skiljer sig väsentligt från dynamiken i tappning eller produktion invid kraftverket. Vattendrag har en inneboende dämpande verkan på flödesförändringar i till- eller frånflödet (uppströms eller nedströms regleringsanordning). Den initiala responsen till en förändring i till/frånflödet är visserligen relativt snabb. Responsen minskar dock allt mer med tiden och den gradvisa anpassningen till förändringen ger därför ett utdraget förlopp. Tidsskalan på förändringen är beroende på vattendragets beskaffenhet och avstånd från reglerpunkten. Stora vattenvolymer i vattendraget kan göra förloppet mycket utdraget. Det är alltså viktigt att förstå dynamiken i ett vattendrag vid en analys av konsekvensen av reglering.

Här bör påpekas att svenska älvar har generellt sett en mer utdragen dynamik i jämförelse med floder i många av andra ledande vattenkraftsländer. Svensk geologi ger merparten av vattendragen en flackare lutning än i de mer bergiga regioner representativt för t.ex. Norge och alpländerna. Detta gör responsen till flödesförändringar generellt mer utdragen i svenska vattendrag.

Metodik för hydrauliska modeller

Det finns idag en stor mängd matematiska modeller som på olika sätt används för strömning i vattendrag och för konstruktioner i och i anslutning till fiskpassagelösningar. Många gånger är dessa till stor hjälp i val av designlösningar, bedömning av åtgärdsförslag, konsekvensanalyser, m.m. I avsnitt nedan (Guidande tabellsammanfattning) finns en enkel guide som hjälper läsaren att sortera modellverktygen utifrån den frågeställning man är intresserad av.

Matematisk modellering är dock inte det enda eller alltid det bästa verktyget i verktygslådan. Det finns fler. Några är:

Fältmätningar: Skall man modellera strömningsbild bör man börja med att samla information om situationen i fält (ofta mätningar). Indata som flöden, batymetri (bottentopografi) och vattennivåer behövs för att sätta upp och kalibrera en modell. I vissa frågeställningar kan fältmätningar i sig vara ett tillräckligt verktyg. En modell är oftast en grov uppskattning av prototypen (verkligheten). Ett modellerat ”nuläge” (d.v.s. innan planerad åtgärd) kan således aldrig återge verkligheten så bra som prototypen själv. Att använda modellering för att bestämma ”nuläget” är främst rationellt om syftet är att kalibrera en modell för en mer omfattande förändring i strömningsbilden. En modell kan också vara motiverad om data spridd över en stor area behövs för nulägesbilden, då fältarbete kan vara tidskrävande och förenat med begränsningar vad gäller tillgänglighet, väder, personsäkerhet, m.m. Vid nyanläggning av en fiskväg måste man förstås helt förlita sig på en bedömning utan mätning vad gäller dess hydraulik. Idrifttagning med mätning vid färdigställandet är då ofta den kvalitetssäkring som sker.

Fältförsök: Kan man med relativt enkla medel efterlikna en önskad flödesbild direkt i fält? Är detta möjligt är fördelen att det är verkligheten som ”modelleras”, d.v.s. fel på grund av modellval, skalningseffekter, numerisk lösare m.m. kan helt undvikas och behoven att i detalj kartlägga batymetri, råhet (skrovlighet på botten), strömningsbild, m.m. kan i stor utsträckning undvikas. Ett exempel är utformning av lockvatten: pumpning i fält kan ge svar på såväl inverkan i huvudströmmen som attraktionsvärdet med lämplig utrustning och mätteknik. Ett annat exempel som är relativt lätt att genomföra är provspill i torrfåror och andra vattenvägar. För att undvika onödigt produktionsbortfall bör dock detta planeras in väl, för att sammanfalla med planerade spill eller säsonger med hög tillrinning. ”Verkligheten” i fält ställer dock höga krav på mätutrustning, osäkerhet i mätning och introducerar svårstyrda och till delar okända yttre förhållanden (väder, oavsiktlig påverkan av annan aktivitet, m.m.).

”Handräkning”: Denna lite förenklade benämning avser de enklare överslagsberäkningar och generella samband som kan göras utifrån den samlade erfarenheten inom vattenbyggnadshydraulik. Här avses ingen modellering utan skattningar som kan göras ”back of an envelope”, eller i alla

fall med hjälp av enkla verktyg som t.ex. Excel. I vetenskapslitteraturen finns ett stort antal studier publicerade på generaliserade samband (dimensionslösa grundfall) framtagna för många olika typer av generiska strömningssituationer. Ett exempel är hur man utifrån en ythastighet skattar vilken storlek på botten-substratet som är stabilt, d.v.s. är av tillräcklig storlek för att ej eroderas bort (*tekniskt uttryckt: Beräknas m.h.a. Shields klassiska samband, log-lagen och den s.k. skärspänningskvoten för att kompensera för slänt/bottenlutning*). Ett annat typiskt exempel där denna form av semiempiriska samband är mer lämpad än strömningssmodellering är s.k. blockramper (litteratursök på "block ramp" eller "rock ramp").

Fysiska modeller: Ett alternativ till matematisk modellering kan vara fysiska modeller. Detta kommenteras ytterligare i avsnitt nedan (Fysiska modeller).

Den hydrauliska modelleringen bör anpassas till den aktuella anläggningens storlek och betydelse. Omfattande modelleringsarbete är inte rimligt för många små kraftverk. Hydraulisk modellering utgör också i grunden ett komplement till en biologisk bedömning. I vissa fall kanske den senare kan vara tillräcklig i ett projekteringskedje, utan någon egentlig hydraulisk modellering.

Underlag och val av modellverktyg

Att modellera ett vattendrag eller detaljer i anslutning till en fiskpassage inbegriper oftast geometri (terräng/batymetri) som är komplex, stora dimensioner och höga flöden som är svåra att mäta med hög noggrannhet. Oavsett modell så utgör dock just detta, batymetri, bottenbeskaffenhet, flöden och nivåer grunddata till en modell. För trovärdigheten i ett modellerat resultat är dessa grunddata avgörande, i de flesta fall viktigare än vilket verktyg som väljs för modelleringen. Dessa grunddata måste därför finnas tillgängliga när modellen sätts upp, men även för att validera resultaten. Behöver modellen kalibreras, d.v.s. en eller flera parametrar anpassas till ett känt tillståndssamband (oftast djup mot vattenföring) så bör helst ett kompletterande oberoende underlag finnas för validering av modellen.

Underlaget för en modellering är som nämnts viktigt. Moderna batymetriska mätningar ger ett mycket detaljerat underlag vilket är bra ur kvalitetssynpunkt. Detta avspeglas ofta som hög detaljeringsgrad i modelleringen, t.ex. i 3D matematiska eller fysiska modeller. Detta ger en större visuell upplevelse av modellen som "välgjord". Så kan också vara fallet, men en modellering med hög detaljeringsgrad i batymetrin garanterar inte i sig ett bra resultat. En välavvägd modell disponerar resurserna (budget, ansträngning, m.m.) på de delar som ger bäst resultat. Hög upplösning är inte alltid rätt prioritering här.

Rekommendation: Prioritera resurser till kvalitativa indata till en modellering (oavsett verktyg), vilket inte sällan innebär mätning i fält av batymetri, flöde och nivåer.

Vilket verktyg (olika koder eller fysisk modell) man sedan väljer bör ske utifrån vilka frågeställningar som behöver besvaras. En mer avancerad matematisk modell (se senare avsnitt: 3D-modeller) eller fysisk skalmodell är förhållandevis generella och genererar stora mängder data men ger inte alltid det bästa resultatet. Enklare modeller har ofta ett större inslag av empiriska samband, d.v.s. erfarenhetsmässiga anpassningar och är ofta ”frikostigare” vad gäller möjligheten att göra kalibreringar med direkt påverkan på resultatet. T.ex. kan bromsverkan av bropelare eller vattensprång (se tidigare avsnitt: Flödestillstånd) oftast representeras med tillräcklig noggrannhet med semi-empiriska samband i enkla modeller, medan mer avancerad modellering (CFD eller fysisk modell) kräver större ansträngning (CPU respektive skala) för samma noggrannhet.

Oavsett modellval så är det ”bara” de hydrauliska förhållandena som modelleras. Effektiva fiskpassager omfattar också fiskens beteende och dess preferenser. Dessa är sällan del i de modellverktyg som används. Främst i forskningssammanhang finns dock vissa ansatser och ett växande intresse att koppla beteende och preferenser hos fisk till strömningstekniska parametrar. Dessa s.k. IBM-modeller (Individual Based Models) är dock utanför omfattningen i detta modelleringsavsnitt.

Rekommendation: Anpassa verktyget efter frågeställningen, d.v.s. välj inte mer komplexitet i modellerandet än nödvändigt.

Nedan går översiktligt igenom de olika verktygen, dess fördelar och begränsningar.

Matematisk modellering

De rörelselagar (ekvationer) som styr strömmade vatten är kända sedan mitten av 1800-talet. Komplexiteten i dessa gör dock att även idag är det endast strömningsproblem med mycket begränsad utsträckning och turbulens som kan lösas utan förenklande antaganden med tillhörande felkällor. Utmärkande för vattendrag är stora dimensioner och alltid turbulent strömning med virvlar i många storlekar. Därför måste olika modeller av fysiken användas, d.v.s. olika metoder att genom ett förenklat angreppssätt försöka beskriva vattnets rörelse. Här finns ett stort antal modeller att välja mellan. I praktiken bygger alla som används för vattendrag på att turbulenta rörelser filtreras bort och endast medelströmmens rörelser simuleras. Inflytandet av turbulensen, som står för den primära bromsverkan i strömningen, måste förstås ändå representeras i medelströmmens ekvationer. Beroende på applikation så har modellerna för turbulensen olika komplexitet. I de enklaste 1D/2D-koderna är ofta all inverkan av turbulensen inbakad i en enda förlustkoefficient som bromsar rörelsen hos medelströmmen. Mer avancerade koder har möjlighet att lösa s.k. transportekvationer för turbulensen, dock sällan mer än två för vattendragstillsämpningar för att begränsa beräkningsarbetet. En annan vanlig förenkling

är att integrera de styrande rörelseekvationerna över en eller två dimensioner. I nedan avsnitt om 1D och 2D modeller berörs detta ytterligare.

Kvalitet och trovärdighet

Matematisk strömningsmodellering har ett stort antal tillämpningar. I etablerade industritillämpningar eller i granskade forskningsarbeten ställs krav på kvalitet och trovärdighet (Quality and Trust). Verktynen för detta är verifiering och validering (V&V) som är benämningen som ofta används.

Kvalitet avser här själva koden och hur väl den numeriska lösningen speglar de ekvationer man avser lösa. För olika branscher finns här utvecklade så kallade "Best Practice Guidelines" (BPG), som i huvudsak fokuserar på "Quality", d.v.s. verifiering av att lösningen speglar den uppsättning ekvationer man avser lösa. Ett generellt och europeiskt initiativ är Ercoftacs BPG (Casey and Wintergerste, 2000) som är etablerat och ofta använt för CFD-modeller (se senare avsnitt: 3D-modeller). Att lösningen är oberoende av s.k. nätfinhet ("rumslig upplösning"), att lösningskonvergens erhållits för relevanta storheter och att eventuellt tidssteg är anpassat till numerisk algoritm och ingående fysik är exempel på kvalitetskrav som ställs, liksom en komplett redovisning av antaganden och använda samband och variabler.

"Trust" eller trovärdighet fokuserar på den andra källan till fel vid matematisk modellering: fel beroende på felaktiga eller olämpliga modellantaganden. Eller konkret: kan modellerna i den kod man valt ge användbara resultat för den tillämpning man avser använda den till? Validering av modelleringen är en del av kvalitetssäkringen vad gäller "trust" (se tidigare avsnitt: Fältmätningar). Att validering är viktigt även i dessa tillämpningar framgår tydligt i Rao *et al.* (2017). Här testas flera av de vanligaste 1D, 2D och 3D-koder på ett enkelt vattensprång med stor osäkerhet och spridning i resultaten. Vattensprång är vanligt förekommande i fiskpassager och strömsträckor, se tidigare avsnitt (Flödestillstånd).

Inga koder (program) för strömning i vattendrag, med tillhörande modellantaganden, är idag så bra att de kan leverera resultat med kvantifierbar osäkerhet utan denna typ av kvalitetssäkring. Kvalitet har dock ett pris: mer omfattande underlag och beräkningsarbete. Vill man ha kvantifierbara resultat är dock detta en nödvändighet.

Behöver kvalitetssäkring alltid genomföras? Även mer osäkra (kvalitativa) resultat kan vara användbara så länge man är medveten om bristerna. Ofta är trender riktiga, d.v.s. alternativa scenarier kan jämföras m.a.p. vilket som ger bäst resultat. Med viss erfarenhet av den specifika koden och gjorda modellantaganden kan man också ibland göra ett antagande om en lösning är konservativ ("på säkra sidan") eller inte. Att göra en känslighetsanalys, d.v.s. beroendet av olika parameterintervall, ger också information som kan öka

trovärdigheten. Genomförandet av en åtgärd i samband med fiskpassager innebär också oftast arbete i naturlig terräng där de lokala förutsättningarna (tillgänglighet, schaktmöjligheter, berggrund, stenmaterial, m.m.) inte alltid kan genomföras i alla dess delar exakt enligt resultat från en modellering. Här kan robusta lösningar som har marginal att klara osäkerheter vara att föredra, hellre än en kvalitetssäkrad lösning som är känslig för avvikelser i yttre förhållanden. För åtgärder i små vattendrag kan fullskalig modellering också utgöra en oproportionerligt stor insats (kostnad).

Vilken kvalitetssäkring man väljer är till stor del en ekonomisk avvägning. Osäkerhet kostar i form av marginaler. Det kan vara motiverat att acceptera en större osäkerhet om kostnaderna för att sänka den överstiger de för att istället arbeta med marginaler tillräckliga för att vara ”på säkra sidan”.

Rekommendation: kvalitetssäkra resultaten vad gäller kod/numerisk lösning samt modellantaganden för att erhålla trovärdiga kvantifierbara resultat av modelleringen. I vissa fall kan även mer kvalitativa studier (utan fullvärdig verifiering/validering) vara ett alternativ. Som utförare eller beställare av en matematisk modellering bör man som ett minimum säkerställa att det framgår hur kvalitet och trovärdighet (verifiering och validering) hanterats och bedömts i resultatredovisningen. Har kalibrering/validering utförts skall utfallet av detta redovisas.

1D modeller

För längre sträckor i ett vattendrag, många km och däröver, är det oftast ett gott val att använda sig av 1D-modellering, speciellt om man vill fånga transienta förlopp (föränderliga i tiden), t.ex. vid korttidsreglering. Fysiken är här medelvärdesbildad i vattendragets tvärsnitt och grova (men användbara) förenklingar vad gäller t.ex. laterala och vertikala processer är gjorda. Kvar blir de s.k. 1D Saint-Venant's ekvationer som i dess kompletta form också benämns ”dynamic wave” ekvationer. I vissa koder finns det optioner för ”reducerade ekvationer” (diffusive och kinematic wave) som då har en något mer begränsad applicerbarhet.

1D modeller ger främst hydrauliska samband mellan flöde och nivå (se exempel Figur 39). Utifrån dessa kan medelvärden på hastighet, bottenkjuvspänning och ett antal andra parametrar skattas. Någon lateral¹⁰ eller vertikal variation i tvärsnittet finns inte i modelleringsresultaten. Det finns dock metoder att grovt uppskatta dessa även om det inte normalt är rutiner i de flesta 1D-koder. Många av de vanligaste 1D-verktygen har dock möjlighet att skilja på ”main channel” och ”flood plains” via s.k. ”compound channel methods” som ger en viss lateral variation i parametrarna.

¹⁰ vinkelrätt mot strömningsriktningen

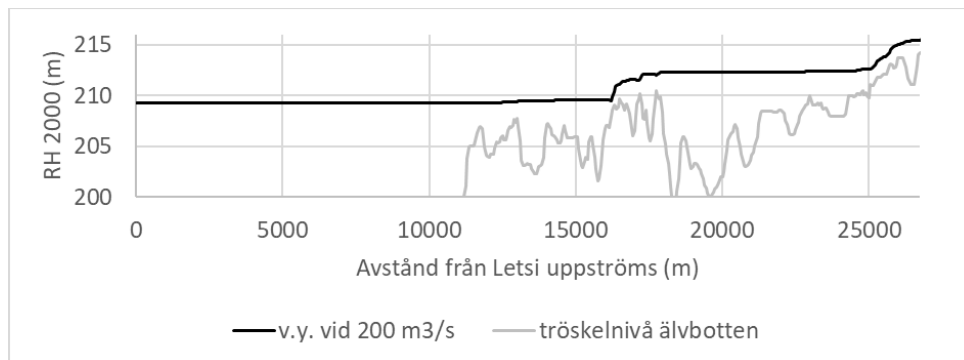
Utifrån en given batymetri och flöde finns det normalt bara en parameter att kalibrera beräkningen emot, råhetsparametern. I de flesta modeller är detta det s.k. Mannings tal. Denna enkla parameter anger styrkan på de skjuvkrafter vattendragets botten utsätts för vid en viss medelhastighet, utifrån en beskrivning av "skrovligheten" hos botten. Att grovt skatta Manningstalet kan därför göras utifrån t.ex. en beskrivning av hur stenig botten är. Nästan "allt" ses ibland inkluderas i Manningstalet, även inverkan av vegetation, vattendragets krökar, m.m. I sin enkelhet är detta sätt att beskriva förluster i ett vattendrag väl anpassat till såväl 1D som 2D beräkningar. Det finns också framtagna relationer mellan bottensubstratets storlek (t.ex. kornstorleksmedianen D_{50}) och Mannings tal. Dessa är dock flera till antalet och ger lite olika och spretiga resultat. Mannings tal (och tillhörande ekvation) finns beskriven i alla textböcker inom vattenbyggnadshydraulik ("open channel flow") eller på nätet (sök t.ex. på "Manning roughness coefficient"). För en ovan användare finns det dock några fallgropar man bör undvika:

- Mannings tal är inte en dimensionslös parameter. För det oftast använda internationella Manningstalet n är dimensionen [$s \times m^{-1/3}$]. Det betyder att i litteratur och andra källor med brittiska enheten [$s \times ft^{-1/3}$] måste värdet av n konverteras till SI-enheter (omvandlingsfaktor 1,49).
- I Sverige används fortfarande ibland en äldre svensk/(nord)européisk praxis att använda ett inverterat värde på Mannings tal ($M=1/n$), ibland benämnt Stricklers tal. De är dock svåra att förväxla då vårt svenska M sällan är under 10 och $n < 1$.
- För grunda steniga vatten gäller inte konventionella tabellerade värden på Mannings tal. Råheten i vattendraget ökar när det relativa djupet ("relative submergence") minskar. Lågt relativt djup definierar Powell (2014) när djupet är under 4 gånger bottenstrukturens D_{84} (större stenars diameter¹¹). Powell (2014) ger en bra överblick inom området.

Urvalet av programvaror för 1D-modeller är stort och finns i såväl licensskyddade paket som i gratis freeware. Ett exempel på den senare kategorin är HEC-RAS men licensknutna programpaket är också ofta förekommande.

Rekommendation: 1D-modeller är effektiva verktyg för att beskriva förhållandet mellan djup och flöde längs ett vattendrag. Andra hydrauliska parametrar kan skattas, dock endast som medelvärden över tvärsnittet oftast. Med kalibrering är 1D-modeller det rätta valet om dessa hydrauliska data är tillräckligt. För mer komplex strömning, t.ex. i en fiskväg, är 1D oftast inte rätt verktyg.

¹¹ D_{84} är den korndiameter i ett jordmaterials siktkurva vars kumulativa massa till 84% har en mindre diameter.



Figur 39. Exempel på resultat från en 1D-simulering. Här sträckan Akkats – Letsi (Luleälven). Stationär beräkning i HEC-RAS (efter Anders G. Andersson, LTU). Vertikal axel är nivå i höjdsystemet RH 2000.

Många programpaket för 1D har olika tilläggs paket för angränsande frågeställningar främst i vattendrag: sedimenttransport, temperatur, föroreningsspridning, isbildning, etc. Många har också optionen att arbeta i 2D (t.o.m. 3D) och har vissa gränssnitt mellan dessa olika nivåer.

2D modeller

Två-dimensionella modeller är likt 1D oftast baserad på djupintegrerade ekvationer enligt Saint-Venant. Den stora fördelen jämfört med 1D är att även den laterala fördelningen av strömningsbilden erhålls i resultaten. Nackdelen är främst att 2D är mer beräkningskrävande än 1D. När strömningshastigheter är viktigt, har 1D-modeller begränsningar och 2D är att föredra. Många kriterier för organismers livsmiljöer inkluderar såväl djup som hastighet.

För strömning utan abrupta variationer i vertikalled är 2D ett utmärkt verktyg. Sådana tillstånd råder ofta på naturliga sträckor i ett vattendrag. Nära turbinlopp, utskov eller mynnande lockvatten kan dock 2D vara otillräckligt för att beskriva strömningsbilden på ett användbart sätt. Själva fiskpassagen kan också vara mindre lämplig att beskriva i 2D. Speciellt gäller detta s.k. tekniska fiskvägar med vertikala väggar, strukturer i djupled och kraftigt avlänkad strömning.

Sekundärströmmar och andra variationer i vertikalled är processer som inte beskrivs i en uppsättning 2D rörelseekvationer. Det finns dock 2D-koder där delar av dessa vertikala processer rekonstrueras baserat på grundantaganden om vertikal fördelning m.m.

