

5

Åtgärder

5.1 Hydrologisk restaurering av landskapet

Erik Degerman

5.1.1 Förändrat landskap

Det torrlagda jordbrukslandskapet

Jordbruket har förändrats starkt de senaste 200 åren. Det tillväxte i avkastning med ca 1 % årligen under hela 1800-talet. Orsakerna var vallodling (dvs. att man slapp ha jorden i träda och fick en automatisk gödsling), ökad användning av järnplog, laga skiften, successiv mekanisering och att nya arealer kunde odlas upp genom utdikning av landskapet. Man kallar ibland tiden 1720–1870 för den agrara revolutionen, men revolutionen har fortsatt med alltmer storskalighet och sofistikerad gödsling, moderna bekämpningsmedel och täckdikning. I södra Sverige är det inte ovanligt att majoriteten av åkermarken är täckdikad. Täckdiken och öppna diken medför stora förluster av närsalter och sediment till ytvatten, speciellt som skyddszoner utmed diken och vattendrag saknas eller är för små. Dessutom dräneras marken snabbt och landskapet blir torrare.

I Sverige antas 25 % av våtmarkerna ha dikats ut. I vissa jordbruksområden kan upp till 90 % av våtmarkerna vara borta (se Avsnitt 2.6). Ph. Wolff skrev 1956 boken "Utdikad civilisation" om hur det statliga stödet till markavvattning och utdikning skadade vattenlandskapet. En följd av utdikningarna blev extremt snabb avrinning och översvämningar nedströms, vilket ledde till behovet av nya statsbidrag. I t.ex. Saxån-Braåns vattensystem i Skåne har 90 % av våtmarkerna dikats ut och torrlagts inom loppet av ca 200 år (Ekologgruppen 2004). Den totala längden av öppna vattendrag har minskat från 32 mil i början av 1800-talet till 20 mil idag.

Utdikning av våtmarker och kulvertering av vattendrag är inte det enda som gjort landskapet torrare. Landskapets vattenhållande förmåga har också minskat genom att sjöar sänkts. Bara under perioden 1880–1930 genomfördes 17 000 sjösänkningsföretag (Bernes 1994), huvudsakligen för att vinna jordbruksmark. Effekterna innebär inte bara att landskapets vattenhållande förmåga minskat. Sjösänkningar kan också leda till ökat kväveläckage, marksättningar och ett snabbare åldrande av sjön då den växer igen.

Upptagande av nya diken i jordbrukslandskapet och sjösänkningar har i princip upphört i landet, men effekterna av de forna åtgärderna kvarstår, speciellt som många diken underhålls. Denna kanalisering, rätning och rensning av vattendrag bidrar till att öka vattenavrinningens hastighet.

Det låga vattenflöde som återstår sommartid i jordbrukslandskapet används slutligen till stor del till konstbevattning. Bevattningsbehovet under torrår är cirka 100 mm för de grödor som bevattnas. De flesta bevattningsuttag är inte prövade vid miljödomstol. Förslag till riktlinjer för bevattningsuttag redovisas i Avsnitt 5.6.

Det torrlagda skogslandskapet

Dikning finns i princip av två former, dels markavvattning som syftar till att varaktigt sänka grundvattennivån och vinna ny skogsmark, dels skyddsdikning som strävar till att temporärt avvattna marken som blivit blötare i och med att större träd huggits bort. Idag förekommer i princip ingen ny markavvattning, men de gamla diken underhålls och skyddsdikning är vanligt. Skog på dikad torvmark utgör 5 % av den

totala skogsarealen. Dessa dränerade skogsmarker står för en del av tillförseln av växthusgaser; metan, lustgas och koldioxid. Dessutom brukar de dikade markerna stå för en förhöjd tillförsel av sediment, kvicksilver, humusämnen och närsalter. Skogsmark motsvarande 1,5 miljoner hektar har dikats. Utav dessa dikningar är en betydande andel misslyckade, dvs. de gav ingen ökad skogsproduktion (muntligen Lennart Henrikson, WWF). En del av den dikade skogen är nämligen produktionsbegränsad på grund av syrebrist genom för höga grundvattennivåer.