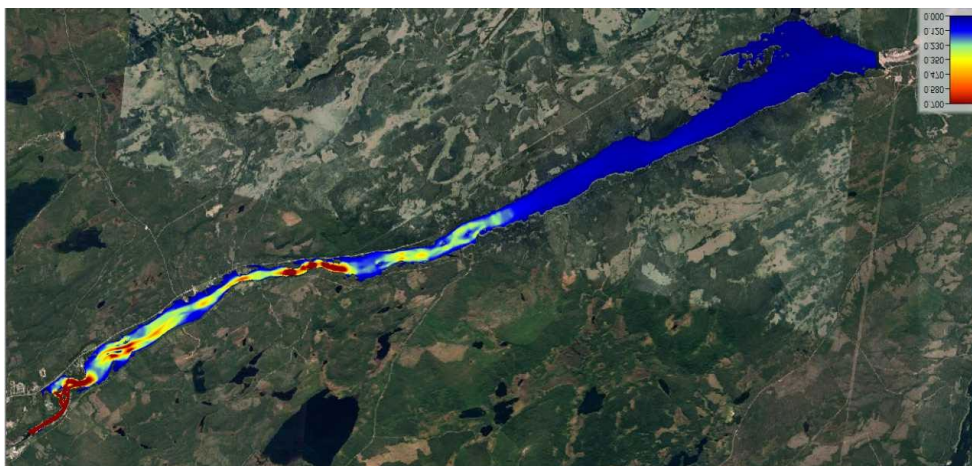
Liksom för 1D-koder finns det ett antal 2D-koder, såväl licensknutna som gratis att använda. Likt 1D är grunden för förlustberäkningar ("bottenfriktionen") baserad på en beskrivning av bottenens beskaffenhet, oftast i form av ett Manningstal (se tidigare avsnitt: 1D modeller). En skillnad från 1D

är dock att råheten (bottens ”skrovlighet”) inte kan (eller behöver) vara lika ”generös” i att inkludera delar av terrängen, såsom t.ex. vattendragets krökar.

Kalibrerade så ger 2D-modeller ofta en hygglig fördelning av hastigheterna om inte batymetrin är allt för komplicerad (se exempel Figur 40). Kalibrering sker som för 1D oftast endast m.h.a. flöde och nivåer. Det är en fördel om även hastighetsmätningar används i kalibreringen. Mätinsatsen för detta är dock ofta komplex och kräver mer mätutrustning, t.ex. ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Tekniken att bestämma ythastighet från flytande ”tracers” med bildanalys är f.n. på frammarsch: s.k. ”Particle Tracking Velocimetry” (PTV). Utifrån ythastighet kan den vertikala medelhastigheten ofta grovt skattas, normalt som 80–85% av ythastigheten (*Tekniskt: se ”depth-averaged to surface velocity ratio”, t.ex. i Hauet et al, 2018*).

En del 2D-modeller (t.ex. i open-source koderna Delft3D och Telemac-2D) har en mer avancerad hantering av turbulenta kvantiteter och därmed också modelleringen av den viktiga förlusttermen (”bottenfriktionen”). Förutom en bättre beskrivning av turbulent hastighets- och längdskala så kan det ge mer rättvisande strömningsbild i vissa fall (t.ex. nära en vertikal vägg). Mannings råhetsparameter är dock oftast den ”kalibrerbara” parametern även i dessa mer avancerade modeller. Många modeller har också moduler som tillägg, som kan hantera sedimenttransport, förorenings spridning, m.m.

Rekommendation: Om 1D-modellering inte kan ge de svar som krävs vad gäller lateral fördelning av hastighet och andra parametrar är 2D ett bra val. 2D-modellering fungerar generellt väl i ”naturlig terräng” men har begränsningar vad gäller vertikala processer och bör undvikas om terrängen har abrupta förändringar i djupled. För fiskbiotoper och fiskpassagelösningar så är hastigheter ofta viktiga. Generellt sett hanterar 2D hastighetsfördelning bättre än 1D.



Figur 40. 2D-modell av sträckan Akkats – Letsi i Luleälven med HEC-RAS. Färgkodning visar totalhastigheten djupintegrerat (m/s). Bilden från Anders G. Andersson, LTU.

3D-modeller

Med 3D-modeller avser man oftast s.k. CFD (Computational Fluid Dynamics) som bygger på de s.k. Reynolds ekvationer. Dessa har för att minska beräkningsbehovet matematiskt filtrerats i tiden, och därmed ”släckt ut” alla turbulenta fluktuationer. Dessa måste därför återskapas i form av olika modeller beroende på frågeställning.

Ett antal CFD-koder finns att tillgå. OpenFOAM är en vanlig open-source kod. CFD-koder har oftast en mer generell fysikalisk modellbyggnad och kan därmed användas för många olika strömningsprocesser och tillämpningar. Med sin mer generella uppbyggnad kräver också CFD mer initierade val av randvillkor (t.ex. råhet), hantering av vattenytan, lösningsalgoritmer, turbulensmodeller, m.m. CFD är också betydligt mer beräkningskrävande än de flesta 1D/2D-modeller. Även om CFD har färre begränsningar vad gäller krav på geometri/batymetri m.m. så är det inte alltid så att CFD ger mer korrekta resultat än 1D/2D. För komplicerade geometrier eller krav på 3D-resultat avseende hastighetsfördelning och turbulens så är dock CFD ett utmärkt verktyg. För t.ex. inloppet till en fisktrappa eller strömningen vid en ledarm eller genom ett låglutade galler är CFD att föredra (se exempel på CFD-modellering i Figur 41).

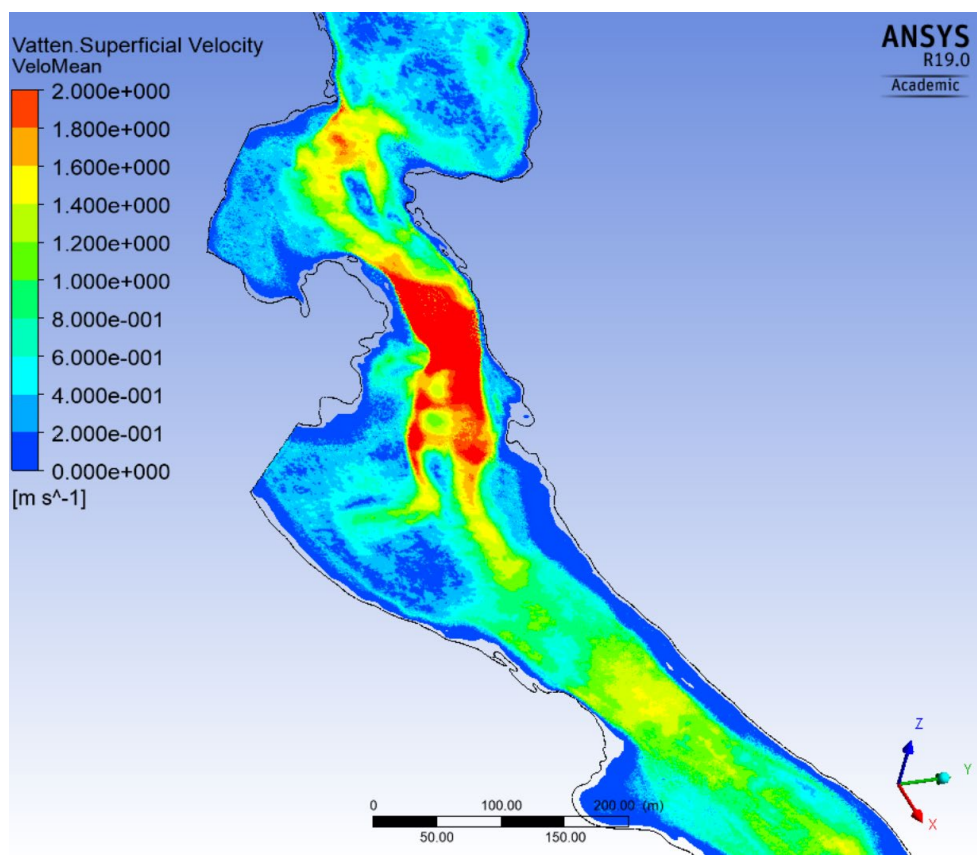
Alla verktyg kräver kompetens (erforderlig teori och erfarenhet) för att producera användbara resultat. CFD får dock sägas kräva mer än t.ex. 1D/2D såväl vad gäller nätgenerering, randvillkor, modellval (många alternativ i en CFD-kod), numerisk lösare och kvalitetskontroll. Inte sällan är det specialister med vana från andra applikationer som anlitas för att också applicera CFD på vattendrag. Här är därför viktigt att som beställare av CFD-beräkningar försäkra sig om att vattendrags i sammanhanget karaktäristiska och viktiga egenskaper (t.ex. storskalig och stokastisk råhet och förekomsten av vattensprång) förstås av utföraren. Några av dessa nämns i första avsnittet (Strömning i vattendrag och fiskpassager).

De olika CFD-koderna som finns tillgängliga på marknaden har ofta lite olika styrkor och svagheter beroende på frågeställning. I praktiken innebär kodens uppbyggnad ofta en avvägning mellan användarvänlighet/användargränssnitt och flexibilitet/frihetsgrader i modelleringen. En generell standardmodell som levererar kvalitet för alla flödesfall existerar inte. Drömmen om ”CFD with a touch of a button” är fortfarande en utopi och kommer så förbli under överskådlig tid.

Förutom CFD finns det liknande 3D-modeller vars uppbyggnad och metodik är besläktad med 2D (ofta inbyggd och valbar option mellan 2D och 3D). Förenklingar och modell-antaganden anpassade till förhållanden som ofta råder i vattendrag är här redan gjorda, vilket underlättar för användaren och ofta snabbar upp beräkningen. Tidigare nämnda Delft3D och Telemac är exempel på open-source koder i denna kategori. Enklare handhavande skall dock inte misstolkas som att generaliserbarhet eller tillämpbarhet ökat. Betydelsen av erfarenhet och kunnande inom strömningsmodellering för

resultatens kvalitet är här fortfarande lika stor som i de mer avancerade och generella CFD-koderna.

Rekommendation: CFD är ett kraftfullt verktyg för komplicerade strömningssituationer, t.ex. i eller i anslutning till en fisktrappa eller liknande byggda strömningsskonstruktioner. Även vid behov av detaljerade vertikala processer är CFD ofta att föredra. En erfaren CFD-resurs med bra beräkningskapacitet och ”färdig geometri” kan relativt snabbt få fram ett resultat för ett grundfall (typiskt några dagar till en vecka). Kvalitetssäkring adderar ytterligare tid till detta (några dagar). Vid stora frihetsgrader i geometrisk/batymetrisk utformning är CFD mindre lämpligt, då varje sådan förändring ofta kräver ”omstart” från grunden (geometri → nät → beräkning).



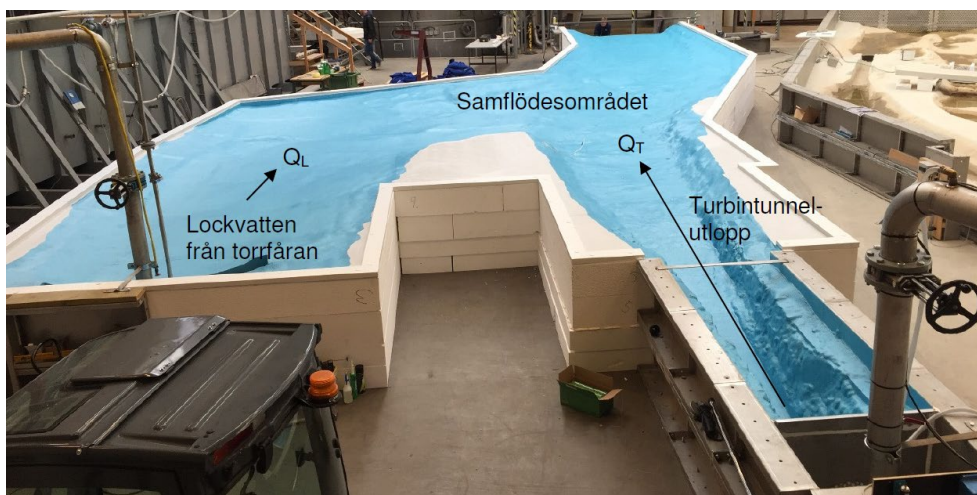
Figur 41. 3D CFD-modell av Mattisudden: ca 1 km älvsträcka mellan Akkat och Letsi i Luleälv. Total ythastighet beräknad med ANSYS CFX (Hedberg, 2018).

Fysiska modeller

Rätt dimensionerad och byggd är en fysisk modell en skalmodell av verkligheten. Normalt krävs en skala på ca 1:50 för att producera kvalitativa resultat i en fysisk modell m.a.p. strömningssbilden för att upprätthålla tillräckligt turbulenta förhållanden. En fysisk modell är dock utrymmeskrävande (Figur 42). En sträcka i ett vattendrag på 1 km upptar ca 25 m längd (med inlopp och utlopp) och ca 120–150 m² golvyta. I denna skala motsvarar en vattenföring på 300 m³/s ett skalat flöde av 17 l/s (tekniskt:

homolog modell skalad enligt Froudes, för detaljer se lämplig textbok i *Hydraulic Engineering*).

En fysisk modell har en högre initialkostnad än en matematisk modell men är betydligt mer rationell att göra förändringar i, att snabbt testa olika scenarier och modifieringar av batymetrin. Det kan därför vara rationellt med en fysisk modell även ur kostnadssynpunkt om frihetsgraderna i ett designarbete av t.ex. en fiskväg är många. En fysisk modell har också fördelen att man som lekman (vad gäller hydraulisk modellering) kan delta i modellerandet handgripligen (själv påverka strömningen med enkla medel). En fysisk modell är därmed ett mycket användbart kommunikativt verktyg till olika intressenter och ger en ökad förståelse för den hydrauliska frågeställningens möjligheter och begränsningar.



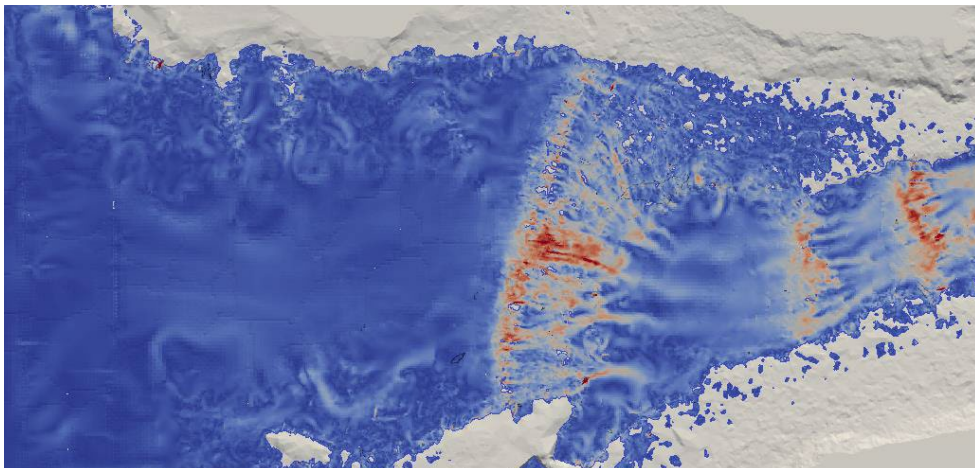
Figur 42. Fysisk modell skala 1:50 av samflödesområdet Stornorrfors.

En fysisk modell har dock begränsningar. Den främsta är nämnda fysiska utrymmeskrav. Precis som matematisk modellering kräver den också ett bra underlag vad gäller batymetri och någon form av kvalitetskontroll i form av kalibrering mot ett känt nuläge. En fysisk modell saknar visserligen alla de ”modellantaganden” som kan skapa problem i en matematisk modell men har egna felkällor. Skaleffekter är ett potentiellt problem i fysiska modeller. Detta är ett problem som helt saknas i matematisk modellteknik. Även skalan 1:50 är inte tillräcklig för låga hastigheter eller små dimensioner med resulterande problem med kvalitet i resultaten. Det är därför inte lämpligt att i samma fysiska modell försöka modellera såväl ett större vattendrag som en mindre fiskväg, t.ex. en fisktrappa. En 1,5 m bred trappa i prototyp (”verklig storlek”) blir bara 3 cm bred i en 1:50 modell. För en sådan modell kan visserligen en rimlig noggrannhet fås av förhållandena i inlopp och utlopp (t.ex. utbredningen av lockvatten) men förhållandena i själva fiskvägen kan inte modelleras med någon större tillförlitlighet. De små dimensionerna i modellens fiskväg resulterar i helt annorlunda flöden än i prototyp (verklig skala). Mycket låga hastigheter i en fysisk modell bör också tolkas med försiktighet.

Skaleffekterna gör också att studier av sedimenttransport är svårtolkade i en fysisk modell. Stabiliteten hos bottensubstratet modelleras visserligen rätt väl, d.v.s. vilka stenfraktioner som motstår strömningens erosiva krafter. Själva transportförloppet av mobilt bottensubstrat (sediment) och dess eventuella deposition i bottenformationer är dock betydligt svårare att representera på ett korrekt sätt i en fysisk modell. Även s.k. transienta förlopp är också krävande att modellera fysiskt, t.ex. snabba vattenståndsförändringar. Samspelet mellan den fysiska modellsträckan och resten av vattendraget måste då vara känt på modellens ränder (in- och utlopp). Modellen måste dessutom vara utrustad med snabb nivå/flödesreglering som kan efterlikna den verkliga transienten. Tidsskalan för processen i nämnd 1:50-skala blir då också 7 gånger snabbare än i verkligheten vilket är mycket komplicerat att åstadkomma.

Bortser man helt från skaleffekter kan man till låg kostnad bygga en kvalitativ modell av ett vattendrag i miniformat, typiskt 2–3 m lång, 4–5 m² yta. Skalningen bör då göras i s.k. förställd höjdskala, d.v.s. man överdriver den vertikala längden jämfört med den horisontella. En sådan modell rekommenderas inte som enda verktyg, men kan vara rationellt om frihetsgraderna i utformningen av batymetrin är många. Även ur kommunikations- och samrådssynpunkt är en sådan modell användbar då olika intressenter kan bjudas in att delta i utformningen. Resultaten är dock endast i bästa fall kvalitativa och bör alltid kombineras med en slutfas där en matematisk modellering eller analys genomförs, byggd på resultaten från den fysiska minimodellen (för exempel se Figur 43).

Fysisk modellering kan med fördel göras på viktiga komponenter och detaljer i t.ex. en fiskpassagelösning. Skalan väljs då så att kvaliteten i resultaten blir tillfredsställande. Även fullskala är då ibland möjligt, oftast med snäva gränser för modellområdet.



Figur 43. Minimodell av Purkijaure grunddamm. Uptill kvalitativ fysisk modell (skala 1:180 horisontellt, 1:60 vertikalt). Nertill CFD-modell byggd på minimodell (för att erhålla kvantitativa resultat).

Lockvatten

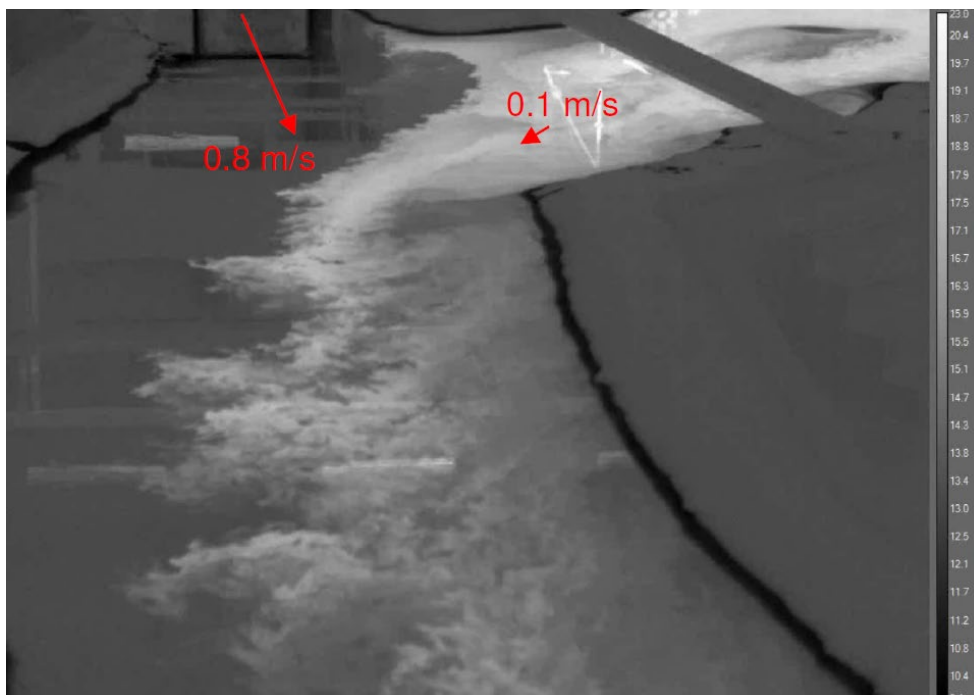
För att anlockningen till en teknisk eller naturlig fiskväg skall fungera bra så måste inloppet vara såväl detekterbart som attraktivt för fisken. För uppströmsvandring till en fiskpassage är strömningen som associeras med fiskvägen en viktig parameter (om än inte den enda).

Då området nedströms ett kraftverk ofta är starkt påverkat av produktionsvattenföringen så kan flödet i själva fiskvägen behöva kompletteras med tillförseln av ett större lockvattenflöde. Lockvatten kan sägas bestå av ett tillräckligt stort volymflöde med en hastighet som i konkurrens med strömmen från kraftverkets utlopp kan upptäckas av fisken. Volymflödet hos lockvattnet i kombination med hastigheten (typiskt 0,8–2 m/s enligt FAO, 2002 beroende på adresserade fiskarter) motsvarar en energinivå som är jämförbar med

maximalt någon enstaka decimeter mätt som fallhöjd. Det är därför ur resurssynpunkt inte motiverat att använda vatten från uppströms magasin (typiskt tiotals meter fallhöjd) bara för lockvatten. Ofta finns vatten tillgängligt på nedströmssidan som utgör ett alternativ för volymflödet. Med en pump kan detta vatten accelereras upp till önskvärd hastighet. Ejektorer, d.v.s. höghastighetsstrålar som drar med sig lugnvatten, är ett effektivt sätt att åstadkomma lockvatten. Utformningen bör dock ske så att lockvattnet blir attraktivt för fisken.

Lockvattnet behöver oftast anpassas till de rådande strömförhållandena genererade av drivvattenföringen i kraftverket. Olika simkapacitet, djuppreferens, m.m. gör att lockvatten för uppströmsvandring också behöver anpassas till de målarter som passagen skall attrahera. Förutom djup och volymflöde påverkar också lockvattenstrålens vinkel mot huvudströmmen, turbulenta kvantiteter (t.ex. energi och storlek hos virvlarna som skapas av lockvattnet), lockvattnets anslutning till fiskvägen, m.m. Det är förstås en stor fördel om fiskens rörelser i vattendraget är kända inför en introduktion av fiskväg och lockvatten. Att beskriva de lockvattenförhållanden som är gynnsamma för olika fiskarter är dock inte avsikten i detta kapitel. Däremot ges här en guide till vilka verktyg som är tillämpliga och tillgängliga.

Att modellera lockvatten görs bäst i 3D, förslagsvis med någon form av CFD. Lockvattnets tredimensionella karaktär och interaktion med medelflödet lämpar sig oftast inte att modelleras med djupintegrerade ekvationer (1D/2D). Med CFD fås också en uppfattning om turbulenta storheter som intensitet, längdskala, vorticitet, m.m. Det kan vara lockande att modellera stationärt (d.v.s. med resultaten medelvärdesbildade i tiden). En sådan simulering sparar datorkraft jämfört med en transient (tidsupplöst). Den ”sirapsliknande” strömningsbild som ges med stationära beräkningar filtrerar dock bort den instabilitet med stora virvlar som skapas av lockvattenstrålen. Instabilitet i medelströmmen (t.ex. periodiska variationer som ofta sker när vattenflöden av olika hastighet blandas) kan till intensitet och storlek påverka fiskens vilja att gå mot fiskpassagen. Fysisk modell är också ett verktyg som fungerar för lockvatten. Här visualiseras lockvattenstrålen med ett färgämne eller med en värmekamera och olika temperatur på lockvatten och huvudflöde (Figur 44).



Figur 44. Värmeamera för att visualisera lockvatten. Stornorrfors samflödesområde som i Figur 42, men bild nedströms ifrån. Ljusare färg: flöde via gamla älvfåran, mörkare färg: vatten från turbiner.

Modellering är förknippat med kostnader som ibland inte kan motiveras. Modellering ger bara flödesbilden men inte information om fiskens preferenser. Om möjligt är det därför alltid en fördel om man kan göra försök i fält, d.v.s. utprova olika placeringar direkt på plats vid kraftverket. Detta är förstås inte heller en undersökningsmetod som passar en liten budget, då utrustning kan bli kostsam och omfattande uppföljning kan behöva göras.

I litteraturen finns ett stort antal vetenskapliga artiklar skrivna om "turbulent jets" och "junction flow" eller "channel junction" som berör frågan ur lite olika vinklar. Även om dessa ofta har tagits fram för förenklade geometrier och idealiserade förhållanden finns här viss information om penetration och omblandning för mindre flöden (som attraktionsflöden) som tillförs huvudflödet vid olika vinklar från sidan. Tyvärr finns inte detta idag sammanställt för just denna tillämpning på ett enkelt och tillgängligt sätt. Den klassiska textboken av Fisher (1979) kan dock utgöra en startpunkt för teorin på området vars upplägg och fokus ligger relativt nära den här avsedda tillämpningen.

Guidande tabellsammanfattning

I ett försök att sammanfatta avsnittet "Metodik för hydrauliska modeller" har ett par tabeller tagits fram. Avsikten med dessa är att ge läsaren en första sorteringsgrund, eller guide, till vilket modelleringsverktyg som är bäst lämpad för olika frågeställningar. En sådan sammanställning blir inte rättvisande i alla förekommande situationer och är definitivt inte heltäckande. Förhoppningsvis

kan den dock guida läsaren till att fördjupa sig i de delar som känns mest relevanta.

Tabell 6 nedan fokuserar på de olika modellverktygen som berörs: vilka typiska tillämpningar man vanligtvis använder dem till och där resultatet oftast blir bra. Även modellteknikernas vanligaste svagheter pekas ut.

Tabell 7 är ett försök att utifrån några olika flödessituationer som förekommer i vattendrag och fiskpassager ge en rekommendation om val av modellverktyg. Preferensen för olika verktyg är något olika för olika aktörer i frågan. Rekommendationen gör därför inte anspråk på att vara varken slutgiltig eller heltäckande.

Tabell 6. De olika modellverktygens användningsområden, styrkor och svagheter i sammanfattning.

Modellval	Typiskt vattendrag	Typiskt resultat	Största fördel	Största nackdel
1D matematisk	10 – 100 km, transienta flöden	Vattennivå/flöde	Enkel och snabb	Endast longitudinell variation. Ej för komplex geometri.
2D matematisk	2 – 20 km	Även hastighetsfördelning	Enkel och snabb men med lateral upplösning (tvärsnitt)	Ej för komplex geometri, speciellt ej i höjdded. Ej vertikal processer.
3D matematisk	1 m – 1 km	”all strömning”	Generell för de flesta situationer.	Tunga beräkningar men kan ge missvisande resultat utan validering
Fysisk skalmodell	1 m – 1 km	Nivåer, hastigheter, omblandning, m.m. (beror på instrumentering)	När väl byggd: enkel och snabb att testa scenarier i. Kommunikativ.	Utrymmeskrävan de och initialkostnad. Skaleffekter ger begränsningar i tillämpning.
Handräkning	Lokalt	”all strömning”	Snabba överslag	Begränsningar i resultat och generaliserbarhet
Fältförsök	Lokalt	Beror på instrumentering	Test i ”verkligheten”	Begränsningar i genomförbarhet

Tabell 7. Rekommendation av modellval för några typiska strömningssituationer.

	Första val	Alternativt val
Reglering i vattendrag: förändringar i djup	1D-modell, fältförsök	Enklare beräkningar och överslag
Reglering mellan kraftverk: effekt på vattendraget som biotop	2D matematisk: ger såväl fördelning av djup som hastighet, fältförsök	1D med grova antaganden om hastighetsfördelning
Lokal biotop i vattendrag	Fältförsök, 3D matematisk eller fysisk modell	2D ger också användbara svar. Handräkning.
Lockvatten: placering och utformning	Fältförsök, 3D matematisk eller fysisk modell	Handräkning: kräver litteratursökning, 2D kan fungera under vissa förhållanden
Naturlik fiskväg	Designkriterier ur litteraturen, enklare beräkningar.	1D/2D men svårt om strömningsbild är komplicerad (stenig, vattensprång, m.m.)
Teknisk fiskväg	Ofta finns designkriterier: använd dem.	CFD, fysisk modell med liten/ingen skalning
Avledare, guidning av fisk (placering i vattendrag)	2D/3D beroende på frågeställning. Fysisk skalmodell.	Fältförsök om möjligt
Avledare, guidning av fisk (designdetaljer)	Finns designkriterier: använd dem.	Fysisk modell i liten/ingen skala, 3D matematisk. Försök med fisk?

Referenser

Casey, M. and Wintergerste, T. (editors), 2000, "ERCOFTAC SIG - Quality and Trust in Industrial CFD: Best Practice Guidelines". ERCOFTAC, 2000.

FAO, 2002, "Fish passes: Design, Dimensions and Monitoring", Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome Italy.

Fisher, H.B., E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger & N.H. Brooks, 1979, "Mixing in inland and coastal waters", Academic Press, San Diego, USA.

Hauet, A., T. Morlot & L. Daubagnan, 2018, "Velocity profile and depth-averaged to surface velocity in natural streams: A review over a large sample of

rivers”, 9th International Conference on Fluvial Hydraulics (River Flow 2018), Lyon-Villeurbanne, France, Sept. 5-8.

Hedberg, M., 2018, ” CFD simulations of Luleälven: An examination of CFD as a tool for evaluating restoration possibilities of regulated dredged rivers”, Examensarbete, LTU. <http://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1260091/FULLTEXT01.pdf>

Powell, M.D., 2014, “Flow resistance in gravel-bed rivers: Progress in research”, *Earth-Science Reviews*, V. 136, p. 301-338.

Rao, P., T. V. Hromadka, C. Huxley , D. Souders, N. Jordan, C. C. Yen, E. Bristow, C. Biering, S. Horton & B. Espinosa, 2017, “Assessment of computer modeling accuracy in floodplain hydraulics”, *International Journal of Modelling and Simulation*, Vol. 37, No. 2, pp. 88–95, <http://dx.doi.org/10.1080/02286203.2016.1261218>

Bilaga 5.7 Hydraulisk design av lockvatten

Av: Patrik Andreasson, Luleå Tekniska Universitetet och Vattenfall AB

Sammanfattning

Detta avsnitt beskriver de hydrauliska aspekterna på lockvatten. Dessa är normalt underordnade de biologiska men har en stöttande funktion i att tillhandahålla verktyg för att utforma lockvatten med en hög passageeffektivitet och om möjligt på ett energieffektivt sätt. Nedan ges ett fåtal punkter hur lockvatten bör utformas ur hydraulisk synpunkt:

- Ett attraktivt lockvatten måste ha en tillräcklig mäktighet för att locka fisk att gå in i fiskpassagen. Det som avgör ett lockvattens penetration i omgivande vattenvolym är dess momentum: en kombination lockvattnets mängd, hastighet och riktning.
- För att åstadkomma önskvärd hydraulisk funktion hos lockvatten så är den mest pålitliga metoden modellering. Komplexiteten i lockvatten och dess omgivning gör sig bäst i 3D-modellering: matematisk eller fysisk. En viktig förutsättning för ett gott resultat från modellering är att batymetrin (bottentopografin) i vattenområdet är kartlagd.
- I mindre anläggningar kan modellering vara ett alltför kostsamt verktyg. I detta dokument och i en mer teknisk beskrivning (Andreasson, 2019) ges därför några enkla analytiska verktyg för att uppskatta penetrationen av lockvatten med teori för s.k. strålar. Detta kan ge en fingervisning om ungefärlig utbredning och penetration utan arbetet med mer omfattande modellering.
- Hastigheten hos lockvattnet är viktig. Den måste vara tillräcklig för att attrahera fisk men inte så hög att den överstiger målarternas simförmåga. Oavsett utformning av ingången till fiskpassagen skapar lockvatten låghastighetsområden i dess yttre områden då omgivande vatten succesivt blandas in och "eroderar" strålen. Rätt utformad kan även mer svagsimmande arter simma i dessa lockvattenstrålens ytterområden.
- Den dominerande synen är att lockvatten bör ha en riktning som är nära parallell med huvudströmmen. Om möjligt kan det också vara gynnsamt att introducera lockvatten i lugnare vattenområden i direkt närhet till huvudflödet från turbinerna. Även om turbinvattenföringen attraherar mest, blir tydligheten hos ett givet volymflöde lockvatten större i lugnare områden, förutsatt att området avsöks av fisken.
- Ingången till fiskpassagen är en viktig del i den hydrauliska utformningen. Lockvattnet och fiskpassagens flöde bör länkas samman och tillräckliga låghastighetsområden bör tillgodoses om också svagsimmande arter adresseras.

Lockvattnets konkurrens med huvudflödet

Lockvatten skall attrahera vandrande fisk att upptäcka och välja fiskpassagen förbi ett vandringshinder. Då vandring sker såväl uppströms men även tillbaka nedströms har lockvatten betydelse i båda fallen. Lockvattnets konkurrens med attraktionen hos huvudströmmen är central oavsett riktning. Att påverka hur och var lockvattnet introduceras i huvudströmmen är dock fundamentalt olika för upp- och nedströmsvandring:

Uppströmsvandring: här skall lockvattnet konkurrera med relativt höga vattenhastigheter, turbulensnivåer och volymflöden ofta i relativ närhet till turbinutlopp och/eller utskovsflöden. Här är dock frihetsgraderna vid designen av lockvattnet för uppströmsvandring förhållandevis stora. Lockvattnet kan anordnas så att det kan penetrera in omgivande vattenvolym, t.ex. in i huvudflödet. Lockvattnet kan därmed med rätt hydrauliska egenskaper designas för en funktion relativt långt från mynning (ingången) till fiskpassagen.

Nedströmsvandring: nedströms lockvatten behöver oftast inte konkurrera med lika stora hastigheter och turbulensnivåer som vid uppströmsvandring. En ingång till fiskpassagen här innebär dock att lockvattenflödet i huvudsak accelereras i direkt anslutning till ingångens mynning och lockvattnets påverkan (detekterbarhet) längre ut är svår att åstadkomma. Utan guidningsanordningar eller andra attraktionsåtgärder i huvudströmmen så kan därför mynningen vara svår att hitta för vandrande fisk vid låga flöden. Att märkbart avlänka huvudströmmen mot mynningen bara med hjälp av lockvatten är oftast inte realistiskt, då det kräver en ansevärd andel av det gemensamma volymflödet. Placeringen av mynningen för nedströms vandring är därför viktig. En hög accelerationen i mynningen skapar en tvekan hos fisken att gå in i passagen, se t.ex. Kemp m.fl. (2005) och Kerr & Kemp (2019). Samtidigt kan det vara önskvärt att strömningen i anslutning till mynningen når en sluthastighet som överstiger önskade målarters sprinthastighet, för att undvika att de vänder tillbaka.

Volymflöden för lockvatten

Calles m.fl. (2013) ger en omfattande litteraturgenomgång av olika rekommendationer av volymflöden för lockvatten för uppströmsvandring, med såväl internationella rekommendationer och svenska exempel. I de allra flesta fall anges en procentsats av huvudflödet (ofta uttryckt som turbinvattenföring, slukförmåga eller medelvattenföring MQ). För existerande passager ökar effektiviteten i anlockningen med ökande procentsats, för att teoretiskt vara optimal (men oftast orealistisk) vid 100%. Gränsen för vad som rapporteras vara tillräckligt god anlockning varierar dock kraftigt från enstaka procent till 10-tals procent. Wolter & Schomaker (2019) sammanställde funktionen hos 193 stycken fiskpassager av olika storlek och typ, varav 92 stycken bedömdes vara "fully functional". Underlaget för detta var vetenskapliga publikationer och "grå litteratur", filtrerade med krav på dataunderlag m.m. samt att fiskvägen skulle vara designad att inkludera även svagsimmande arter och

yngre individer. Medianflödet för dessa var 5% av MQ men med stor spridning uppåt och nedåt.

Ur ett hydrauliskt perspektiv ter sig lockvattnets rörelsemängd ("momentum") vara mer relevant dimensioneringsparameter än en andel av huvudflödet. Rörelsemängden kan ge en fingervisning om lockvattnets inträngning i nedströms vattenområde och även dess penetration in i huvudflödet. Rörelsemängd kan sägas vara en kombination av massflöde, hastighet samt riktning och uttrycka lockvattnets "mäktighet" eller "påverkan" i förhållande till huvudflödet. Calles m.fl. (2013) och de flesta referenser som anger ett volymflöde pekar också på vikten av att utforma lockvattnet så att det tydligt penetrerar och påverkar huvudflödet. Några, t.ex. Larinier (2002) och Armstrong m.fl. (2010) diskuterar också i rörelsemängd snarare än volymflöde. Detta diskuteras här mer i kommande stycken (Penetration och spridning av lockvatten och Hastigheter och turbulens (uppströmsvandring)).

Vad gäller nedströmsvandring har som nämnts styrning av fisken mot passagen stor betydelse för effektiviteten (fysiska eller beteendebarrärer). Volymflödet i några nedströmsstudier sammanfattas i Calles m.fl. (2013) till ca 2–10% av huvudflödet. Haraldstad m.fl. (2018) indikerar 90% passage-effektivitet ungefär mitt i detta intervall för nedströms vandrande smolt. Lariner & Travande (2002) anger 5% av turbinflödet som praxis i Frankrike (2% för lutande avledningsanordningar: "inclined", i Sverige ofta benämnt som låglutande alfa-galler). USFWS (2019) anger att nedströms lockvatten bör vara 5% av turbinernas slukförmåga, dock minst 0,7 m³/s. Det framgår dock inte på vilket underlage denna rekommendation bygger.

Penetration och spridning av lockvatten

Lockvatten bör tillföras med en rörelsemängd (massflöde × hastighet) som har avsedd attraktions-kraft i konkurrens med huvudflödet (oftast turbinvattenföringen). Lockvattnet bör penetrera fram till det område som bedöms lämpligt m.a.p. var fisken uppehåller sig. Det bör vara i anslutning till huvudflödet men områden med de högsta hastigheterna och kraftigaste turbulensen bör normalt undvikas (Armstrong m.fl., 2010). Denna form av rörelsemängdsdesign (som komplement till en procentsats av huvudflödet) torde i många fall vara en mer effektiv metodik ur anlockningssynpunkt, då en tydligare bild av lockvattnets inverkan på nedströmsområdet erhålls.

Den säkraste metoden att designa penetration och spridning är att använda någon form av hydraulisk modellering (matematisk eller fysisk). Detta är dock relativt kostsamt, såväl själva modelleringen som framtagandet av batymetri (undervattensgeometri) och övrigt underlag som erfordras.

Det finns dock en alltför sällan använd designmetod som är enkel och snabb, även om den inte har samma precision som fullskalig modellering. För små vattendrag kan denna metod vara lämplig att nyttja vid design av lockvatten. Inom liknande tillämpningar i vattendrag (recipienthydraulik t.ex.) har man

länge använt ekvationer för s.k. strålar ("Jets"). Med dessa kan skattningar av penetration och spridning av lockvatten göras, utan avancerade förkunskaper eller omfattande modellering. I Andreasson (2019) ges analysverktygen för detta. Figur 45 nedan illustrerar hur lockvattenstrålens rörelse kan predikteras under förenklade strömningsförhållanden med denna metod.

En ofta förekommande åsikt är att lockvatten bör riktas snett in mot och gärna parallellt med huvudflödet. Detta nämns bland annat i Pavlov (1989), Armstrong m.fl. (2010) och DWA (2014). Den senare pekar också på att lockvattnet bör ansluta "sömlöst" med huvudströmmen. Vinkeln bör vara under 45°, gärna under 30°. En brantare vinkel torde kunna användas om det är ett initialt avstånd med lugnvatten fram till huvudflödet.

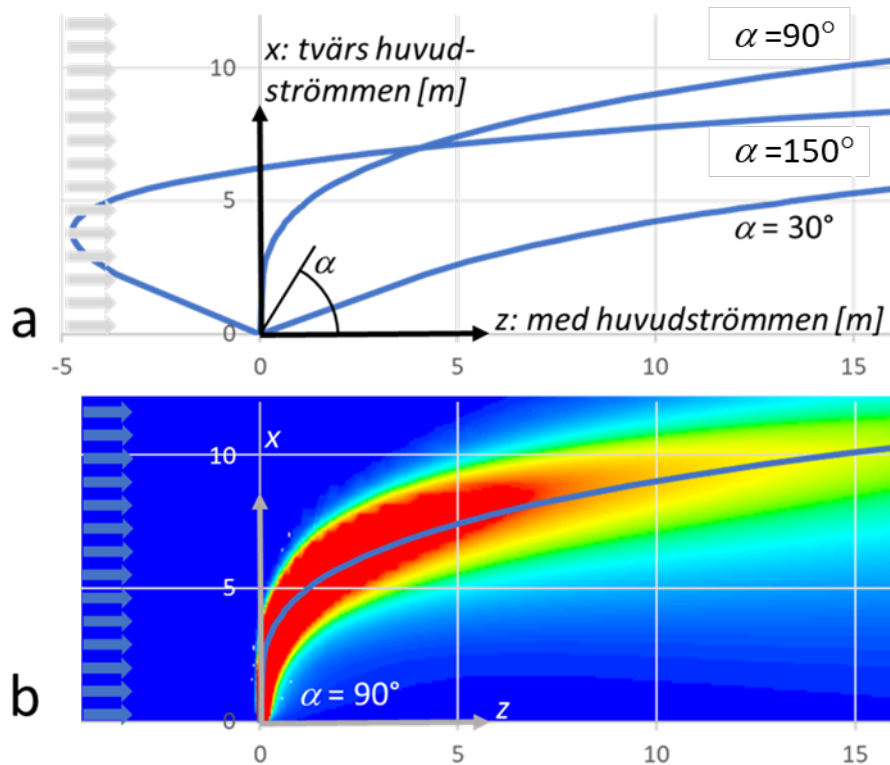
I Figur 45 nedan visas tre olika vinklar: för tydlighets skull med 60° vinkelskillnad mellan dem. Figur 45a visar strömlinjer för strålarnas centrum. "Strömlinjer" är linjer som följer strömmen från den punkt de släpps. Hur hastigheten minskar och spridningen av strålen ökar med strömlinjens längd från mynningen är inte enkelt att skatta med bra precision. Det beror på att strålen deformeras olika vid olika vinklar och är ofta "hästskoformad" med två parallella motroterande huvudstrukturer. Vad kan man säga då? En viss vägledning kan ges av:

- Längden på strömlinjerna (blå i Figur 45a) är en indikation på spridning och hastighetsanpassning till omgivande huvudström. Ju längre sträcka bort från mynningen, desto mer påverkas strålen av inblandning av omgivande vatten. Även om förhållandena inte är de samma för olika vinklar är det ändå en indikation: lång sträcka = stor "uttuning" av lockvattnet.
- I Andreasson (2019) ges exempel på hur spridningen kan skattas för rät vinkel ($\alpha = 90^\circ$) i Figur 45. Det ger en fingervisning om spridningen också för övriga vinklar.
- Även om lockvatten bör ha en riktning parallellt med huvudströmmen så kan större vinklar behövas för att "transportera ut" strålen från ingången till fiskpassagen till avsedd plats för att attrahera fisken.

Vill man ha en mer underbyggd uppskattning av hastigheter och spridning bör man leta i den publicerade litteraturen efter en studie som passar den vinkel och hastighetskvot som söks. Arbetsinsatsen/kostnaden tenderar då att kunna bli i paritet med en enklare modellering, vilket är att föredra i jämförelsen.

I Figur 45b visas en CFD-beräkning (efter Saaidi, 2005) motsvarande strömlinjen för rät vinkel i Figur 45a. Även en så pass avancerad modellerings-teknik som CFD (Computational Fluid Dynamics) uppvisar tydliga skillnader med en verklig lockvattenstråle. CFD modellerar inte turbulenta strukturer utan de parametreras. Därför ser strålen jämn och stabil ut ("sirapslik"). En

verklig lockvattenstråle skulle variera kraftigt i tid och rum, med stora och små strukturer som speglar turbulensen. CFD kan därför betraktas som ett medelvärde av strålens form och rörelse över tiden.