Det hårdgjorda landskapet

När man hårdgör landskapet med asfalt, hus och betong kommer nederbörd inte längre att infiltreras i marken utan strömmar bort som en ytaavrinning. Vattenflödena i tätortsvattendrag ökar därvid drastiskt med inemot en faktor 10. Ökningen kommer också mycket snabbare än i ett naturligt vattensystem. Eftersom grundvattenmagasinen inte fylls på så kommer sommarens lågvatten (basflödet) att vara extremt ringa. Extremt höga och låga vattenflöden blir således följderna av att hårdgöra landskapet. Högflödena kommer att vidga och fördjupa åfårorna så att när det är lågvatten på sommaren kommer inte vattenmängderna räcka till för att täcka bottenarna. Redan när 10 % av landskapet är hårdgjort uppstår signifikanta förändringar av vattendragens hydrologi och morfologi (Klein 1979, Schueler 1995).

Även utanför tätorterna har landskapets hårdgjorts. I skogen har marken hårdgjorts genom det omfattande skogsbilvägnätet. Åkerlandskapet är idag inte lika permeabelt för nederbörd som det varit på grund av tunga maskiners kompaktering av marken. En skogssluttnings på genomsläpplig mark kan ha 200–500 gångers högre förmåga att infiltrera vatten än en åker. Följden är att åkermark oftare får ytliga avflöden som för med sig närsalter, bekämpningsmedel och sediment.

5.1.2 Hydrologisk restaurering – flera alternativ

För att hydrologiskt restaurera vattenlandskapet kan flera problem behöva angripas. En föregripande analys av problemen underlättar valet av metod. De möjligheter som finns kan sammanfattas:

- Anpassad dikesrensning (detta avsnitt)
- Igenläggning av diken (detta avsnitt)
- Mjukgörning av tätorten (detta avsnitt)
- Etablering av våtmarker (Avsnitt 5.2).
- Höjning sänkta sjöar (berörs kortfattat i Avsnitt 5.2).
- Ökad kontakt med strandzon (Avsnitt 5.2).
- Etablering av trädbevuxen kantzon (Avsnitt 5.3).
- Miljöanpassade flöden nedom kraftverk (Avsnitt 5.6).
- Dimensionering av vattenuttag (Avsnitt 5.6).
- Biotopvård av vattendrag som skapar en divers och varierad vattenfåra (Avsnitt 5.9–5.10).

5.1.3 Hydrologisk restaurering av avrinningsområdet

Mjukgör tätorten

Det handlar inte om att göra biltrafiken säker, utan om att låta vattnet infiltrera ned i marken istället för att via dagvattenbrunnar samlas till små bäckar som rusar fram i landskapet vid regn. Betong, gatsten och asfalt ger en ogenomtränglig yta. Det finns ofta alternativ som ger möjligheter för dagvatten att dräneras ned i marken (läs mer i Stahre 2004).

Dikade skogsmarker är en nationell nettokälla för växthusgaser. Torvmarkerna avger stora mängder lustgas.

Minst 100 000 – 300 000 hektar dikad skogsmark skulle kunna restaureras hydrologiskt genom att täppa igen diken (Strömberg 2005).

För att kontrollera avrinningen kan man:

- öka markinfiltrationen
- se till att diken aldrig mynnar direkt i vattendrag
- anlägga diken med varierad fåra och naturligt substrat
- öka lokal magasinering av vatten i våtmarker och dagvattendammar
- bevara och restaurera kantzoner till ytvatten
- öka andelen markyta med skog och buskar.

Att mjukgöra landskapet och plantera träd ger stora effekter. Träden minskar den mängd vatten som avrinner genom att fånga upp nederbörden och låta den avdunsta, samtidigt som träden förbrukar vatten som nått marken.