Figur 45. Exempel på lockvatten som mynnar i ett huvudflöde vid olika vinklar α . **1a.** De olika blå kurvorna visar skattade strömlinjer för centrum av strålen för tre olika riktningar vid mynningen: 30, 90 och 150 grader från huvudströmmen. I exemplet har lockvattnet hastigheten 2 m/s genom en 1 m² rektangulär ingång till trappan (mynning för strålen). Huvudflödet (i riktning längs z-axeln) har hastigheten 1 m/s. Koordinaterna i x- och y-riktning anger penetration i meter (bearbetad från Andreasson, 2019). **1b.** Samma flödesfall som i 1a (rät vinkel: $\alpha = 90^\circ$) men med strömlinjen överlagrat en motsvarande CFD-beräkning (3D-modellering). Röd till blå färg är hastighet från hög till låg. CFD-bilderna efter Saadi (2005).

Att anordna lockvatten i mer läade regioner i närhet av huvudflödet är ofta en effektiv lösning. Ur hydraulisk synpunkt bibehåller strålen sin ”tydlighet” i sin omgivning bättre och längre än om den tillförs i huvudströmmen, givet samma volymflöde. För lugnvatten finns mer utvecklad teori som med enkla medel ger information om utvecklingen av hastighetsprofiler, spridning, flödesinblandning, m.m. Teorin för detta finns beskriven i Andreasson (2019).

Teori om strålar ska dock inte förväxlas med en fullvärdig design av lockvatten. Den styrs i första hand av fiskens preferenser och beteende. Även ur hydraulisk synpunkt är det många frågor som inte löses med ekvationer för strålar. Exempelvis är förstås utformningen i anslutning till fiskpassagen och dess lokala anlockning något som kräver analys som inte strålteori kan svara på. Låghastighetszoner för mer svagsimmande arter kan behöva beaktas och en nära sömlös övergång från lockvatten till fiskpassage bör anordnas. Ofta tillförs lockvattnet från botten eller sidorna genom s.k. diffusorer (”wall” eller ”floor diffusors”: USFWS, 2019).

Även för lockvatten vars egenskaper mer liknar ett mynnande biflöde än en stråle, finns en del riktlinjer. I Andreasson (2019) ges ett antal litteraturhänvisningar för sådana fall även om litteraturen på området inte medger en mer generell metodikgenomgång på samma sätt som för turbulenta strålar.

Hastigheter och turbulens (uppströmsvandring)

I lockvattensstrålens centrum kommer initialhastigheten (från passagens mynning) att bibehållas en sträcka nedströms, för att därför sakta "erodera" till omgivningens hastighet. För att lockvattnet över huvud taget skall penetrera ut i ett huvudflöde krävs att lockvattnets initialhastighet är högre än huvudflödets. För läade lugnvattenområden sker penetrationen även vid lägre hastigheter. Valet av hastigheten på lockvattnet bestäms utifrån vilka målarter man har. Vanligt är minst 1 m/s upp till drygt 2 m/s för att passa mer snabbsimmande arter som atlantlax (Armstrong m.fl., 2010). Pavlov (1989) menar att lockvattenflöden alltid måste vara över tröskelhastigheten för att initiera uppströms vandring ("*threshold velocity*": ca 0,1–0,2 m/s för de flesta fiskarter) i mer eller mindre stillastående vatten. Vidare menar han att i ett konkurrerande huvudflöde bör lockvattnet ha en hastighet som överskrider huvudflödet med lika mycket (0,1–0,2 m/s), dock helst ej över den gräns vid vilken fisken börjar drifta med strömmen ("*critical velocity*"). Med rätt utformning kan dock lockvattnet utformas så att lägre hastigheter skapas i lockvattenstrålens perifera delar, t.ex. nära botten. . Ingångens utformning och sättet på vilket lockvattnet tillförs påverkar strålens form speciellt nära mynningen. För svagsimmande arter är det därför en fördel om lockvattnet redan här har låghastighetszoner.

Notera att även en stråle med en centrumhastighet som är hög, har en gradvis avtagande hastighet med avstånd från attraktionsstrålens centrum då omgivande vatten gradvis "eroderar" de yttre delarna och gör den allt bredare samt jämnar ut och sänker hastigheten. Attraktionsvattnets stråle kan därför utformas så att gynnsamma hastigheter skapas mot strålens kanter. Uppströms vandrande fisk är visserligen attraherad av huvudflödet ("*positive rheotaxis*") men väljer ofta att simma i utkanten, en bit från flödets maximala hastighet där förhållandena är gynnsamma för den egna simförmågan (DVWK, 2002). Lindberg m.fl. (2016) visar på att uppströms vandrande lax attraheras av maxhastigheten men väljer ofta att vandra i dess närhet där strömningsmotståndet kan minimeras.

Turbulens kan såväl verka attraherande som repellerande. Turbulens i ett vattendrag brukar beskrivas med en längd och hastighetsskala för de mest energirika virvlarna, även om de förekommer i många storlekar och varierande intensitet. Man kan grovt uppskatta dessa turbulensparametrar med en typisk längdskala (ca 0,3 × djupet) respektive en typisk hastighet (i lockvatten uppskattningsvis ca 0,03–0,04 × medelhastigheten). Turbulens undviks normalt av fisk om turbulensens längdskala är i paritet med dess längd, och

dess hastighetsskala är högre än vad fisken kan bemästra (se t.ex. Cotel & Webb, 2015).

För fiskpassager används ibland begreppet ”Energy Dissipation Factor” (EDF) eller ”Power density”. Det är ett begrepp som anger den turbulenta energiomsättningen [W/m^3] och relateras ibland till kriterier och rekommendationer för olika fiskarter. Hydrauliskt kan samma energiomsättning skattas för lockvatten utifrån ovan nämnda typiska turbulenta storheter. I normalfallet ter sig storleken på energiomsättningen dock betydligt lägre i nedströmsområdet från turbinerna (enstaka till tiotal W/m^3), än vad som rekommenderas för de flesta tekniska fiskvägar. Istället är det troligt att det är medelströmmens hastighet och vorticitet (”rotation”) som påverkar simförmågan mest. Även om omsättningen av energi (EDF) är mindre än t.ex. i en kammartappa är det kinetiska energinnehållet förhållandevis stort (typiskt 1–4 kJ/m^3) i strömningsfältet en bit nedströms turbinutloppet. Dessa värden är också ungefär representativa för ett lockvatten en bit från fiskpassagens ingång.

Höga hastigheter hos lockvattnet kan snabbt bromsa in om vattenytan närmar sig s.k. kritiska eller superkritiska förhållanden, då kraftig våg- och virvelbildning och t.o.m. vattensprång i form av ”virvelvalsar” kan utbildas. Risker för detta är större om lockvattnet tillförs nära eller vinklas upp mot vattenytan. Ur attraktionssynpunkt är det dock möjligen inte en nackdel, då associerad luftinblandning och ljud tros anses verka lockande på fisk. En ökad inbromsning kan också ske om höga hastigheter tillförs nära botten.

Lockvattentillgång, dammsäkerhet m.m.

För att uppnå en god anlockning till en fiskväg är i de flesta fall en tillräcklig mängd lockvatten avgörande. Vanligtvis leds lockvattnet från uppströms - dammen via en tub alternativt ränna för att sammanstråla i fiskvägens första steg (ingången). Lockvattnet behöver ha ett betydligt större flöde än det som rinner i fiskvägen. Under vissa förhållanden kan det därför vara svårt att i en befintlig konstruktion skapa plats för att leda fram lockvattnet. Tillgången av lockvatten kan också vara begränsad av annan orsak. Den rörelseenergi som lockvatten innehåller är i de allra flesta fall mycket liten i förhållande till den lägesenergi som samma mängd vatten har i dammen uppströms. Ett fåtal procent av den tillgängliga energin återstår i det slutliga lockvattnet. Det kan därför under vissa förhållanden finnas anledning att överväga om lockvatten helt eller till delar kan alstras på annat sätt eller tas tillvara för energiproduktion.

Ett alternativ som under gynnsamma förhållanden kan fungera, är om lockvattnet kan alstras med pumpar, som matas med vatten från nedströms dammen. Med hjälp av s.k. ejektorer kan vattnet från pumparna användas för att öka lockvattenflödet motsvarande flera gånger pumpens flöde. Utformningen av hur lockvattnet tillförs påverkar hur effektivt detta kan göras. En motsvarande funktion kan i vissa fall åstadkommas genom att pumparna

flöde ersätts med vatten som tillförs via en mindre tub från uppströms - dammen. Även på detta sätt kan merparten av vattnet tas från vattenområden nedströms dammen, som accelereras upp med hjälp av det energirika vattnet från uppströms magasin. Även minikraftverk har använts för att bättre nyttja överskottsenergin i lockvatten, t.ex. i Frankrike men även i Sverige (Stornorrfors). Oavsett lösning måste biologiska aspekter alltid vägas in för att inte försämra effektiviteten i passagen.

Man bör också alltid beakta dammsäkerhetsfrågor i ett projekteringskede, t.ex. att lockvattnet i sig kan skapa skadliga vibrationer och laster på konstruktioner eller orsaka lokal erosion som kan försvaga vitala delar i fördämning eller bottenfundament. Detta gäller förstås också i hög grad själva passagen men berörs inte ytterligare i detta avsnitt.

Referenser

Andreasson, P., 2019, *Teori om strålar – för vägledning vid utformning av Lockvatten*, Forskningsrapport, Luleå University of Technology. Länk: <http://ltu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1376164&dswid=-2933>

Armstrong, G.S., M.W. Aprahamian, G.A. Fewings, P.J. Gough, N.A. Reader & P.V. Varallo, 2010, *Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance Notes On The Legislation, Selection and Approval of Fish Passes In England and Wales*, Document – GEHO 0910 BTBP-E-E, Environment Agency, Bristol, U.K.

Calles, O., E. Degerman, H. Wickström, J. Christiansson, S. Gustafsson & I. Näslund, 2013, *Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft*, Rapport 2013:14, Havs- och vattenmyndigheten.

Aline J. Cotel A.J. & P.W. Webb, 2015, *Living in a Turbulent World—A New Conceptual Framework for the Interactions of Fish and Eddies*, *Integrative and Comparative Biology*, **55**(4):662–672.

DVWK, 2002, *Fish passes – Design, dimensions and monitoring*, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK): översatt av Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), FAO, Rome.

DWA, 2014, *Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung*, DWA Regelwerk, Merkblatt DWA-M 509, Hennef, Germany.

Haraldstad, T., E. Höglund, F. Kroglund, T.O. Haugen & T. Forseth, 2018, *Common mechanisms for guidance efficiency of descending Atlantic salmon smolts in small and large hydroelectric power plants*, *River Research and Application*, **34**(9):1179-1185.

Kemp, P.S., M.H. Gessel & J.G. Williams, 2005, *Fine-scale behavioral responses of Pacific salmonid smolts as they encounter divergence and*

acceleration of flow, Transactions of the American Fisheries Society, **134**(2):390-398.

Kerr, J.R. & P.S. Kemp, 2019, *Masking a fish's detection of environmental stimuli: application to improving downstream migration at river infrastructure*, Journal of Fish Biology, **95**(1):228-237.

Larinier, M., 2002, *Location of fishways*. In: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture, 364:39-53.

Larinier, M. & F. Travade, 2002, *Downstream Migration: Problems and Facilities*, In: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture, 364:181-207.

Lindberg, D.-E., K. Leonardsson & H. Lundqvist, 2016, *Path Selection of Atlantic Salmon (Salmo Salar) Migrating Through a Fishway*, River Research and Applications, **32**(4): 795–803.

Pavlov, D.S., 1989, *Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR*, bearbetad och översatt av Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Fisheries Technical Paper, No. 308, Rome.

Saadi, S., 2005, *Validation of semi-empirical correlations and CFD for air jet penetration in crossflow*, Vattenfall Utveckling AB, Rapport, U 05:99, Älvkarleby.

Towler B., K. Mulligan & A. Haro, 2015, *Derivation and application of the energy dissipation factor in the design of fishways*, Ecological Engineering, **83**:208-217.

USFWS, 2019. *Fish Passage Engineering Design Criteria*, USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service), Northeast Region R5, Hadley, Massachusetts.

Wolter, C. & C. Schomaker, 2019, *Fish passes design discharge requirements for successful operation*, River Research and Applications, early view, p. 1-5.

Bilaga 5.8 Hydrauliska samband för fiskpassager

Av: Patrik Andreasson, Luleå Tekniska Universitetet och Vattenfall AB

Avsikten med detta avsnitt är att ge verktyg för en första ungefärlig hydraulisk design av en fiskpassage, d.v.s. uppskatta vilka djup och hastigheter som uppstår vid ett relevanta lutningar och struktur på fiskpassagens botten. Enkelhet och vanlighet har prioriterats före komplexitet och specialfall. I ett skarpt designläge bör dock analysen fördjupas. För detta ges ett flertal hänvisningar till litteratur som ger möjlighet till en mer grundlig analys (senare avsnitt: Referenser och lästips). Naturliknande fiskpassager anläggs med i terräng och med material som inte alltid helt överensstämmer med tänkt design. Även en mer grundlig analys kan därför behöva efterjusteras efter idrifttagning för att kompenseras för detta.

För enkelhetens skull redovisas här endast samband för breda och likformiga fiskpassager. Formellt innebär detta att fiskpassagens bredd bör vara mer än ca 10 gånger medeldjupet. Är bredden mindre kan användandet av den s.k. hydrauliska radien korrigeras för detta (förklaras vidare i avsnitt nedan: Naturlik fiskpassage med stort relativt djup). Likformighet innebär att vattenvägens lutning och tvärsnitt är relativt oförändrad under en sträcka: minst motsvarande 4–5 djup från inlopp och utlopp samt att inte passagen däms upp av höga nedströmsförhållanden. I praktiken är ovan villkor ofta uppfyllda (eller nästan uppfyllda) för merparten av en fiskpassages sträckning. Den förenklade teorin i detta avsnitt är dock i första hand avsett för en analys av passagens längd i sin helhet, snarare än avsedd för analys av lokala sträckor däri.

S.k. vattensprång förekommer frekvent i grunda och branta vattendrag. I nedan uttryck för mycket grunda vatten där bottenmaterialet nästan eller faktiskt sticker upp ovanför vattenytan är detta beaktat (en viktig del) i ekvationerna. För större djup är detta inte fallet. Tillräcklig kunskap om flödestillståndet (sub-/superkritiskt och dess övergångar) bör därför finnas hos användaren av ekvationerna för att undvika felaktiga slutsatser. För mer läsning se avsnitt: Allmän hydraulik.

Naturligt grunda vattendrag med lite större bottenlutning visar ofta upp en kombination av strömning mellan större utspridda stenar och inslag av djupare och lugnare vattenområden ("pooler"). Naturligt utbildas också ofta trösklar mellan dessa pooler, mer eller mindre sammanhängande. I avsnitt "Naturlik fiskpassage av 'pool-weir'-typ" beskrivs hydrauliken för denna typ av struktur då den för större bottenlutningar är ett effektivt sätt att hålla hastigheterna begränsade.

Naturlik fiskpassage med stort relativt djup

För djupare vatten finns flera enkla samband för att beskriva hydrauliken. Många känner till Mannings ekvation för hydraulisk modellering av kanaler

och vattendrag. Den är det klassiska sättet att enkelt uppskatta de hydrauliska förhållandena i ett vattendrag. Med ovan nämnda förenklingar så relateras medelhastighet över vattenvägens tvärsnitt U [m/s] till bottenlutning S_0 [m/m] och vattendjup h [m] via en råhetsparameter Mannings tal n [s/m^{1/3}]:

$$U = \frac{1}{n} h^{2/3} S_0^{1/2}$$

Mannings tal kan direkt plockas ur tabeller. T.ex. är enligt Hamill (2011) värdet n i intervallet 0,040 – 0,080 för ett vattendrag med många krökar och bottenmaterial med 75–150 mm stenar. För ett djup på 0,8 m och en hastighet av 1 m/s ger detta en lutning på ca 0,3% ($n = 0,044$). Detta är ofta en alltför låg lutning som ger mycket långa och flacka fiskpassager.

Bottenstrukturen i ett vattendrag är naturligt alltid graderad i flera stenstorlekar. Oftast beskrivs materialet på botten av ett vattendrag med hjälp av en karaktäristisk storlek, en s.k. kornstorlek mätt som diameter. En sådan är d_{84} [m], som är den stenstorlek för vilken 84% av bottenmaterialet är finare. Limerinos (1970) presenterade ett uttryck som relaterat Mannings n till d_{84} . Med SI-enheter (och tidigare nämnda förenklingar) lyder det:

$$n = \frac{0,113 h^{1/6}}{1,16 + 2 \times \log_{10} \left(\frac{h}{d_{84}} \right)}$$

För en botten med större stenar kan dessas medelstorlek ungefärligen sättas till d_{84} . Exempel på större sten är en representativ diameter av 0,5 m.

Ett villkor för ovan ekvationer är som nämnts att fiskpassagen är hydrauliskt bred, d.v.s. att dess bredd $B > 10h$. Uppfyller inte fiskpassagen detta kriterium så kan djupet h ersättas med den s.k. hydrauliska radien R . För ett trapetsformat tvärsnitt med strömfårens bredd l_h och släntlutningarna S_s är hydrauliska radien:

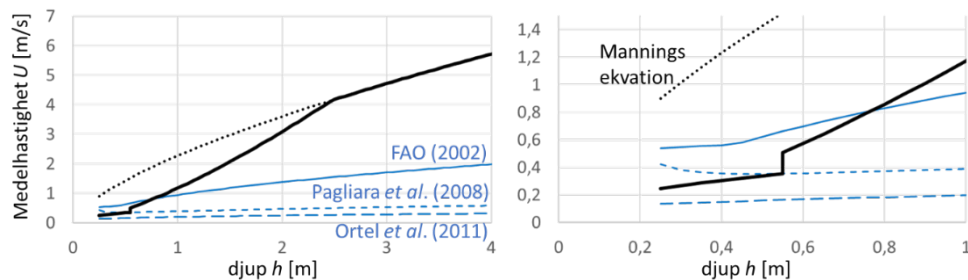
$$R = h \left(\frac{1 + \frac{h}{S_s l_h}}{1 + \frac{2h}{S_s l_h} \sqrt{1 + S_s^2}} \right)$$

Ett trapetsformat tvärsnitt har form av en horisontell strömfåra (bredd l_h) med jämnt sluttande slänter på sidorna. Djupet h avser huvudfårens djup. För vertikala sidor på passagen reduceras detta till $R = h / (1 + 2h/l_h)$. Släntlutningen S_s uttrycker kvoten mellan släntens höjd och bredd.

Formellt är Mannings ekvation giltig endast för stora relativa djup, d.v.s. ungefär där $h > 10d_{84}$. Det finns metoder att justera för detta, se t.ex. Cheng (2015). I nästa avsnitt (Naturlig fiskpassage med relativt litet djup) hanteras dock dessa fall med en ”sömlös” (kontinuerlig) metod hela vägen ner till $h < d_{84}$.

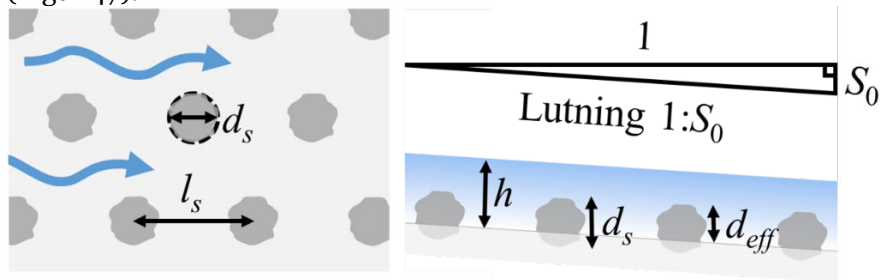
Naturlig fiskpassage med litet relativt djup

Av enkelhetsskäl så presenteras här en metod som inte särskiljer på "limited relative submergence" ($h < 10d_{84}$) och "low relative submergence" ($h \approx d_{84}$ och därunder). I avsnitt om "Referenser och lästips" kan dock hittas litteratur som är sorterad på denna differentiering för den som vill läsa mer (stycke: Passager med uppstickande eller knappt överströmmade stenar ($h/d_s \approx 1$) och stycke: Passager där djupet är litet i förhållande till stenstorleken ($h/d_s < ca 10$). Här har också valts en metod som relativt väl harmoniserar med ekvationer för större djup (se avsnittet ovan): den av Lariner m.fl. (2006). I Figur 46 nedan jämförs denna med tre andra ansatser för grunda, steniga vatten (Ortel m.fl., 2011, Pagliara m.fl., 2008 och FAO, 2002). Vid låga djup ger alla fyra ansatser ungefär samma hastighet men när djupet ökar är det bara Lariner m.fl. (2006) som får en förväntad utveckling av hastigheten. I avsnitt "Passager med uppstickande eller knappt överströmmade stenar ($h/d_s \approx 1$)" finns referens till fler liknande uttryck. Någon jämförelse mellan alla dessa har dock inte gjorts.



Figur 46. Exempel på hur hastigheten varierar med djupet. Här är $d_s = 0,5 \text{ m}$, $d_{eff} = 0,85d_s$, $l_s/d_s = 3$ och $S_0 = 0,01$. Beräkning (heldragen svart kurva) jämförs med konventionella Mannings ekvation samt några alternativa modeller i litteraturen. Diagrammet till vänster är en förstoring av det nedersta vänstra hörnet av bilden till vänster.

För låga djup med uppstickande stenar ("perturbating boulders") blir strömningen komplex, där upprepade och s.k. bestämmande sektioner och vattensprång uppstår spritt över hela vattenvägen vid lite högre hastigheter. Med stora stenar i bottenmaterialet så är det dessa som orsakar merparten av förlusterna ("bromsverkan") i strömningen. De flesta metoder för att beskriva hydrauliken under dessa förhållanden utgår också från en formulering av s.k. "formmotstånd" hos större stenar. Här har valts att beskriva förhållanden där större stenar är jämnt spridda över botten utan tydliga "kanaler" i mönstret (Figur 47).