Restaurera mossars hydrologi

Mossar med tjocka torvlager utnyttjas ibland för utvinning av torv som bränsle och jordförbättrare. Torven är lätt att skära och när den väl torkat brinner den bra. Ofta sker torvutvinningen först i utkanten av mossen vars mitt successivt kollapsar efterhand som vattennivån sänks. När det övre skiktet tagits bort minskar mossens vattenhållande förmåga. Det undre lagret innehåller enbart döda växter och återhämtar sig långsamt efter torvtäkt. När vattennivån sänks i mossar kommer tidigare syrefria miljöer under vatten att exponeras för luft. Detta medför en snabb nedbrytning och frisättning av näringsämnen (kväve, fosfor, kol).

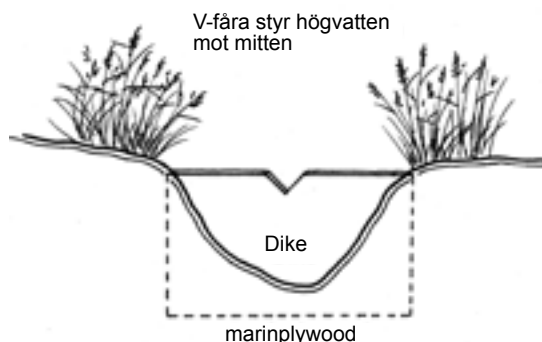
Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1–4.

Att hydrologiskt restaurera mossarna genom att lägga igen dikena ger goda effekter såväl upp- som nedströms. Idealt lägger man igen hela diket, men vanligen får man nöja sig med att bryta diket kontinuitet.

En damm i ett mossdike kan sällan byggas enbart med torv eftersom den är för genomsläpplig och med tiden spolats undan. Det är bättre att använda plank eller hela trädstammar, gärna tall eller gran, som stöd. Dessa drivs ned i botten som palissader, eller läggs tvärs diket. I så fall bör stammarna förankras minst 75 cm in i omgivande mark. En enkel palissad läcker naturligtvis och lämpligen utförs pluggningen av diket med en dubbelpalissad med ett mellanrum på 0,5–1 m. Mellanrummet fylls med torv, jord, sand eller annat tätande material. Ska torv användas bör den tas från diket botten uppströms så att den ej är extra nedbruten genom luftexponering. Det rekommenderas att använda geotextil om risk finns för sedimentläckage genom dämnet.

Dämmen bör läggas relativt tätt i mossdiken. Lämpligen läggs ett nytt dämme efter 10–20 cm fallhöjd. Blir fallhöjden högre ökar vattenhastigheten, samtidigt som större arealer av strandzonen blir torrlagda. I lutande mossar kan det således krävas många små dämmen. Om torvens bärighet är god kan man använda lätta grävmaskiner (4–6 ton) för arbetet.



Figur 1. I riktigt små diken brukar man utomlands använda s.k. marin plywood. Det innehåller dock både fenoler och formalin och användningen bör övervägas noga. Används plywood bör tjockleken vara minst 12 mm. Dessa dämmen ruttnar fort bort, i regel börjar rötan i mötet mellan vatten och luft.

Används lätt grävmaskin kan man också välja att lägga igen diken genom att successivt gräva ur partier i diket och successivt skapa långa dämmen av detta material. Det är viktigt att med skopan uppifrån kompaktera materialet för att få det tätt.

Observera att sådana här åtgärder får mycket snabb effekt. Redan påföljande dag kan tidigare körbara partier vara vattensjuka. Planera därför noga arbetsgången. Börja uppströms och arbeta nedåt. Var akt-sam så att inte grävning sker till underlig-gande minerallager. De kan vara betydligt genomsläppligare än torven.

Utmed mossdikena kan man se att träd (t.ex. tall eller björk) etablerat sig på grund av den sänkta grundvattennivån. När diken sätts igen kommer dessa träd att dö. Man kan därför avverka träden för att snabbare återfå ett naturligt utseende på mossen.

Kärr och våt skogsmark

Sumpskogar utmed vattendrag och sjöar har minskat genom sänkt grundvattennivå och avsaknad av översvämningar på grund av vattenreglering och avverkning. Det är alltid önskvärt att restaurera sådana sumpskogar eftersom de håller en unik fauna

och flora. Skogshöns, hackspettar och flera mindre fågelarter (t.ex. videsparv) gynnas av den rika insektsfaunan och den ofta höga habitatdiversiteten. Cirka 200 hotade, sällsynta eller hänsynskrävande växter finns i sumpskog. Igenläggning av diken i skogen kommer ofta snart att leda till att det utbildas olika typer av sumpskogar. Även trädlösa kärr har stora naturvärden i det opåverkade tillståndet, t.ex. rikkärr med sällsynta orkidéer.

Tekniken för hydrologisk restaurering är i princip densamma som när diken läggs igen i mossar (Figur 2). Igenläggning av skogsdiken kan ske med hjälp av s.k. skotare i samband med att dessa maskiner används för andra skogsskötselåtgärder i området (Figur 3). Alternativt gör man åtgärderna manuellt där en dikespropp av sämre massaved (eller GROT; grenar och toppar från gallring och avverkning) och jord fungerar bra. Manuellt arbete är i regel bara effektivt i små, 0,5 m breda, diken. Helst lägger man flera proppar i samma dike, då med samma riktlinjer som för mossar, dvs. max 10–20 cm fallhöjd mellan dämmen. Utgående från personalkostnader och riktvärdet två persontimmar per propp kan man beräkna vad varje propp manu-



Figur 2. Manuellt byggda dämmen i skogsdiken i Laskerud, Värmland. Foto: Lennart Henrikson, WWF.

ellt kostar, dvs. ca 400–800 SEK. Används skotare är tidsåtgången ca 30 minuter per propp, och kostnaden i samma paritet som för en manuell propp. De byggda propparna kommer med tiden att ruttna bort. I regel har då ackumulerade sediment gjort att diken satts igen. Genom att täta propparna med geotextil erhålls bättre effektivitet och livslängd.

I Norrbotten har Skogsstyrelsen genomfört ett projekt med igenläggning av skogsdiken med syftet att förbättra vattenkvaliteten i avrinnande vatten (muntligen Heine Krekula, Skogsstyrelsen). Propparna byggdes av träpålar, torv och granris. Detta



Figur 3. I WWF:s och Sveaskogs demonstrationsprojektet Gallåsen, Västra Götaland, har 2,2 km diken dämms manuellt eller med grävmaskin eller skotare (bilden). Detta resulterade i 5 ha skogliga våtmarker och förbättrad vattenkvalitet nedströms. Foto: Lennart Henrikson, WWF.

har gett en god effekt på vattenkvaliteten (Figur 4). Speciellt slamdriften har minskat och därigenom har troligen också transporten av kvicksilver, aluminium och järn minskat. Provfisken indikerar också att fiskfaunan förbättrats betydligt efter åtgärd, t.ex. med ökad förekomst av abborre och gädda.

Även rikkärr har behandlats genom igenläggning av diken (Sundberg 2006). Preliminära resultat har visat att en återkolonisation av starr och andra halvgräs sker fort, medan brunmossor tagit längre tid på sig. Dämmen har i dessa försök gjorts av spåntade brädor (furu eller lärk) som grävts ned tvärs diket. Uppströms brädorna har man anlagt en 2–3 m tjock vall av mineraljord och torv som kompakterats.

Den hydrologiska restaureringen ska givetvis ske i ett landskapsperspektiv. Ofta finns det diken som är mer angelägna än andra att återställa, men det måste naturligtvis ske med en avvägning av andra markutnyttjanden, t.ex. skogsbruket. Man bör också vara aktsam vid igenläggning av diken i mo och mjäla eftersom erosionen av finpartikulärt material till ytvatten kan öka. Här bör man komplettera propparna med en geotextilduk som förhindrar partikelpassage.

De områden som anses få störst naturvårdsnytta av en igenläggning är våt äldre granskog, våt skog med stort lövinslag, öppna myrar och kärr eller där diken mynnar i naturliga vattendrag (Stenberg 2006).



Figur 4. Effekten på slamtransport i skogsdiken i Pajala, Norrbotten, av hydrologisk restaurering. Samma bäck fotad före (vänster) och efter (höger) igenläggning av dike. Foto: Heine Krekula, Skogsstyrelsen.