Figur 47. Illustration av strömning med lågt relativt djup (vy uppifrån och från sidan). Lutningen på vattenvägen är S_0 , de stora stenarna har diametern d_s , djupet är h och stenarna har ett medelavstånd (c-c) av l_s . Den del av de stora stenarna som sticker upp ovanför omgivande botten benämns effektiv diameter d_{eff} .

Under dessa förhållanden kan ett samband mellan bottenmaterial, lutning och hastighet skrivas som:

$$U = 2,6 \times S_0^{0,557} h^{0,45} d_s^{0,05} C_s^{-0,456} \quad h < 1,1d_{eff}$$

$$U = \min \left[\begin{array}{l} 3,0 \times S_0^{0,466} h^{1,396} d_{eff}^{-0,896} C_s^{-0,230} \\ 20,2 \times \left(\frac{h}{d_s}\right)^{1/6} \sqrt{hS_0} \end{array} \right] \quad h > 1,1d_{eff}$$

där

$$C_s = 0,75 \left(\frac{d_s}{l_s}\right)^2$$

för jämnt utspridda stenar (men relativt nära varandra: $2d_s < l_s < 4d_s$). Uttrycket för hastigheten U kan framstå som komplicerat men är egentligen relativt enkelt. Det översta gäller för vattennivåer i nära eller under stora stenars krön. Det undre avser större djup och är en kombination av två uttryck där den s.k. operatormin[...] betyder att man väljer det uttryck som ger lägst hastighet av de två innanför parenteserna.

Ekvationssystemet ovan är en syntes (och viss förenkling) av Lariner m.fl. (2006) och Mannings ekvation från avsnitt 0, med syftet att få en sömlös övergång till större djup. För Manningstalet har använts uttrycket av Limerinos (1970) för ett djupt vatten (vid $h = 20d_{84}$) och antagandet $d_{84} \approx d_s$.

I Figur 46 visas hastigheter vid olika djup för bottenförhållanden som karaktäriseras av 0,5 m stora stenar utspridda jämnt med ett medelavstånd av 1,5 m och med ca 85% av stenhöjden ovan botten som har en medellutning på 1%.

Den stora spridningen av resultat mellan olika modeller framgår tydligt i Figur 46. Även modellen av Smart m.fl. (2002) provades, dock utan att lyckas erhålla realistiska resultat. Också det enkla sambandet av Hey (1979) framtaget för $h > 0,3d_{84}$ utvärderades men bedömdes vara alltför grovt och avvika för mycket såväl vid låga som höga djup. Spridningen är ett utslag av komplexiteten i strömningen och understryker vikten att kontrollera och ha möjlighet att efterjustera en fiskväg efter det att den byggts.

För fiskpassager oavsett djup bör tvärsnittet ha flacka sidor, helst med samma stenstorlek och täthet som i huvudfåran. Detta grundare sidor av passagen skapar lägre hastigheter, som kan vara lämpliga för svagsimmande arter.

Hur räknar man ut flödet för hela fiskpassagen? Något förenklat får man en ungefärlig uppskattning av flödet genom:

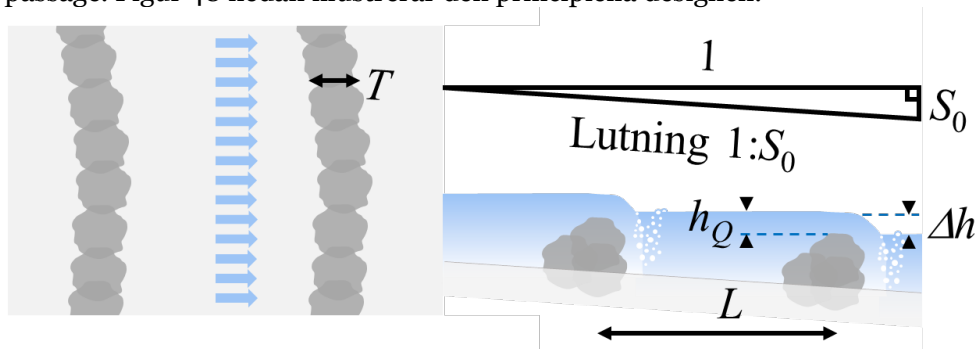
$$Q \approx h \left(U_h l_h + \frac{U_s h}{S_s} \right)$$

där h , U_h och l_h är djup, hastighet och bredd för huvudfåran, U_s och S_s är hastighet och lutning på slänterna för ett trapetsformat tvärsnitt.

Medelhastigheten på slänterna U_s kan skattas om ekvationssystemet för hastighet ovan räknas ut med djupet $0,5h/\sqrt{1+S_s^2}$. Hastigheten i huvudfåran U_h räknas med djupet h oförändrat.

Naturlig fiskpassage av "pool-weir"-typ

"Pool-weir" eller "cascade rocky ramp" är ett sätt att lösa fiskpassager där mer branta bottenlutningar fordras och kan tålas av adresserade fiskarter. Calles m.fl. (2013) använder benämningen naturlig bassängtrappa för denna typ av passage. Figur 48 nedan illustrerar den principiella designen.



Figur 48. Principskiss för passage av "pool-weir"-typ. I figuren är T krönbredden, L distansen mellan krönen, h_Q uppströms nivån över krönet på stenarna och Δh är vattennivåskillnaden mellan bassängerna. S_0 är som tidigare fiskpassagens bottenlutning.

Förutsatt att Δh är tillräckligt stor ges flödet av ett enkelt s.k. Poleni-samband:

$$Q = CBh_Q^{3/2}$$

där Q är totalflödet [m^3/s], Koefficienten C beror på krönets utformning och B är krönets totala bredd. Sambandet är giltigt om $\Delta h > 0,3h_Q$ ungefär. Värdet på C varierar något mellan olika referenser:

- Lariner m.fl. (2006): $C \approx 1,6$
- FAO (2002): $1,5 < C < 1,8$ för naturliga och $1,8 < C < 2,4$ för krossade (kantiga) krönstenar
- Gordon m.fl. (1992): $C \approx 1,7$
- USWSF (2019): $1,4 < C < 1,8$ med analogi till "broad-crested weirs" med beroende av h_Q och T
- Towler m.fl. (2015): $1,4 < C < 1,8$ (samma metod som USWSF, 2019)

Notera att koefficienten C inte är dimensionslös. Därför bör värden kontrolleras så att de ges i SI-enheter. T.ex. USWSF (2019) och Towler m.fl. (2015) ges i brittiska enheter, även om dess källa (Brater m.fl., 1996: tabell 5.1) ges i SI-enheter ursprungligen. Ett värde $C \approx 1,7$ är ett ungefärligt medelvärde av nämnda referenser.

Hastigheten på stenkrönet ges av den (hydrauliskt) kritiska hastigheten $U \approx 2,6\sqrt{h_Q}$ [m/s] och ökar upp till $U \approx 4,4\sqrt{\Delta h}$ [m/s] när vattnet når bassängytan nedanför. Hur stor nivåskillnaden blir mellan bassängerna bestäms helt av geometriska parametrar, d.v.s. hur lång (L) pool man anlägger i bottenlutningen S_0 :

$$\Delta h = LS_0$$

Detta gäller (som genomgående i detta avsnitt) för de något idealiserade/förenklade förhållanden som nämnts i början. Vanliga lutningar för denna typ av "pool-weir" passager är enligt Armstrong m.fl. (2010) mellan 1% och 5%.

För mindre nivåskillnad mellan bassängerna ($\Delta h < 0,3h_Q$), som kan vara aktuellt om hastigheterna behöver hållas nere, finns det flera metoder. Baki m.fl. (2017a,b) ger en grundlig och relativt lättförståelig genomgång av teorin för dessa förhållanden. Fler referenser finns i avsnitt "Referenser och lästips" (Passager av "pool-weir"-typ) samt i handböckerna Lariner m.fl. (2006), FAO (2002) samt USFWS (2019).

Kallt klimat och erosion

Branta lutningar innebär ökad risk för erosion, såväl för de större stenarna ("boulders") som för det finare bottenmaterialet. För det senare kan konventionella samband användas, t.ex. Shield's metod som kan hittas i merparten av litteraturen om sedimenttransport (se t.ex. klassikern av Raudkivi, 1976). Även mer lokal erosion, t.ex. i anslutning till större stenar ("scour") eller nedströms "weirs" kan hittas här. Bottenmaterialet kommer också sorteras (erodera/sedimentera) med tiden för att harmonisera med de destabiliserande krafterna som åstadkoms av vattnets rörelse, främst de vid högflödessituationer.

Vad gäller större stenar så fungerar inte dessa konventionella metoder för sedimenttransport lika bra, delvis för att "boulders" sticker upp i strömmen på ett sätt som inte bottenmaterialet gör. Utan anspråk på att vara heltäckande kan mer om erosionsrisken för större sten läsas i t.ex. Bressan m.fl. (2018), van Rijn (2019), Carling m.fl. (2002), Wang m.fl. (2019) och Herterich & Dias (2019). En grov indikation om stabiliteten ges av Danehy m.fl. (2016). De studerade ett stort antal "boulders" (mer än 600 st.) av olika storlek under varierande flödesförhållanden och fann att sten med en medeldiameter över 0,5 m var genomgående stabila.

Kallt klimat och öppet rinnande vatten innebär ofta omfattande isbildning. För grunda vatten och branta lutningar uppstår därför lätt problem orsakad av s.k. kravis. Detta är iskristaller som bildas i rinnande vatten som kylts till marginellt under 0°C. Kravis ("frazil ice") skapa omfattande ispåväxt på botten och fördämningar i vattenvägen, med risk för accelererad erosion och svallis som följd. Svallis ("water ice") kallas den gradvis växande tjocklek av kärnis kan bildas om små vattendrag bottenfryser. Mer om isproblem i små

vattendrag kan läsas i Ashton (1986), Beltaos (2013), Turcotte m.fl. (2013) eller Dubé (2015).

Referenser och lästips

Förutom referenser till texten i detta avsnitt finns också lästips inlagda. För att enklare läsa vidare finns samlade referenser i tre underrubriker för de olika hydrauliska förhållanden som behandlas här.

Armstrong, G.S., M.W. Aprahamian, G.A. Fewings, P.J. Gough, N.A. Reader & P.V. Varallo, 2010, *Environment agency fish pass manual*, GEHO 0910 BTBP-E-E, Environment Agency, Bristol, UK.

Ashton, G.D., 1986, *River and Lake Ice Engineering*, Water Resources Publications, Littleton, USA.

Brater, E.F, H.W. King, J.E. Lindell & C.Y. Wei, 1996, *Handbook of hydraulics*, 7th Ed, McGraw-Hill, Boston.

Beltaos, S., 2013, *River Ice Formation*, Canadian Geophysical Union, Hydrology Section, Edmonton (speciellt kap. 11 och 12).

Calles, O., E. Degerman, H. Wickström, J. Christiansson, S. Gustafsson & I. Näslund, 2013, *Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft*, Rapport 2013:14, Havs- och vattenmyndigheten.

Carling, P.A., M. Hoffmann & A.S. Blatter, 2002, *Initial Motion of Boulders in Bedrock Channels*, Water Science and Application, **5**:147-160.

Danehy, R., E.R. Moberly, P.L. Reber, S. Swanson, S. Liebhardt & J. Sheahan, 2016, *Stability and thermal impacts of channel-spanning boulder weirs in Mosby Creek*, Northwest Science, 90(4): 411-420.

Dubé, M., B. Turcotte & B. Morse, 2015, *Steep channel freezeup processes: Understanding complexity with statistical and physical models*, Canadian Journal of Civil Engineering, **42**(9): 622-633.

Herterich, J.G. & F. Dias, 2019, *Potential flow over a submerged rectangular obstacle: Consequences for initiation of boulder motion*, European Journal of Applied Mathematics, Online ISSN: 1469-4425, 36 p.

Limerinos, J.T., 1970, *Determination of the Manning Coefficient from Measured Bed Roughness in Natural Channels*, USGS Water Supply Paper 1898-B. U.S. Geological Survey.

Raudkivi, A.J., 1976, *Loose Boundary Hydraulics*, Pergamon Press, Oxford, UK.

Turcotte, B, B. Morse, M. Dubé & F. Anctil, 2013, *Quantifying steep channel freezeup processes*, Cold Regions Science and Technology, **94**: 21-36.

Van Rijn, L.C., 2019, *Critical movement of large rocks in currents and waves*, International Journal of Sediment Research, 34(4): 387-398.

Allmän hydraulik

Chadwick, A., J. Morfett. & M. Borthwick, 2013, *Hydraulics in Civil and Environmental Engineering*, 5th edition, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Chanson, H., 2004, *The Hydraulics of Open Channel Flow*, 2nd edition, Elsevier, Amsterdam.

Cederwall, K. & P. Larsen, 1976, *Hydraulik för väg- och vattenbyggare*, Liber Läromedel, Malmö.

Gordon, N.D., T.A. McMahon & B.L. Finlayson, 1992, *Stream hydrology – An introduction for ecologists*, John Wiley & Sons, Chichester, England.

Hamill, L., 2011, *Understanding hydraulics*, 3rd edition, Palgrave Macmillan, London.

Henderson, F.M., 1966, *Open Channel Flow*, Macmillan Publishing Co. New York.

Jain, S.C., 2001, *Open Channel Flow*, John Wiley & Sons, New York.

Passager med uppstickande eller knappt överströmmade stenar ($h/d_s \approx 1$)

Aberle, J. & M. Smart, 2003, *The influence of roughness structure on flow resistance on steep slopes*, Journal of Hydraulic Research, **41**(3): 259-269.

Baki, A.B.M., D.Z. Zhu & N. Rajaratnam, 2016, *Flow simulation in a rock-ramp fish pass*, Journal of Hydraulic Engineering, **142**(19): 04016031, 12p.

Cassan, L. & P. Laurens, 2016, *Design of emergent and submerged rock-ramp fish passes*, Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, **417**(45), 10 p., www.kmae-journal.org.

Cassan, L., T.D. Tien, D. Courret, P. Laurens & D. Dartus, 2014, *Hydraulic resistance of emergent macroroughness at large Froude numbers: design of nature-like fishpasses*, Journal of Hydraulic Engineering, **140**(9): 04014043, 9 p.

FAO, 2002, *Fish passes: Design, Dimensions and Monitoring*, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome Italy.

Heimerl, S., F. Krueger & H. Wurster, 2008, *Dimensioning of fish passage structures with perturbation boulders*, Hydrobiologica, **609**: 197-204.

Katul, G., 2002, *A mixing layer theory for flow resistance in shallow streams*, Water Resources Research, **38**(11), 8p.

Lariner, M., D. Courret & P. Gomes, 2006, *Guide technique pour la conception des passes «naturelles»*, Rapport GHAAPPE RA.06.05-V1, CSP-CEMAGREF-GHAAPPE, Institut de Mécanique des Fluides, Toulouse (på franska).

Mooney, D.M., C.L. Holmquist-Johnson & S. Broderick, 2007, *Rock Ramp Design Guidelines*, Reclamation – Managing water in the west, U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Denver.

Ortel, M., S. Peterseim & A. Schlenkenhoff, 2011, *Drag coefficient of boulders on a block ramp due to interaction processes*, Journal of Hydraulic Research, **49**(3): 372-377.

Pagliara, S. & P. Chiavaccini, 2006, *Flow resistance of rock chutes with protruding boulders*, Journal of Hydraulic Engineering, **132**(6): 545-552.

Pagliara S., R. Das, and I. Carnacina, 2008, *Flow resistance in large-scale roughness condition*, Canadian Journal of Civil Engineering, **35**: 1285–1293.

Rice, C.E., K.C. Kadavy, K.M. Robinson, 1984, *Roughness of Loose Rock Riprap on Steep Slopes*, Journal of Hydraulic Engineering, **124**(2):179-185.

Smart, G.M., M.J. Duncan & J.M. Walsh, 2002, *Relatively rough flow resistance equations*, Journal of Hydraulic Engineering, **128**(6): 568-578.

USFWS, 2019. *Fish Passage Engineering Design Criteria*, USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service), Northeast Region R5, Hadley, Massachusetts.

Weibel, D. & A. Peter, 2013, *Effectiveness of different types of block ramps for fish upstream movement*, Aquatic Sciences, **75**(2): 251-260.

Wang, L., L. Bressan & S. Tinti, 2019, Numerical investigation on the instability of boulders impacted by experimental coastal flows, Water, **11**(8):1557, 16p.

Passager av "pool-weir"-typ

Baki, A.B.M, D.Z. Zhu, A. Harwood, A. Lewis & K. Healey, 2017a, *Rock-weir fishway I: flow regimes and hydraulic characteristics*, Journal of Ecohydraulics, **2**(2):122-141.

Baki, A.B.M, D.Z. Zhu, A. Harwood, A. Lewis & K. Healey, 2017b, *Rock-weir fishway II: design evaluation and considerations*, Journal of Ecohydraulics, **2**(2):142-152.

Gordon, E.H, K. Collins, C. Holmquist-Johnson & M. Scurlock, 2016, *Rock Weir Design Guidance*, U.S. Bureau of Reclamation, Denver.

Kapitzke, R., 2010, *Culvert fishway guidelines: Part H – Rock ramp fishways for open channels*, Ver. 2.0, James Cook University, Australia.

Thornton, C.I., A.M. Meneghetti, K. Collins, S.R. Abt & S.M. Scurlock, 2011, *Stage-discharge relationships for U-, A-, and W-weirs in un-submerged flow conditions*, Journal of the American Water Resources Association, **47**(1): 169-178.

Towler, B., J. Turek & A. Haro, 2015, *Preliminary Hydraulic Design of a Step-Pool-Type, Nature-Like Fishway*, TR-2015-1, University of Massachusetts Amherst, USA.

Wang, R.W. & A. Hartlieb, 2011, *Experimental and field approach to the hydraulics of nature-like pool-type fish migration facilities*, Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 400(5), 18 p.

Wohl, E., 2016, *Channel-unit hydraulics on a pool-riffle channel*, Physical Geography, **28**(3): 233-248.

Passager där djupet är litet i förhållande till stenstorleken ($h/d_s < ca 10$)

Aberle, J. & V. Nikora, 2006, *Statistical properties of armoured gravel bed surfaces*, Water Resources Research, **42**: W11414, 11 p.

Cheng, N.-S., 2015, *Resistance coefficients for artificial and natural coarse-bed channels: alternative approach for large-scale roughness*, Journal of Hydraulic Engineering, **141**(2): 04014072, 7 p.

Choi, S.-U. & H. Kang, 2016, *Characteristics of mean flow and turbulence statistics of depth-limited flows with submerged vegetation in a rectangular open-channel*, Journal of Hydraulic Research, **54**(5): 527-540.

Cooper, J.R., J. Aberle, K. Koll & S. J. Tait, 2013, *Influence of relative submergence on spatial variance and form-induced stress of gravel-bed flows*, Water Resources Research, **49**: 5765-5777.

Dittrich, A. & K. Koll, 1997, *Velocity field and resistance of flow over rough surfaces with large and small relative submergence*, International Journal of Sediment Research, **12**(3): 21-33.

Ferguson, R., 2007, *Flow resistance equations for gravel and boulder-bed streams*, Water Resources Research, **43**, W05427, 12p.

Hey, R.D., 1979, *Flow resistance in gravel bed rivers*, Journal of the Hydraulic Division, **105**(4): 365-379.

Manes, C., D. Pokrajac & I. McEwan, 2007, *Double averaged open-channel flows with small relative submergence*, Journal of Hydraulic Engineering, **133**(8): 896-904.

Mohajeri, S.H., S. Grizzi, M. Righetti, G.P. Romano & V. Nikora, 2015, *The structure of gravel-bed flow with intermediate submergence: a laboratory study*, Water Resources Research, **51**: 9232-9255.

Powell, D.M., 2014, *Flow resistance in gravel-bed rivers: Progress in research*, Earth-Science Reviews, **136**: 301-338.

Rouzes, M., F.Y. Moulin, E. Florens & O. Eiff, 2019, *Low relative-submergence effects in a rough-bed open-channel flow*, Journal of Hydraulic Research, **57**(2): 139-166.

V. Ferro, 1999, *Friction factor for gravel-bed channel with high boulder concentration*, Journal of Hydraulic Engineering, **125**(7): 771-778.

Zeng, C., C. Li, H. Tang, L. Wang & J. Mao, 2015, *Experimental study of depth-limited open-channel flows over a gravel bed*, International Journal of Sediment Research, **30**: 160-166.

Bilaga 5.9. Spridning av smitta och sjukdomar

Av: Charlotte Axén, Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt

Sverige är indelat i kustzon respektive inlandszon när det gäller smittor på vattenlevande djur. Detta beror på att när fisk inte kan vandra förbi kraftverksdammar eller andra vandringshinder uppstår olika smittskyddsstatus uppströms och nedströms dessa. Som kustzon räknas allt svenskt territorialvatten i havet samt allt sötvatten där fisk fritt kan vandra till och från havet. Som inlandszon räknas alla sjöar och vattendrag utan kontakt med havet. För vattensystem som har kontakt med havet (t ex älvar) räknas allt vatten uppströms det närmast kusten belägna definitiva vandringshindret för laxfisk som inlandszon. Självklart uppstår även olika smittskyddsstatus inom inlandszonen när flera vandringshinder finns i ett vattensystem.

EU:s lagstiftning reglerar hanteringen av vissa allvarliga smittor på vattenlevande djur. Detta innebär bland annat att vattenbruksanläggningar ingår i provtagningsprogram för att visa att sådan smitta inte finns i anläggningen. Regleringen gäller främst virus, där det för laxfisk är viral hemorragisk nekros (VHS), infektiös hematopoietisk nekros (IHN) och infektiös laxanemi (ILA) som är listade av EU. Sverige anses helt fritt från dessa sjukdomar. Sverige har också så kallade tilläggsгарantier för några sjukdomar som inte längre listas av EU, men som vi anser det är särskilt önskvärt att reglera. Detta gäller virussjukdomarna infektiös pankreasnekros (IPN) på laxfisk, vårviremi på karp (SVC) på karpfisk samt bakteriesjukdomen renibakterios (BKD) på laxfisk. Sverige är helt fritt från SVC, vi är fria från IPN i inlandzon och har ett utrotningsprogram för sjukdomen i kustzon där den finns i låg frekvens. BKD förekommer i låg frekvens i inlandszon och där har vi ett utrotningsprogram för sjukdomen, medan den inte regleras alls i kustzon.