5.1.4 Hänsyn inom skogs- och jordbruk

Dessa delar behandlas kortfattat då de ligger utanför det gängse restaureringsarbetet. För hänsyn inom skogsbruk hänvisas till Henrikson (2007) och för hänsyn vid dikesrensning inom jordbruket till "Miljöhänsyn vid dikesrensningar" Naturvårdsverket m.fl. 2004.

Minimierad skyddsdikning i skogsbruket

Skyddsdikning används för att säkerställa möjligheten att föryngra skog efter att avverkning utförts. I och med att de stora trädens vattenbehov inte längre föreligger stiger mark- och grundvatten, fuktig mark kan försumpas. Redan vid avverkningsplaneringen kan behovet av skyddsdikning minskas, t.ex. genom att tillfälligt spara skärmar av träd, eller fördela avverkningen mellan flera delavrinningsområden (istället för att lägga all avverkning i ett parti som dräneras åt samma håll läggs avverkningen över gränsen till ett annat delavrinningsområde). Dessutom kan man plantera ny skog med hjälp av högläggning, dvs. så att plantan lyfts från den vattenmättade marken på en uppfläkt tuva. Successivt kommer plantan själv att dränera marken efterhand som den växer.

Man bör överväga om skyddsdikning verkligen behövs, kanske kan föryngring ske med alternativa metoder. Skyddsdikning på lutande eller finkorninga (mo och mjåla) bör undvikas på grund av risken för erosion. På torvmarker med kråkbär-ljungtyp eller av sämre bonitet bör nydikning eller underhåll av skyddsdiken ej ske.

Måste dikning ske kan diken göras korta och utan att de mynnar i ytvatten. Skyddsdikning ska anmälas till Skogsstyrelsen senast sex veckor innan åtgärd.

Förslag till anpassad och minskad dikesrensning i skogsbruket:

- Bedöm om verkligen en rensning är nödvändig, gärna i samråd med grannfastigheter och Skogsstyrelsen. Kanske behöver bara vissa partier rensas, inte hela diket? Rådgör om hur negativa konsekvenser för miljön minskas.
- Du får bara rensa befintliga, grävda diken till diket ursprungliga djup och läge. Ytterligare fördjupning betraktas som markavvattning och kräver tillstånd.
- Om fisket kan skadas (grumlingar ut i vattendrag etc.) ska du anmäla de planerade arbetena till Länsstyrelsen innan arbetena påbörjas.
- Lämna alltid våtmarker som diket passerar orensade. Maskiner får inte köra sönder marktäcket i våta partier p.g.a. risk för frigörande av humusämnen med metylkvicksilver.
- Välj om möjligt en liten bandgående maskin med gripskopa, alternativt annan skopa som inte skadar slänterna (t.ex. en liten profilskopa).
- Se till att slänterna lämnas intakta och helst med vegetation, eljest kan diken rasa igen och erosionen bli hög.
- Ha gärna låg lutning på slänterna.
- Avverka helst inte träd utmed diken för att låta maskinen komma fram. Träden suger bort vatten och minskar därmed behovet av dikesrensning.
- Ska träd avverkas, ta främst från den norra sidan så att diket inte blir solbelyst, för då växer det igen fortare.
- Ris och kvistar, t.ex. granris och -toppar, från avverkade träd kan tillfälligt läggas i diket nedströms den rensade sträckan för att tjäna som sedimentfälla, alternativt anordnas en sedimentfälla på annat sätt (t.ex. genom att gräva en grop).
- Börja rensningen uppfraån så att sediment successivt tas om hand i nedströms orensade sträckor.
- Arbeta vid lågvatten då marken bär bättre och urspolning av sediment är ringa.
- Låt diket nedersta del sluta i en över silning av mark, alternativt en grävd slamgrop om det finns möjlighet till återkommande skötsel och tillsyn.