På grund av olika smittskyddsstatus på kust och inland samt att det finns vattenbruksanläggningar i inlandszonen är det förbjudet att flytta levande fisk från kustzon till inlandszon. Det är tillåtet att flytta befruktad rom och föda upp avkomman till kustlevande fisk i inlandszon under förutsättning att moderfisken är provtagen för ovanstående virussjukdomar samt BKD (så kallad stamfiskkontroll).

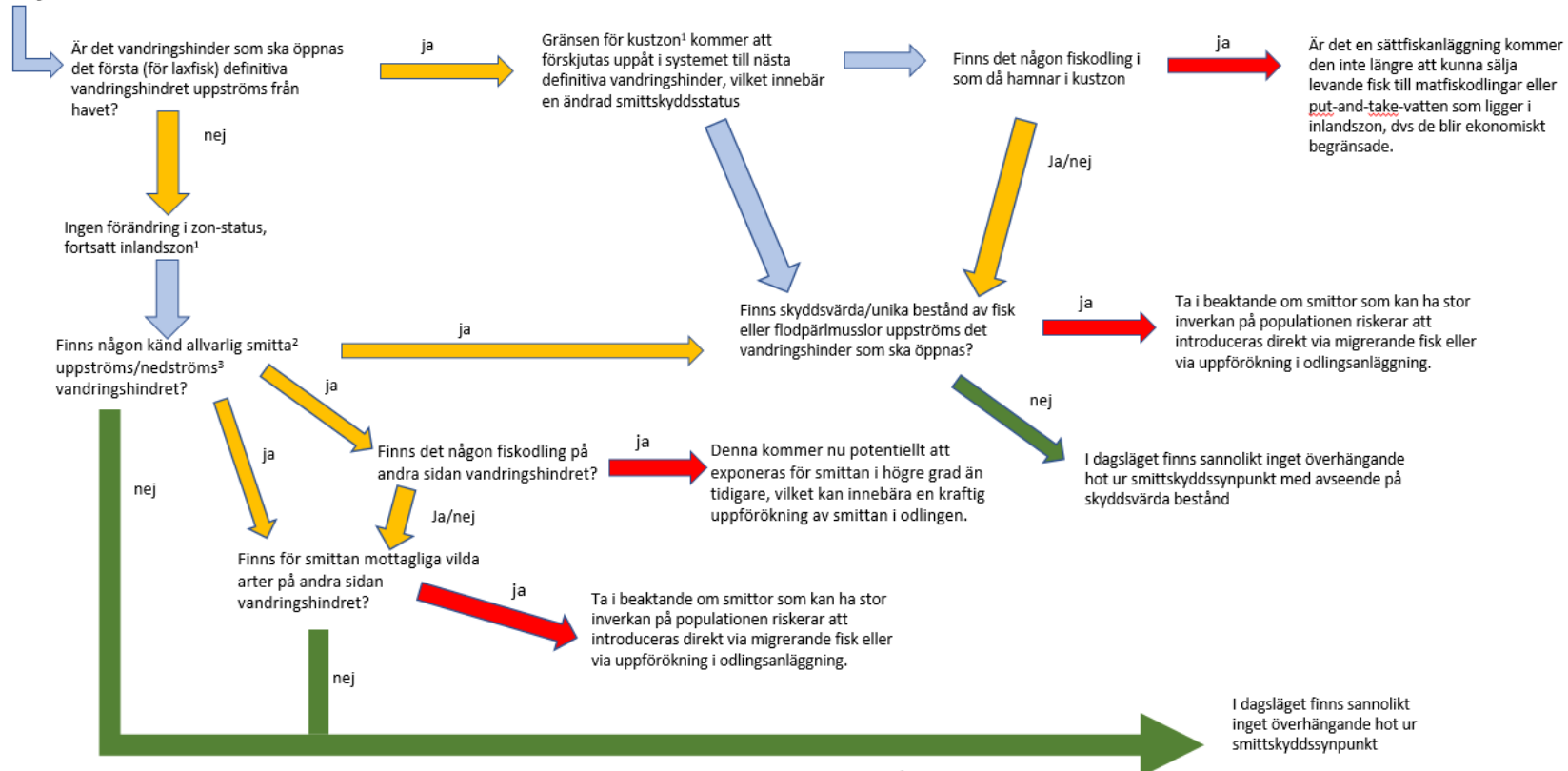
Sverige har ett mycket gott hälsoläge på odlad och kompensationsodlad/lekvandrande laxfisk. BKD förekommer i fiskodlingar i vissa vattensystem, och har också påvisats i enstaka vilda fiskar. Det är ytterst sällan någon av ovanstående smittor påvisas på den lax, öring och sik som provtas inom stamfiskkontrollen.

Trots att Sverige har ett gott hälsoläge på fisk innebär skapandet av nya vandringsvägar förbi kraftverk eller andra fördämningar risker avseende sjukdomsspridning. Oavsett om man öppnar upp från kust till inland eller inom inlandszonen innebär det att man förändrar vattendragets smittskyddsstatus på sträckan där passage kan förekomma. De sjukdomar som

nämnts ovan är dessutom bara de som regleras gentemot EU. Det finns ytterligare ett antal smittor som anses så allvarliga att de är anmälningspliktiga, och även icke anmälningspliktiga virus, bakterier, parasiter och svampar kan orsaka problem om de introduceras i en population som inte tidigare varit utsatta för dem.

Några smittskyddsaspekter att tänka på när man planerar att anlägga en fiskpassage är illustrerade i Figur 49.

Börja här



- 1 Kustzon=havet samt tillrinnande vattendrag upp till första för laxfisk definitiva vandringshinder. Inlandszon=uppströms det från havet sett första definitiva vandringshindret för lax
- 2 Med allvarlig smitta avses främst smitta som är anmälningspliktig enligt SJVFS2013:23 (K4), och som kan få stora beståndsmässiga konsekvenser
- 3 I något av de vattenområden som kommer slås samman till ett vattenområde när vandringshindret öppnas

Figur 49. Flödesschema med smittskyddsaspekter i samband med fiskpassage.

Risk för spridning av olika smittor finns också genom människans aktiviteter, vilka såklart inte begränsas av en damm eftersom vi inte måste röra oss via vattnet upp- och nedströms. Samtidigt kanske mänskliga aktiviteter ökar i samband med att en damm öppnas – kan lax och öring vandra upp kommer sportfiskeaktiviteter att följa efter så man kanske fiskar både långt ner och högt upp i systemet.

När det gäller kräftpest har mänsklig aktivitet starkt bidragit till spridning, genom på sin tid lagliga (numera helt förbjudna) och olagliga utsättningar samt sannolikt genom fiske med kontaminerad utrustning. Kräftor är duktiga på att förflytta sig, både uppströms och nedströms. De tar sig förbi både naturliga och tillverkade barriärer. Till exempel har man sett att signalkräftor förflyttat sig flera hundra meter på land under en natt. Ett vandringshinder kan bromsa spridningen men sannolikt inte stoppa den helt. Risken för introduktion av kräftpest bör ändå tas i beaktande vid anläggande av fiskpassage även om den viktigaste förebyggande åtgärden är att se till att signalkräftor inte introduceras i vattendraget eller att folk inte fiskar med burar som använts i andra vattensystem.

Bilaga 5.10. Främmande arter

Av: Tomas Brodin, Professor Sveriges Lantbruksuniversitetet (SLU)

För att en art ska anses vara främmande måste den ha förflyttats, med hjälp av mänsklig aktivitet, till ett område dit den inte skulle kunnat ta sig för egen kraft. Om denna förflyttning skett efter år 1800 betraktas arten som främmande i Sverige. Främmande arter har genom historien introducerats både avsiktligt, som t.ex. signalkräfta, regnbåge och sjögull, och oavsiktligt, som svartmunnad smörbult och vandrarmusslan. Idag beräknas det finnas ett drygt hundratal främmande arter i Sveriges hav, sjöar och vattendrag. Ytterligare ett hundratal främmande arter finns etablerade i våra närområden och många av dessa arter kan potentiellt etablera sig i våra vatten.

En främmande art som påverkar sin nya miljö negativt, till exempel genom att konkurrera ut eller äta upp inhemska arter, kallas för invasiv. De invasiva arterna har ofta egenskaper som gör att de är tåliga, växer snabbt och sprider och förökar sig effektivt. Invasiva arter kan skada den biologiska mångfalden, påverka ekosystemtjänster och till och med skada människors hälsa och ekonomi. Bara i Europa uppskattas den årliga ekonomiska kostnaden till flera hundra miljarder kronor, en siffra som i Nordamerika är flera gånger högre. Detta gör att det finns både starka ekologiska och ekonomiska argument för att begränsa och förhindra spridningen av invasiva arter. 2014 fastslogs *europaparlamentets och rådets förordning (eu) nr 1143/2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter*, och sedan 2019 finns 66 arter på EU-förteckningen över invasiva främmande arter. Dessa får inte introduceras eller spridas i naturen eller gynnas att bli fler. Det är också förbjudet att sälja, byta och importera dessa arter. I nuläget har endast 21 av dessa arter hittats i Sverige varav sju, två växter, tre kräfdjur, en reptil och en fisk är knutna till vatten.

För att skydda våra ekosystem från negativ påverkan av främmande arter är det viktigt att analysera vilka effekter en främmande art kan tänkas få och vad som kan göras för att minska eller förebygga skadan. Då krävs det att en riskanalys genomförs, och för att göra riskanalyser av främmande arter behöver man veta hur invasionsprocessen (spridning, etablering, kolonisering) går till och hur arterna förväntas påverka sin omgivning. Dessutom bör man känna till hur och när spridningen av de främmande arterna sker, om introduktionen sker medvetet eller ej, och framför allt hur många som, och hur frekvent de, försöker etablera sig.

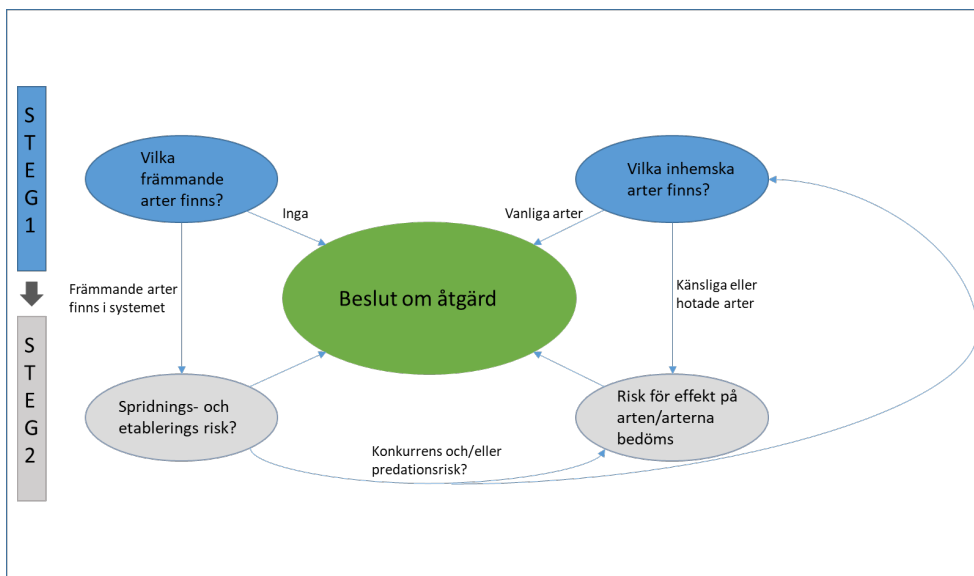
Vid anläggande av nya fiskpassager eller avlägsnande av strukturer med barriärfunktion för vattenlevande organismer (t.ex. kraftverksdammar) bör man alltid genomföra en ekologisk riskanalys som inkluderar spridning av främmande arter (Figur 50). På samma sätt som en fiskpassage möjliggör för spridning och migration av inhemska fiskar som lax och öring så ökar också risken för spridning av främmande arter högre upp i vattensystemet. Dammar

kan nämligen i många fall fungera som barriärer för uppströmsspridning av främmande arter som t.ex. olika fiskar och musslor. Det är alltså viktigt att kartlägga artsammansättningen både uppströms och nedströms dammen, samt inhämta information om potentiella invasiva arter längre ner (och upp) i systemet innan man genomför förändringar som medför ökad spridningsrisk av invasiva främmande arter. Det är dock viktigt att komma ihåg att det inte bara är de arter som anges på EU-förteckningen över invasiva främmande arter som kan ställa till problem, utan även de arter som bedöms som invasiva just i Sverige, såsom t.ex. svartmunnad smörbult. Det gäller alltså att även väga in dessa arter i riskbedömningen och mer information om vilka främmande arter som förekommer i svenska hav och vatten hittar man enkelt på Havs-och Vattenmyndighetens hemsida.

Om det uppströms dammen finns små och skyddsvärda fiskbestånd bör detta vägas in i riskbedömningen då dessa bestånd kan påverkas negativt av främmande arter, genom predation, konkurrens eller spridning av parasiter och sjukdomar. Även bestånd av flodpärlmusslor eller flodkräftor uppströms dammen bör beaktas då dessa skyddsvärda arter är dokumenterat känsliga för konkurrens av, och sjukdomar kopplade till, invasiva arter.

Den lugnare vattenmassan direkt ovan dammen är en plats där främmande arter, som annars inte skulle kunna etablera sig i det strömmande vattnet, kan få fäste. Just sådana platser har visat sig viktiga för nedströmsspridning av främmande arter knutna till lugnare vatten. Genom att avlägsna dammen, och återställa normalt flöde i fåran, kan man i många fall bli kvitt den främmande arten från platsen och därigenom minska spridningen av arten nedströms. I de fall det förekommer risk för, eller pågående, spridning av främmande arter både uppströms och nedströms i systemet måste de ekologiska riskerna av en förändrad spridningsväg först vägas mot varandra och därefter jämföras med de ekologiska fördelarna som en öppnare spridningsväg har på de inhemska arterna.

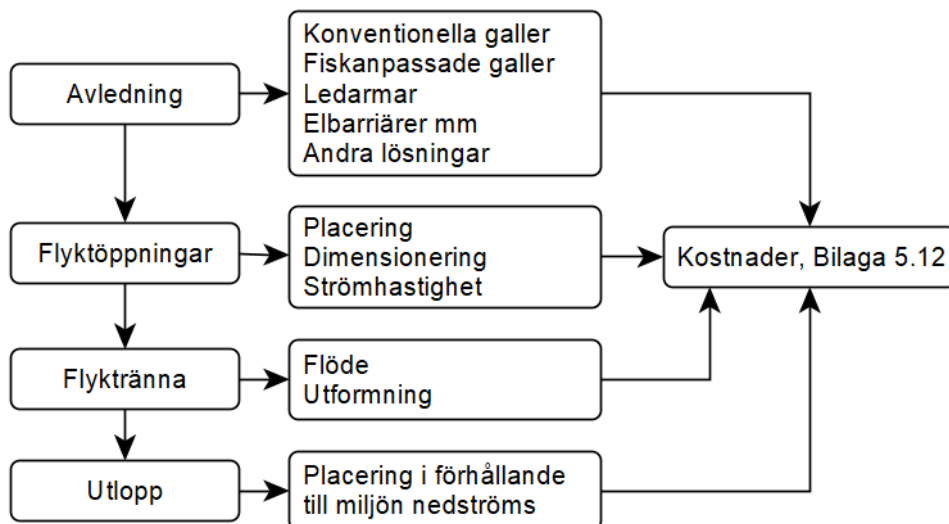
Ett alternativ som undersöks allt mer är att kunna anlägga nya fiskpassager som fungerar selektivt, d.v.s. är mer attraktiva för vissa arter av t.ex. fiskar. Denna lösning skulle innebära att risken för spridning av främmande arter uppströms fiskpassagen skulle minska medan effektiviteten för önskade inhemska arter skulle öka. I dagsläget finns dock ingen väl fungerande selektiv fiskpassage i Sverige. En annan potentiell lösning på problemet av spridning av främmande arter (framför allt fisk) i fiskpassager är att designa dessa så de möjliggör att man kan samla in och plocka bort främmande arter som försöker passera fiskpassagen. På så sätt kan man förhindra spridningen av främmande arter förbi fiskpassagen samtidigt som man minskar deras populationsstorlek. Dock bör det tilläggas att dessa båda lösningar framför allt skulle begränsa/hindra spridningen av relativt stora och lättupptäckta arter samt deras parasiter och sjukdomar.



Figur 50. Innan beslut om åtgärd tas bör först den information som krävs för STEG 1 (blå färg) samlas in. Därefter, om främmande, känsliga eller hotade arter konstaterats i STEG 1, skall information för att uppfylla STEG 2 insamlas och bedömas. Om inga främmande, känsliga eller hotade arter finns i vattensystemet kan beslut om åtgärd tas redan efter STEG 1.

Bilaga 5.11. Lösningar för nedströmsvandrande fisk

Upplägget i denna bilaga är detsamma som i bilagan om uppströmslösningar, dvs. det första steget i processen med att få till en bra lösning är att identifiera hur fiskarna ska kunna ledas till ingången, flyktöppningen, som leder till flyktrännen och slutligen till flyktrännans utlopp (Figur 51). Var och en av dessa aspekter beskrivs mer ingående under respektive avsnitt.



Figur 51. Flödesschema för att utforma en fungerande passagelösning för nedströmsvandrande fisk med hänvisning till de delar av texten i bilagan som beskriver den del av processen som anges i respektive box.

Avledning

Vattnets hastighet i intagskanalen (anloppshastigheten) i relation till fiskens simkapacitet påverkar fiskens möjlighet att navigera i området. Det kan därför vara svårt för fisk att hinna uppfatta och svara på signaler som ska locka dem till en ingång i en nedströmspassage då de befinner sig i området under kort tid (pga. hög hastighet då de simmar med strömmen). Därför används ofta olika typer av avledare för att hindra fisk att passera turbiner och istället leda dem till den vanligen säkrare passagen. Det finns olika typer av avledare: fiskanpassade låglutande galler, Louver galler (spjälavledare, egentligen ett beta-galler), ledarmar och olika typer av beteendevledare såsom el, bubblor och ljus. Konventionella galler som används vid turbinintag för att hindra att skräp kommer in i turbinerna klassas vanligen inte som fiskavledare. Dessa är relativt upprättstående och har vanligen en förhållandevis stor spaltbredd, ca 10 cm. Det finns dock exempel på att man använt ett finare galler för att hindra fisk från att passera genom turbinen och lösningen blir därför en typ av avledare, dock utan att den leder fiskarna till en flyktöppning. Anordningen för avledning behöver anpassas utifrån fiskens möjlighet att navigera eftersom detta påverkar deras förmåga att till exempel undvika ett galler eller identifiera en flyktöppning.

Vid fiskavledning med galler beror spaltvidden på vilken mållart man inriktar sig på. Spaltvidden påverkar också fallhöjden och en liten spaltvidd orsakar mer fallförlust än en större spaltvidd med högre genomsläpplighet. Med en lägre lutning mot botten eller strandkanten, ca 30–45° grader jämfört med ca 70°, minskar fallhöjdsförlusten och trycket genom gallret tack vare att gallrets yta ökar (Calles m.fl. 2013a).

Konventionella galler

I de flesta turbinintag sitter någon typ av upprättstående galler för att förhindra att skräp följer med vattnet in i turbinerna. Om fisken är för stor för att passera gallret blir den fast uppströms om en lösning för nedströmspassage saknas. Om hastigheten är hög i intagskanalen kan fisken fastna eller tryckas igenom dessa galler om dess storlek medger det. Fisk som är mindre än spaltvidden kan passera gallret om det saknas flyktöppning eller om de inte hittar flyktöppningen. Överlevnaden kommer då att bero på fiskens storlek i kombination med turbinens storlek, varvtal, typ av turbin etc. (Leonardsson 2012). På platser där flyktöppningar finns men där avledning saknas som styr fisken mot flyktöppningen kan fisken ha svårt att använda flyktöppningarna om vattenhastigheten är hög. Om flyktöppningarna är placerade långt ifrån gallret kan fisken ha svårt att hitta dem även om vattenhastigheten är låg.

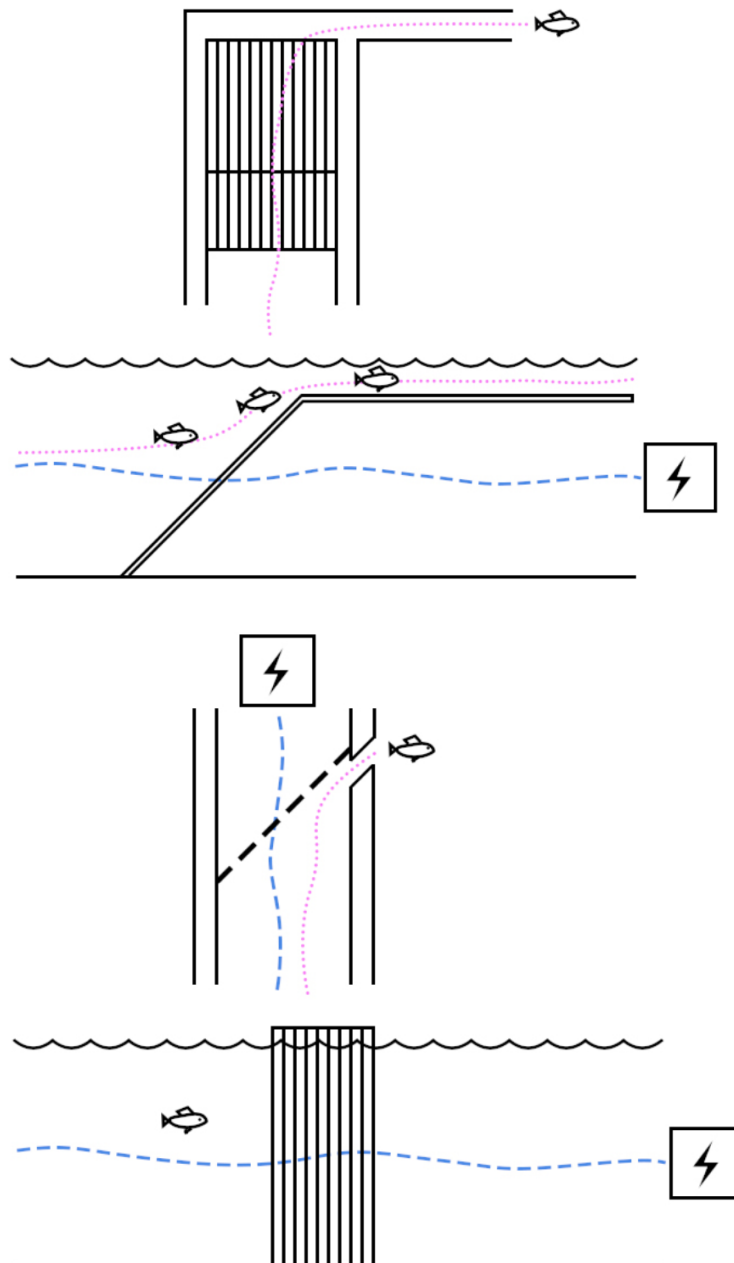
På platser där annan nedströmspassage saknas än via turbinerna, är det viktigt att gallret rensas i överkant för att möjliggöra för till exempel smolt att passera igenom. Ett alternativ där endast konventionella galler finns, är att anpassa körningen i kraftverket för att underlätta för fiskens nedströmspassage. Detta kallas skonsam drift (se mer i avsnittet om övriga lösningar).

Fiskanpassade galler

Fiskanpassade galler har utformats för att leda både fisk och skräp och förhindra att dessa följer med vattnet in i turbinerna. Jämfört med konventionella galler har dessa galler en lutning på mindre än 45° och ofta en mindre spaltvidd för att skydda fisk från att simma genom turbinerna. Den låga lutningen gör att kraften som verkar längs med gallret är större än kraften som verkar vinkelrätt mot (genom) gallret. När kraften är större längs med gallret, minskar risken att fisken fastnar emot eller trycks igenom gallret. En låg lutning är också en fördel för personsäkerheten då trycket mot gallret minskar med ökad lutning. Om lutningen är 30° blir kraften längs med gallret dubbelt så stor som kraften vinkelrätt mot gallret (Calles m.fl. 2013a).

Gallren vinklas antingen mot botten eller mot stranden och kallas α -galler (α -galler Figur 52a) respektive β -galler (β -galler Figur 52b). α -galler, vilka har en lutning mot botten, medför en styrning av fisken mot ytan och dessa lämpar sig väl vid djupa och smala inloppskanaler eftersom vägledningen mot flyktöppningen förbättras. Överdelen på ett α -galler bör utformas som en solid platta som inte släpper igenom vatten, se figur 56 i avsnittet om flyktöppningar. Syftet är att skapa en strömrefug med låg vattenhastighet vid

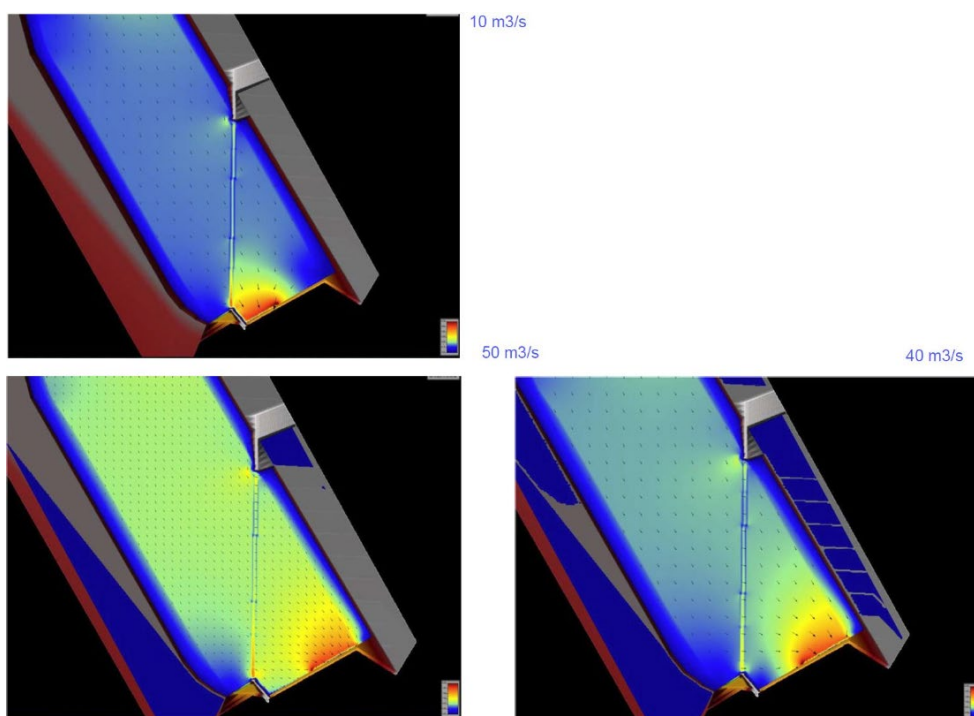
ytan där fisk kan vila och söka flyktöppningarna. Detta är speciellt viktigt vid höga vattenhastigheter genom gallret eftersom fisk annars kan tryckas mot överdelen av gallret. Plattan innebär även att gallerstålen inte står i direkt kontakt med luft och minskar därmed problem med is eftersom kylan inte kan ledas ned genom gallerstålen. β -galler, vilka vinklas mot stranden, medför en styrning av fisken mot sidan av intagskanalen. Dessa lämpar sig väl för breda och grunda inloppskanaler.



Figur 52. Schematisk skiss låglutande galler a) alfa-galler b) beta-galler. Illustratör: Mattias Olsson, Länsstyrelsen Västernorrlands län

Vid utformningen av galler måste den framtida strömbilden kring gallret tas i beaktning. Beroende på strömriktningen kan ett "låglutande" galler i

praktiken ha samma krafter genom sig som ett vertikalt galler. Till exempel blir ett betagaller som placeras i ett öppet magasin med 30 graders lutning mot vattendragets riktning i praktiken ett vertikalt galler. Strömningsförhållandena vid ett galler är dessutom sällan likformiga. Detta innebär att ett galler med lägre lutning än 45° lokalt kan ha en större vattenhastighet genom gallret än längs med gallret (Figur 53). Om man är osäker på hur strömningsbilden kommer se ut, eller i de fall det är svårt att bedöma i förväg, är det säkrare att anlägga ett galler med lägre lutning (30–35°) för att minimera risken att fisk kläms fast mot gallret. Det går att få en uppfattning om strömbilden i förväg med hjälp av hydraulisk modellering (se bilaga 5.6).



Figur 53. Förändringar i flödesbild längs ett betagaller beroende av vattenflödet (10, 40 och 50 m³/s). Färgskalan motsvarar vattenhastighet, blå lägst, röd högst. Pilarna indikerar strömriktningen. Figur: Fiskevårdsteknik.

Vid Strömsbro kraftverk i Testeboån finns ett låglutande betagaller med 18 mm spaltvidd överst i inloppskanalen. Bortsett från de fem första metrarna, har strömriktningen visat sig vara vertikal mot gallret. Undersökningar visade att mer än 50 % av laxsmolten passerade gallret. Smolt observerades när de kolliderade med gallret och sedan stod vinkelrätt framför gallret med huvudet mot strömmen, ibland i timmar (Moberg 2018). En liknande hydraulisk situation kan uppstå för alfagaller med en djup intagsöppningen där strömriktningen nära ytan kan bli närmast vertikal mot gallret.

Skräp som fastnar på gallret påverkar i hög grad strömhastigheten genom gallret, vilket gäller oavsett gallertyp. Därför måste man möjliggöra rensning av gallret. Under perioder med mycket skräp i vattnet kan gallret behöva rensas dagligen.

Om vattnet i intagskanalen har en hastighet som understiger fiskens marschhastighet (se avsnittet om simkapacitet bilaga 5.4) har fisken en möjlighet att vända uppströms för att hitta flyktvägar. Vid hastigheter $< 0,5$ m/s har såväl smolt som ål möjlighet att undvika ett vertikalt galler en kortare tid (DWA 2005). Vid vattenhastigheter $< 0,25$ m/s kan fisken uthålligt undvika gallret (op. cit). En högre lutning på gallret än 45 grader kan således accepteras om gallret är litet och det finns en eller flera flyktöppningar i närheten med stor avbördning som underlättar för fisken att hitta öppningarna. Eftersom ett galler med hög lutning inte erbjuder vägledning mot flyktöppningen på samma sätt som ett låglutande galler så ställs extra höga krav på flyktöppningen. Vid vattenhastigheter i intagskanalen som är större än $0,5$ m/s är risken stor att många fiskar har svårt att undvika gallret under en längre tid varför ett låglutande galler är att föredra.

Spaltvidden i kombination med lutningen och vattenhastigheten påverkar hur anordningen fungerar som avledare för olika arter. Spaltvidden i gallret påverkar också fallförlusten. Ofta har spaltvidd som fysiskt hindrar fisken att passera förespråkats och i till exempel Danmark var högsta tillåtna spaltvidd 10 mm 2013 (Calles m. fl. 2013a). År 2017 fanns i Sverige låglutande galler med 15 mm eller 18 mm spaltvidd vid sex kraftverk (Emanuelsson m. fl. 2017). Ett av dessa kraftverk är Herting i Ätran, Halland. Här har passageeffektivitet för laxsmolt uppmätts till mellan 70 och 95 % (Nyqvist m. fl. 2018). I Ätrafors, ett annat kraftverk i Ätran, fanns ett konventionellt galler med 63 graders lutning och 20 mm spaltvidd som 2008 ersattes med ett galler med 35 graders lutning, 18 mm spaltvidd och sex flyktöppningar. Denna åtgärd minskade dödligheten för blankål från > 70 % till < 10 % (Calles m. fl. 2013b).

Spaltviddens betydelse är även sammanlänkad med utformningen av flyktöppningarna. En fisk undviker aktivt att passera ett galler med liten spaltvidd, förutsatt att den inte kläms fast på grund av hög strömhastighet, även om det är fysiskt möjligt för fisken att passera genom gallret. Först när det saknas alternativa vägar kommer fisken att ta sig genom ett trångt galler. Ålen skiljer sig från övriga fiskar genom att den kolliderar med gallret även vid vattenhastigheter i intagskanalen $< 0,3$ m/s, medan övriga fiskar stannar innan gallret om vattenhastigheten är låg. Även ålen undviker dock att klämma sig genom galler om det finns alternativa vägar, varför även större spaltvidd troligtvis kan fungera om det finns väl utformade flyktvägar.

Det pågår forskning med galler med större spaltvidd och i experiment i Laxeleratorn i Älvkarleby har försök med låglutande galler med 30 mm spaltvidd visat sig avleda både laxsmolt och blankål vid låg vattenhastighet ($0,7$ m/s) (Carlsson 2019, Carlsson m. fl. in press). Hög passageeffektivitet för galler med 30 mm spaltvidd har även redovisats för smolt i Frankrike. Detta efter att flödet som användes i nedströmspassagen ökats från $0,6$ m³/s till $2,2$ m³/s (Travade and Larinier 2011). Det bör noteras att både smolt och ål kan passera genom ett 30 mm galler om de vill. Blankål upp till längder av 70 cm har kunnat passera vertikala galler med 20 mm spaltvidd genom att pressa sig genom gallret, trots att ålens bredd var större än 20 mm (DWA 2005 figur

5.22). För ett galler med lutning 15° och där en flödesmängd mellan 5,3 och 14,8 % användes för nedströmspassage, kunde hög total passageeffektivitet (oklart vägval) uppvisas med en spaltvidd på 50 mm (Duchenev m. fl. 2006 i Calles m. fl. 2014). I vissa stora vattendrag, särskilt i Nordamerika, har man installerat galler av s.k. louver-typ (spjälavledare). Galler av louver-typ är betagaller där vinkeln på spjälorna mot vattnets riktning skapar turbulens. Denna turbulens kan fungera som beteendevledare och därigenom möjliggöra att en större spaltvidd används i gallret. Detta fungerar dock inte för alla arter (Calles m. fl. 2013a). Enligt Schwevers och Adam (2020) kan olika rörelsemönster hos fiskar förklara varför galler av louver-typ har sämre avledande förmåga på till exempel ål.

Utifrån sammanställningen i Calles m. fl. (2014) kan man säga att ju större spaltvidd desto lägre lutning och mer flöde till flyktöppningarna behövs för att uppnå en effektiv nedströmspassage. Det rekommenderas att den senaste litteraturen studeras för uppdateringar kring spaltvidd och lutningar då forskning pågår inom området. Generellt kan man säga att fiskanpassade galler med mindre spaltvidd är viktiga vid kraftverk med små turbiner som har höga varvtal då detta drastiskt minskar överlevnaden även för små fiskar som skulle råka ta sig genom gallret och passera turbinerna (se beräkningar i Leonardsson 2012).

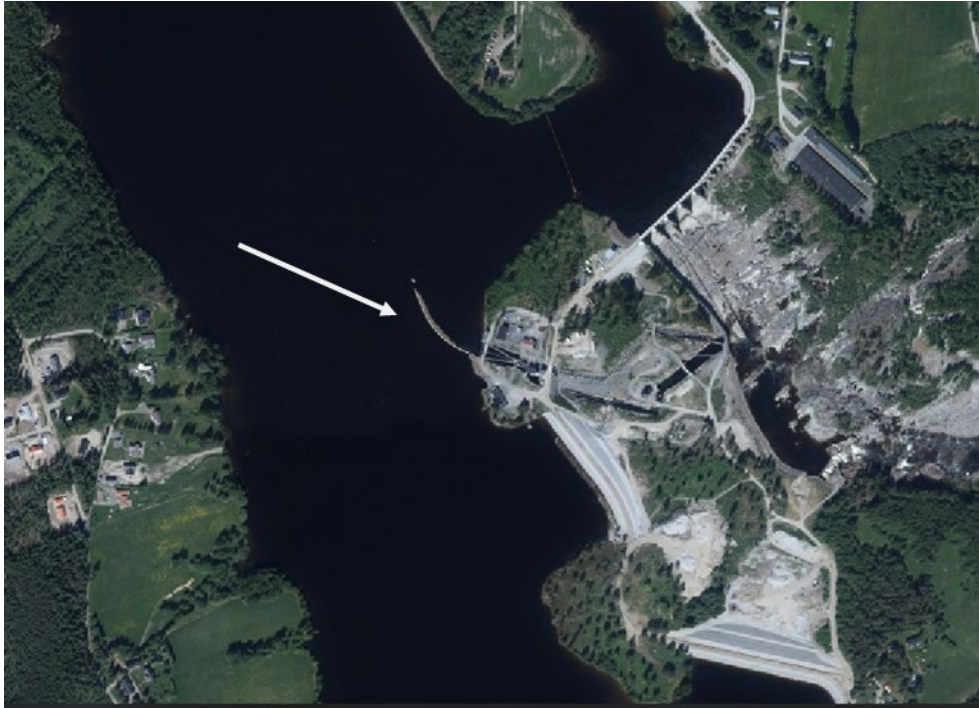
Låglutande galler med liten spaltvidd (<18 mm) har använts med god passagefunktion i kraftverk med en vattenföring upp till $88 \text{ m}^3/\text{s}$ (Emanuelsson m. fl. 2017). Enligt en enkätundersökning som gjordes inom programmet ”Krafttag Ål”, är de driftmässiga erfarenheterna av låglutande galler med flyktöppningar vid vattenkraftverk i Sverige ($n=7$) relativt goda. Avledare medförde inte försämrade driftförutsättningar och fallförluster uppgavs inte heller vara ett problem (Emanuelsson m. fl. 2017). Det saknas dock kunskap om användning av galler med liten spaltvidd vid kraftverk med större slukförmåga än $72\text{--}88 \text{ m}^3/\text{s}$ och med hög säkerhetsklass. I stora kraftverk kan anpassad körning och utökad spill (s.k. skonsam drift) vid perioder för ålvandring vara ett sätt att öka antalet ålar som passerar kraftverket utan att skadas.

Ledarmar (engelska skimming walls) och spill

I stora vattendrag ökar svårigheterna att avleda fisk (Lundqvist m. fl. 2014) och det saknas erfarenhet av att avleda fisk med hjälp av galler med liten spaltvidd i stora vattendrag. Detta beror på att mängden vatten medför stor belastning och stora mängder drivgods vilket innebär stora utmaningar. I dagsläget innebär detta potentiella säkerhetsrisker då det råder kunskapsbrist, samt att kostnaderna bedöms bli orimligt höga i vissa fall (Calles m. fl. 2014).

I två stora norrländska älvar, Umeälven och Piteälven, har 2 m djupa, upprättstående, flytande ”ledarmar” installerats för att avleda fisk mot nedströmspassage. Effektiviteten för avledning av laxfiskar, både smolt och kelt, har testats upprepade gånger med varierande resultat. Effektiviteten var relativt hög (85 %) för avledning av laxsmolt i Piteälven där avledaren

(”ledarmen”) sträckte sig förbi hela turbinintaget (Vikström 2016). Däremot varierade effektiviteten för avledaren i Umeälven betydligt över säsong och uppmättes ibland till bara några enstaka procent för smolt och kelt av laxfisk (Lundqvist m. fl. 2014, Leander opublicerade data). Detta beror troligen på att avledaren (”ledarmen”) i Umeälven endast täcker en liten del av vattendragets bredd och att huvudströmmen ofta passerar utanför ledarmen (Figur 54).



Figur 54. Ledarm i Umeälven. © Lantmäteriet Geodatasamverkan.

Elbarriärer, luftbubblor, ljus och ljud (beteendeavledare)

Om det inte är möjligt att avleda fisk över hela turbinintagets bredd och djup finns alternativa lösningar där beteendemässiga avledningstekniker används i kombination med fysiska strukturer (Fjeldstad m.fl. 2018). Några exempel på beteendeavledare är barriärer som utgörs av el eller bubblor. Även ljus och ljud kan ha en avskräckande effekt på fisken. Vattenhastigheten måste vara tillräckligt låg för att fisken ska kunna reagera på signaler. Beteendeavledare har dock fått kritik för att fisk som blir skrämmd ändå kan simma igenom dessa barriärer.

Övriga lösningar

Ett alternativ med konventionella galler är skonsam drift. Skonsam drift innebär att körningen av kraftverket anpassas för att underlätta nedströmspassage för fisk. Denna metod tillämpas vid kraftverk i till exempel Mörrumsån i Blekinge, och Rickleån i Västerbotten (Jeuthe och Leonardsson 2017). Skonsam drift innebär till exempel att man minskar drivvattenföringen, alternativt stoppar körningen i kraftverket, för att få utrymme för ett spill som gör det möjligt för fiskarna att passera nedströms. Till exempel var passageframgången dubbelt så hög för nedströmsvandrade radiomärkt kelt när spillet var ca. 50 % jämfört när det var ca. 20% av det totala flödet (Greenberg

m. fl. 2017). I vissa fall kan en omfördelning mellan olika turbiner öka antalet fiskar som kan passera oskadda. Generellt gäller att stora turbiner är mer skonsamma än små turbiner och Kaplan-turbiner anses mer skonsamma än Francis-turbiner då Francis-turbiner vanligen har många skovlar medan Kaplan-turbinerna har ett fåtal propellerliknande blad. För att kunna använda sig av skonsam drift som en lösning för nedströmspassage kräver att man vet när olika fiskarter vandrar.

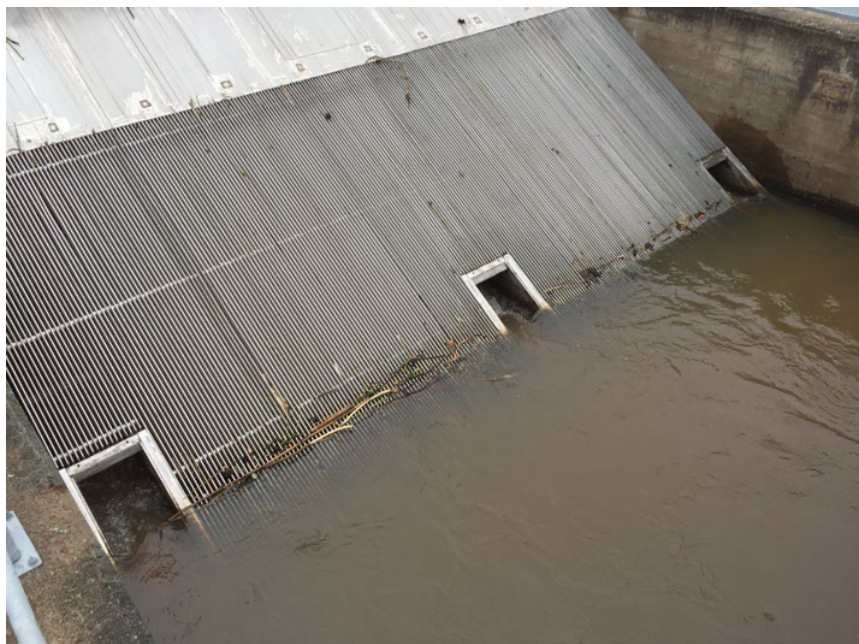
Ett annat alternativ till låglutande galler med liten spaltvidd som håller på att undersökas är att använda nät för avledning vilket skulle vara en jämförelsevis kostnadseffektiv lösning (Emanuelsson m. fl. 2017).

Även utvecklingen av så kallade fiskvänliga turbiner pågår. Ett sådant exempel som kan fungera vid mindre anläggningar är Arkimedes skruvturbin som även fungerar för passage uppströms. Denna har visat sig vara skonsam mot fisk som passerar men Piper m. fl. (2018), betonade att fördröjning som en följd av att fisk tvekar att gå in i turbinen, kan ha negativa konsekvenser, särskilt när flera passager följer efter varandra. Det kan dock vara ett bra alternativ vid mindre kraftverk då den kan lösa både upp- och nedströmspassage utan behov av en särskild lösning för nedströmspassage.