Förslag till anpassad och minskad dikesrensning i jordbruket

Naturvårdsverket m.fl. (2004) ger några övergripande råd vid dikesrensning i jordbrukslandskapet:

- Fungerar jordbruksdriften i området behöver man inte rensa. Rensa således inte rutinmässigt.
- Du får bara rensa befintliga, grävda diken till dikets ursprungliga djup och läge. Ytterligare fördjupning betraktas som markavvattning och kräver tillstånd.
- Om fisket kan skadas (t.ex. av grumlingar) ska du anmäla de planerade arbetena till Länsstyrelsen innan arbetena påbörjas.
- Försök att rensa försiktigt genom att ta bort enstaka sedimentbankar eller vegetation som ger problem. Selektiv vegetationsbekämpning rekommenderas genom den mindre störning som erhålls, samtidigt som ganska begränsade ingrepp ger stor nytta. Tar man bort 20–30 % av vegetationen i ett mindre vattendrag uppnås en 50 % ökning av vattenföringen i förhållande till en total eliminering av vegetationen (Thiel-Nielsen m.fl. 2005).
- Rensa inte bort hårbottenar.

Årensings- eller dikningsföretag

Det finns minst 20 000 dikningsföretag i landet. De flesta av dessa är reglerade sedan lång tid, i en tid med ringa hänsyn till vattenlandskapet. Avsikten var kort och gott att få bort vattnet för att kunna odla, framför allt odla tidigare på våren. Idag provas verksamheten enligt Miljöbalken, men omprövning av de gamla tillstånden sker endast i undantagsfall.

- Se till att slänterna inte blir för branta, ty då ökar erosionsrisken.
- Rensa under lågvattenperioder då risken för partikeltransport är mindre, lämpligen juli-augusti.
- Förhindra grumlingar vid behov genom att gräva en sedimentfälla nedströms.

Många dikningsföretag skulle troligen kunna ersättas av en restaurering av vattenlandskapet. Skuggande träd minskar risken för igenväxning samt minskar utflödet av sediment. En hydrologisk restaurering av landskapet minskar högföden och minskar därmed sandtransporten.



Figur 5. Den hårt rensade Klingavälsån i Skåne ger klen utbytte för fiskaren.

5.1.5 Källor och underlag

Bernes, C., 1994. Biologisk mångfald i Sverige. En landstudie. Monitor 14, 280 s.

Ekologgruppen 2004. Åmansboken – Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté. ISBN 91-631-4875-7, 134 s.

Gustafsson, T., Persson, H. & H. Samuelsson, 1995. Sumpskog. Ekologi och skötsel. Skogsstyrelsen rapport 2, 54 s.

Henrikson, L. 2007. Skogsbruk vid vatten. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.

Klein, R., 1979. Urbanization and stream quality impairment. Am. Water Resour. Assoc. Water Res. Bull. 15(4):12-17.

Naturvårdsverket, LRF och Jordbruksverket, 2004. Miljöhänsyn vid dikesrensningar. Broschyr 17s.

Quinty, F. & L. Rochefort, 2003. Peatland restoration guide. Second edition. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Kanada, 106 s.

Schueler, T, 1995. The importance of imperviousness. Watershed Protection Techniques 1(3):100-111.

Stahre, P., 2004. En långsiktigt hållbar dagvattenhantering. Planering och exempel. Svenskt Vatten, 81 s.

Stenberg, J. 2006. Effekter på virkesproduktion och miljö av igenläggning av skogsdiken – en fallstudie nära Piteälven i Norrbotten. Inst. för skogsskötsel, SLU, Umeå, Examensarbeten, 21 s.

Strömberg, M. (red.) 2005. Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker? Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, Rapport 90, SLU, Uppsala.

Sundberg, S., 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr. Naturvårdsverket Rapport 5601, 79 s.

Thiel-Nielsen, J., Persson, P. & L. Kamp Nielsen, 2005. Rent vand – Helt enkelt. Helsingborgs stad & Köpenhamns Universitet, 136 s.

Wolf, Ph., 1956. Utdikad civilisation. Skrifter utgivna av Svenska Lax- och Laxöringsföreningen, Malmö, upa VII. Gleerup, Malmö.