Flyktöppningar

För att fungera som avledare för fisk måste gallren, oavsett typ, vara försedda med flyktöppningar dimensionerade utifrån målarternas preferenser och placerade så att fisken har möjlighet att hitta dem. Flyktöppningens dimensioner bör utgå från de största individerna som ska passera och vara väl tilltagna för att fisk inte ska tveka att passera. Dimensionerna är ungefär desamma som för uppströmsvandrande fisk: minst 2,5 gånger höjden och 3 gånger bredden på den största fisk som ska passera. För utlekt lax och havsöring, vilka är några av de största fiskarna som ska passera nedströms, innebär det att flyktöppningen bör vara minst 30 cm bred och 50 cm djup. Om man måste välja är det lämpligt att prioritera djupet på bekostnad av bredden. Det är också viktigt att tänka på att flyktöppningarna ska vara tillgängliga vid olika vattenstånd och att den effektiva höjden när ett galler lutar är annorlunda än när det är vinkelrätt, dvs. höjden i en öppning på 1000 mm är bara 570 mm när gallret lutar 35°.

Fisken måste kunna hitta flyktöppningarna och de bör därför vara placerade i det område som fisken avleds till, dvs. vid toppen av ett α -galler och vid nedströmssidan (slutet) av ett β -galler (Calles m. fl. 2013a). För α -galler placeras flyktöppningarna företrädesvis i själva gallret eller i plattan som är i toppen av gallret (Figur 55 och Figur 56). En flyktöppning i sidan av gallret kan också fungera bra om den är placerad i direkt anslutning till gallret och gallret inte är för brett. Om flyktöppningen är placerad vid sidan om gallret måste även vattenhastigheterna tillåta vandring i sidled mot flyktöppningen.



Figur 55. Alfa-galler med flyktöppningar. Foto: Johan Lind, Mälarenergi.



Figur 56. Överdelen av ett alfa-galler som består av en solid platta som skapar en strömrefug för fisk. Flödet regleras nedströms flyktöppningarna genom en reglerbar tröskel. Foto: Fiskevårdsteknik

Vid β -galler ska flyktöppningen placeras i nedströmsänden av gallret och måste fungera både för fisk och för avledning av skräp. Det kan därför vara en fördel att ha en spilllucka som öppnas när rensmaskinen nått läget närmast luckan. Vid Hertings β -galler utformades flyktöppningen som en 30 cm bred öppning i en klafflucka som vid normalvattenstånd har ett djup på 65 cm (Figur

57). Klaffluckan har även en bottenöppning på 20 x 20 cm för fisk vid botten. I stängt läge avbördar luckan ca 400 l/s och vid öppet läge ca 2 m³/s.



Figur 57. Flyktöppning och klafflucka. Slitsöppningen i luckan är 30 cm bred och 65 cm djup vid normalvattenstånd. Luckan avbördar ca 400 l/s i stängt läge. Foto: Fiskevårdsteknik.

Flyktöppningarna måste också vara placerade med tillräckligt täta intervall för att fisken ska kunna hitta dem och passera. Om gallret är bredare än tio meter, rekommenderas en flyktöppning var tionde meter (Larinier and Travade 2002). Vattenhastigheter i inloppskanalen på > 0,5 m/s kan omöjliggöra för små fiskar att simma uppströms och påverkar därför placeringen av en flyktöppning. Redan vid ett par meters förskjutning uppströms barriären, försämras attraktionseffektiviteten avsevärt (Larinier muntligen i Calles m. fl. 2013a).

En vanlig uppfattning är att ål på väg nedströms simmar djupt och att flyktöppningar för ål bör placeras utifrån detta. I en studie inom Krafttag Ål observerades dock märkta ålar simma i huvudsak ytligt på väg nedströms (Leonardsson m. fl. 2017). I märkningsförsök med ål, uppmätte Calles m. fl. (2013b) hög effektivitet för att låglutande α -galler med stora flyktöppningar i ytan. Vid användning av β -galler kan dock flyktöppningar både vid botten och vid ytan vara en lösning för att försäkra sig om att ålen har möjlighet att hitta flyktöppningarna.

Flödet i flyktvägen ska dels attrahera fisk, dels uppnå tillräckliga dimensioner i flyktöppningen. Vid små kraftverk krävs en högre andel av det totala flödet för att inte flyktvägens dimensioner ska bli för små. α -galler med flera öppningar kräver ofta högre flöden än β -galler som endast har en öppning. Förändringen i vattenhastighet i flyktöppningarna får inte ske för fort då kraftig acceleration kan leda till att fisk tvekar (Haro m. fl. 2016). Detta är en utmaning då vattenhastigheten i den efterföljande flyktrännan behöver vara

mycket hög så att fisken inte kan simma tillbaka uppströms när den väl är inne i flyktrännen. För att undvika att fisk kan vända uppströms bör flödesökningen ske sakta men resultera i att vattenhastigheten till slut överstiger målarternas sprinthastighet (Andreasson, bilaga 5.6). Detta kan åstadkommas genom en sakta avsmalnande flyktöppning. Även visuella aspekter är viktiga att ha i åtanke då vissa arter tvekar inför mörker och andra arter inför upplysta platser (Haro m. fl. 2016).

Reglering av flödet kan även ske i själva flyktöppningen och då bildas ett fall i flyktöppningen. Detta skapar högre vattenhastigheter samt ett likvärdigt flöde i samtliga flyktöppningar. Vid många flyktöppningar kan det dock krävas relativt stort flöde för att få tillräcklig djup och bredd i flyktöppningarna.

Flyktrännen

Ett alternativ till att reglera flödet i flyktöppningen är att regleringen görs vid starten av flyktrännen nedströms samtliga flyktöppningar. För att hantera olika vattennivåer samt styra flödet är det en fördel att ha regleringsmöjligheter, exempelvis genom en klafflucka. Fördelen med denna utformning är att bredden och djupet kan hållas stora i själva flyktöppningen. Nackdelen med denna utformning är att det är svårt att få ett bra flöde genom samtliga flyktöppningar då en öppning närmast flyktrännans inlopp får ett högre flöde jämfört med de öppningar som ligger längre ifrån.

Flyktrännen kan utgöras av en tub (Figur 58) eller en öppen ränna (Figur 59) och utformningen av nedströmspassagen ska minimera risk för skador. Om rännan ska vara öppen bör man se över risken att fisk hoppar ur rännan. I vissa fall används samma passage för nedströmsvandring som för uppströmsvandring, detta är till exempel vanligt i omlöp. Fiskens storlek anger minsta svängradie i de fall passagen svänger och Calles m. fl. (2013a) redogör för rekommendationer att svängradien inte får understiga 3 m och att vattenhastigheten inte får överstiga 12 m/s.



Figur 58. Passagelösningar för upp- och nedströmsvandrande fisk. Flykträna i form av en tub som delvis går under marken. På bilden syns även alfa-gallret som leder fisken mot flyktöppningarna och vidare in i tuben. Foto: Johan Lind, Mälarenergi.



Figur 59. Flykträna i form av öppen ränna. Foto: Johan Lind, Mälarenergi.

Flyktrännans utlopp

En fisk som faller fritt efter att ha nått utloppet av en nedströmspassage kan skadas om höjden på fallet är för stor, om djupet vid nedslagsplatsen är för litet

och om det förekommer stenar eller likande som fisken kan slå sig emot. Fisk skadas om de faller ned på en vattenyta med en hastighet högre än 15–16 m/s och hastigheten beror av fiskens storlek och höjden på fallet (Baudoin m. fl. 2014). Skaderisken är dock mindre om fisken får falla fritt än om nedströmpassagens mynnar under vatten (DWA 2014). Enligt Odeh och Orvis (1998) ska utloppet vara horisontellt och avståndet till nedanliggande vattenyta vara mellan 1,8 och 2,4 m. För att minska risken för predation bör fisken släppas ut på strömsträckor och inte på platser med låg vattenhastighet och djupt vatten i övrigt (Calles m. fl. 2013a).

Bilaga 5.12. Kostnader

I sammanställningen av Carlström (2017) visade det sig att kostnaderna varierade stort, även för likartade passagelösningar (Tabell 8). Till exempel varierade kostnaden per fallhöjdsmeter för omlöp mellan 47 tkr och 2,8 mkr och för slitsrännor mellan 250 tkr och 5 mkr (Carlström 2017, tillhörande Excelark). Det som kunde urskiljas i underlaget som en svag trend var att kostnaderna för alfagaller ökade som en funktion av installerad effekt. Detta baserades dock endast på nio kraftverk. För betagaller var kostnaden i ett kraftverk dubbelt så hög som i ett annat kraftverk med liknande dimensionerat flöde och installerad effekt (Carlström 2017).

För att göra en kostnadsuppskattning föreslår en konsultfirma som arbetar med anläggning av fiskpassager att projektet ”mängdas”, dvs. kostnaden för varje arbetsmoment och ingående material uppskattas var för sig (Viktor Hebrand pers. kom. dec 2019). Denna metod innehåller också stora felmarginaler eftersom alla förutsättningar oftast inte är kända vid kostnadsberäkningen. Övriga kostnader som kan tillkomma kan vara om det behövs en ny bro eller en ny väg eller liknande till följd av den nya fiskpassagen. När det gäller kostnader bör man även ta med kostnader för underhåll och drift i beräkningarna då en hög initial kostnad kanske kan resultera i en lägre driftskostnad över tid och tvärtom (Franklin m. fl. 2018).

Tabell 8. Kostnadsuppgifter för olika typer av anläggningar. Sammanställda av Karolina Carlström 2017.

Syfte	Typ av anläggning	Kostnad per fallhöjdsmeter			Kostnad per			Driftkostnad/längdmeter					
		(kk/m) alt. per dimensionerat flöde m ³ /s*, (kk/Q)	Median	Min	Max	löpmeter (kk/m)	Median	Min	Max	(kk/m/år), alt. driftkostnad per flöde m ³ /s*, (kk/Q/år)	Median	Min	Max
Upp-nedströms	Slitsränna	1161	250	5000	88	25	193	10	1	14			
Upp-nedströms	Omlöp	255	47	2800	5	1	77	3	1	5			
Upp-nedströms	Kammartrappa	140	100	8182	43	14	514	2	2	2			
Upp-nedströms	Inlöp	1355	1261	1450	24	24	24						
Nedströms*	Alfagaller	67	17	240				Uppgifter saknas om					
Nedströms*	Betagaller	405	180	644				rensningkostnader					
Nedströms*	Ledarm	35	32	38				1	1	1			

Kostnadsdrivare

Nedan listas ett antal aspekter som kan driva kostnader vid anläggning av fiskpassager och som specifikt bör beaktas vid planeringen. Om förutsättningarna är bra är ett omlöp generellt enkelt att anlägga då det främst handlar om grävning och schaktning jämfört med en teknisk passage som ska gjutas och armeras m.m. Det finns dock mycket som kan komplicera och fördyra anläggandet av fiskpassager och detta beror oftast på de fysiska förutsättningarna på platsen.

Geotekniska förutsättningar

De geotekniska förutsättningarna är avgörande för projektets kostnad vilket gäller för alla fiskpassager men kanske framförallt vid naturliknande fiskpassager som omlöp då dessa oftast är större till ytan. Vid anläggning av fiskpassage kan exempelvis påstötning av grunt berg fördyra projektet då det krävs sprängning. Jordarternas sammansättning påverkar projektets kostnader. Anläggning kan inte ske på organiskt material varvid detta måste avlägsnas och ersättas med mineraljord. Sandiga jordlager kan skapa problem genom att vara lätteroderade vilket måste hanteras. Grovkorniga jordlager är svåra att få tillräckligt täta för att behålla vatten i ett omlöp där vallar behövs. I dessa fall är det vanligt att använda sig av geotextil för tätning vilket dock fördyrar stigrännan. Morän utgör vanligtvis ett fördelaktigt jordlager.

Grundarbetet måste vara noggrant utfört för att inte riskera att passagen går sönder vid till exempel höga flödesförhållanden eller isbildning.

Vid anläggning av inlöp finns olika metoder med varierad kostnadsbild för att anlägga den nya dammvallen beroende på de geotekniska förutsättningarna. Vanligt är att en Larsen-spont slås och kläs med en krona. Detta förutsätter dock rätt jordlager. Vid exempelvis grunt berg kan en betongdamm som förankras i berget bli aktuell. Det kräver torrläggning som i sig kan vara kostnadsdrivande.

En översiktlig bild av de geotekniska förutsättningarna kan erhållas genom att studera SGUs jordartskarta (<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>) samt brunnsarkiv vilket innehåller bergdjup vid kända brunnar (<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html>). För en mer detaljerad bild krävs geotekniska undersökningar. Vid mindre och okomplicerade projekt är det oftast billigare att hantera problemen när de uppstår jämfört med att utföra långtgående geotekniska undersökningar. Vid stora och komplicerade projekt bör dock geotekniska undersökningar genomföras om de geotekniska förutsättningarna är okända.

Ledningar

Ledningar så som el, tele, fiber, vatten eller avlopp måste vara kända vid byggstart och kan vara kostsamma att flytta. Kända ledningar inom området kan kontrolleras på ledningskollen.se

Masshantering

Fiskpassagen bör om möjligt planeras för att minska transport av massor till och från platsen. Ett omlöp bör därför planeras så att dragningen följer de naturliga konturerna på platsen och att man undviker djupa schakt eller stora uppbyggnader av material. Projektet bör om möjligt använda lokala massor i stor utsträckning samt deponera överblivna massor på platsen. Konstruktionen kan behöva anpassas till de material som finns tillgängliga på platsen. Långa transporter av material driver kostnader.

Infrastruktur

Det är vanligt att fiskpassager behöver passera vägar av olika slag. Påverkan kan även förekomma på broar. I vissa fall kan det vara relativt okomplicerat att anlägga exempelvis en kulvert under en privat tillfartsväg. Om det handlar om påverkan på större vägar så kan det dock innebära mycket stora kostnader både för anläggningsarbeten och för administration.

Torrläggning

Anläggandet kräver ofta någon typ av torrläggning där fiskpassagen ska anslutas vid ingång och utgång. Vid inlöp kan stora torrläggningar samt förbiledning av vatten krävas vilket kan driva kostnader. En noggrann planering av projektet krävs där de olika momenten görs i en följd som medför en effektiv arbetsgång.

Materialtillgång

Vid naturliknande fiskpassager kan tillgången på natursten vara viktig för projektets totalkostnad. Eftersom stora mängder behövs kan långa transporter bli kostnadsdrivande.

Stillestånd

Anläggning av fiskpassager kan innebära att kraftverket tillfälligt måste tas ur drift. Det gäller framförallt vid anläggning av nedvandringvägar. Vid stora kraftverk kan utebliven kraftproduktion vara en mycket betydande kostnad. I dessa fall måste projektet planeras så att stilleståndet minskas i största möjliga mån, exempelvis genom förtillverkade lösningar.

Naturlika fiskpassager

Omlöp

Omlöp erbjuder många gånger en kostnadseffektiv lösning. Om de geotekniska förutsättningarna är gynnsamma och det finns god tillgång på natursten kan stigrännan anläggas relativt billigt. Fördyrande omständigheter kan vara oförutsedda geotekniska förutsättningar, exempelvis grunt berg, samt påverkan på omgivningen i form av ledningar, behov av broar och stödmurar. Tillgången på natursten är avgörande för slutkostnaden. Även masshanteringen måste beaktas eftersom det kan krävas stora schaktningar.

Inlöp

Inlöp är oftast den dyraste fiskvägstypen vid anläggandet samt innebär en hel del osäkerhetsmoment. Projektet blir komplicerat i form av torrläggning av arbetsområden samt att en ny dammvall behöver anläggas. Även genomgångar i den befintliga dammen kan innebära osäkerhetsmoment då det kan påverka bärighet och dammsäkerhetsaspekter. De geotekniska förutsättningarna vid det nya dammläget är avgörande för teknikvalet. I det fall en spont kan slås är det oftast den billigaste metoden.

Uppträskling

Uppträskling används oftast vid låga hinder och är en relativt billig åtgärd där den är möjlig. Fördyrande omständigheter kan vara maskinåtkomst då man ofta arbetar utan torrläggning samt att det kan krävas stora mängder material.

Tekniska fiskpassager

Slitsränna

En slitsränna gjuts vanligen i betong. Den mindre längden på en slitsränna jämfört med ett omlöp vägs upp av att den ofta är dyrare per längdmeter. En fördel med slitsrännan är att kostnadsosäkerheten vanligtvis är mindre eftersom den tar mindre plats i anspråk. Vid långa slitsrännor kan det vara fördelaktigt att prefabricera rännan eller inredningen för att återanvända gjutformarna. Exempel finns på prefabricerade slitsrännor i kompositmaterial men hittills har det inneburit substantiellt högre kostnader jämfört med traditionella metoder. Tekniska fiskpassager kan också byggas i trä men har då en mer begränsad livslängd varpå livscykelkostnaden troligen blir högre. Generellt behöver en teknisk fiskpassage i betong renoveras efter 30–50 år medans ett omlöp kan behöva renoveras efter 10 år, dock till betydligt lägre kostnader (Norconsult 2015).

Kostnader för avledare

Inom ramen för Krafttag Ål studerade Emanuelsson m. fl. (2017) kostnader för avledare. De redovisade faktiska kostnader mellan 0,4 och 16 mkr för sju avledningsanordningar som finns i Sverige. Dessutom redovisades detaljerade teoretiska kostnadsberäkningar för två kraftverk, som idag saknar lösningar med avledning för nedströmspassage. De kostnadsberäkningar som gjordes innehöll kostnadsuppskattningar för entreprenad, oförutsedda kostnader, projektledning, produktionsbortfall och fysiska strukturer som i detta fall utgjordes av en uppsamlingsanordning för ål. Totalt uppgick dessa till 24–28 mkr för ett kraftverk i storleksordningen MQ 78,5 m³/s (HQ100 = 350, MHQ = 141 och MLQ = 33,9). De löpande kostnaderna, inklusive driftkostnader, uppskattades till ca. 0,47–0,53 mkr/år och utgjordes av produktionsbortfall pga. spill och fallförluster, utökad rondning och underhåll av den nya anläggningen, samt transport av ål.

På liknande sätt uppskattades kostnaderna för åtgärder för blankål till 280–350 mkr för anläggning och 3,2–3,7 mkr för löpande kostnader vid ett stort kraftverk med MQ 557 (HQ100 = 1190, MHQ = 798 och MLQ = 336). För mer

detaljer och arbetsgång hänvisas till Energiforsk projektet Krafttag Ål och rapport 2017:458 (Emanuelsson m. fl. 2017).

Vid en projektering för åtgärder för fiskpassage i ett kraftverk i storleksordningen MQ 10,6 m³/s (HHQ50 = 120, MHQ = 50 och MLQ = 2,5), och med en fallhöjd på 15,5 m, uppskattades kostnaderna för olika alternativa lösningar. En dubbelslitsränna uppskattades kosta 19,5 mkr, slitsränna i kombination med omlöp ca 21,5 mkr (16 mkr slitsränna, 5 mkr omlöp). Ombyggnad av intag för avledning 3,9 mkr vilket var dyrare än normalt pga. att intagskanalen behövde förlängas uppströms (Norconsult 2015).

Produktionsförluster

När vatten tappas i fiskpassager innebär det vanligen att vattenmängden som kan nyttjas för kraftproduktion minskar vilket leder till ett intäktsbortfall. Kraftproduktionen kan beräknas genom formeln;

$$P = \eta \rho Q g h$$

där

P: turbinens effekt i Watt

η: turbinens verkningsgrad

ρ: vattnets densitet i kilogram per kubikmeter

Q: vattenföring i kubikmeter per sekund

g: gravitationskonstanten i meter per sekundkvadrat

h: hydraulisk fallhöjd över turbinen i meter

Att göra beräkningar utifrån mängden vatten som tappas i fiskpassagerna är dock en grov förenkling som i de flesta fall har för stora felkällor. Under stora delar av året kan det förekomma spill vilket leder till att vattnet till fiskpassagerna inte konkurrerar med flödet till kraftverket. Det kan även förekomma situationer där flödet till fiskpassagen innebär att kraftverket måste stoppas helt eftersom man understiger minimal drivvattenföring. Genom att studera varaktighetskurvor kan en mer exakt beräkning av produktionsbortfall göras. En annan metod är att simulera produktionen på dygnsbasis med hjälp av historiska flöden.

Produktionsförluster kan även uppstå genom en minskad fallhöjd, exempelvis genom en fallförlust över ett fingaller framför intaget. Detta kan avhjälpas genom hydrauliskt utformade galler alternativt en större gallerarea. Fallhöjdsförlusten vid ett galler beror av lutning, spaltvidd, spaltens formfaktor m.m. För att beräkna fallhöjdsförluster vid galler hänvisas till Brydolf och Wiklund (2014) där beräkningsprinciper utförligt redovisas i avsnitt två s. 5–10. Se även Clark m. fl. (2010).

Drift- och underhållskostnader

Naturlika fiskpassager såsom omlöp kräver oftast mindre tillsyn och underhåll än tekniska passager där skräp och dylikt lättare fastnar. Höga flöden kan dock erodera naturlika fiskpassager vilka då behöver åtgärdas. Tillsyn av fiskpassagen bör inkorporeras i återkommande tillsyn som sker för bland annat dammsäkerhetsskäl. Det är viktigt att driftspersonalen är väl införstådd i driftsrutiner för fiskpassagen. Fjärrövervakning kan användas för tillsyn genom exempelvis nivåsensorer som larmar om vattennivåerna i fiskpassagen avviker från det normala. Detta minskar behovet av fysisk tillsyn.

Fingaller innebär ett ökat behov av rensning och i allt utom mikrokraftverk är det ekonomiskt och tekniskt nödvändigt att installera automatisk rensning för att hantera rensningen. Galler och rensmaskin bör anpassas efter det specifika vattendraget då typen och belastningen av skräp kan variera mycket.

Manuell reglering av fiskpassager bör i största möjliga mån undvikas både för funktion och ur ett driftsperspektiv. Reglering innebär en ökad driftskostnad för fiskpassagen.

Materialval för fiskpassagen bör göras utifrån önskad livslängd. Fiskpassager tillverkade av trä har en livslängd som kan understiga 20 år och kan därmed i slutändan bli dyrare än exempelvis naturlika fiskpassager eller tekniska i betong. På samma sätt måste materialval i exempelvis luckor beaktas. Om betong används kan dock vissa delar efter hand behöva kläs in i ett annat material då betong blir mer och mer skrovlig när den slits och kan riskera att nöta på fisken.