5.2 Anläggning av våtmark

Erik Degerman

5.2.1 Våtmarkerna i landskapet

Den vanligaste störningen i våtmarker i form av mossar och kärr är utdikning. I det utdikade landskapet försvinner livsmiljön för flera växter och djur, samtidigt sänks grundvattennivån, högvattenföringen i vattendrag ökar och sommarvattenföringen minskar. Torrläggningen av våtmarker ger fältet fritt för buskar, träd och andra torrmarksväxter att kolonisera området. I och med att våtmarkerna försvinner förloras också deras förmåga att kvarhålla partiklar och näringsämnen, speciellt kväverening genom denitrifikation minskar.

Sänkt grundvattennivå får ytterligare konsekvenser. I områden med kalkrika marker och pyritbildningar kan järnet oxidera och föras ut i ytvatten, s.k. järn-ockrabildning. Järnockra förekommer naturligt, men förhöjda nivåer kan inverka negativt på framför allt bottendjur. När grundvattennivån sänks kan också torvlagret komma att oxideras. Detta kan göra att mossar sjunker ihop upp till någon meter. Den nedbrutna torven kommer istället ut i vattendragen i form av närsalter och organiskt material och ut i atmosfären som koldioxid.

Andra viktiga våtmarker som påverkats negativt är t.ex. älv- eller åplanet, med sina strandängar och mader (Kapitel 2). Det naturligt våta åplanet, svämzonen, utmed vattendrag torrläggs genom att vattendragen grävs djupare och stängs av från landskapet. I dessa djupa vattendrag ökar erosionen, och vattendragen gräver sig ännu djupare och bredare. Vid högflöden kan då vattnet inte längre strömma upp på åplanet, vilket gör att självreningsförmågan i åplanet förloras.

Samtidigt försvinner livsmiljön för många djur, såväl ryggradslösa djur som grodor, fågel och fisk. Tillfälliga översvämmede delar av åplanet är viktiga lekområ-

den för t.ex. grodor och fiskar som faren och gädda. Fiskarter som trivs i sådana habitat är bland annat sutare, sarv och mört.

Många våtmarker hölls förr öppna genom översvämningar och av att nyttjas för slätter. Slättermaderna längs våra älvar rensades på viden (*Salix*) för att inte växa igen. Med sänkta grundvattennivåer och upphörd slätter och bete växer dessa våtmarker igen. Denna igenväxningsprocess är i flertalet fall naturlig. Men sådana slättermader har ett stort kulturhistoriskt värde och har med tiden utvecklat en rik flora och fågelfauna, t.ex. med vadare och grågås. Det finns alltså anledning att där så är möjligt vidmakthålla slättermaderna.

Bakteriell denitrifikation

Biologisk denitrifikation äger endast rum i syrefria miljöer där bakterier nyttjar (reducerar) nitratjoner för att skaffa sig energi och syre. Som en restprodukt avgår kvävgas (N_2) eller växthusgasen lustgas (N_2O).

Bakterierna behöver en kolkälla för att tillväxa. Därför är denitrifikationen störst i områden med mycket organiskt material i bottenarna, material som ger kol och syrebrist.

Kemisk denitrifikation

Det sker också en kemisk denitrifikation i jordar med reducerade metalljoner, främst järn bundet till lermineral eller i form av pyrit. Lerjordar har större förmåga till kemisk denitrifikation än sandjordar. Successivt töms dock marken på reducerade metalljoner och de flesta jordbruksmarker har idag svag förmåga till kemisk denitrifikation.

Som nämnts inledningsvis begränsas rekommendationerna i denna manual till åtgärder som har direkt anknytning till vattendrag och sjöar. I princip har naturligtvis alla våtmarker i landskapet återverkan på övriga ytvatten, t.ex. mossars och kärrs vattenhållande förmåga som ökar grundvattennivån och fördröjer avrinningen.

Våtmarkerna har flera ytterst viktiga funktioner i landskapet:

- Utgör viktiga livsmiljöer för flora och fauna.
- Håller vattnet kvar i landskapet.
- Utjämnar vattenföringen.
- Höjer grundvattennivån.
- Renar vattnet från kväve (genom denitrifikation) och fosfor (genom sedimentation av partiklar).
- Minskar tillförsel av sediment, bekämpningsmedel och miljögifter till vattendrag.
- Skapar ett mer varierat landskap.

Men nyetablerade våtmarker i form av dammar kan också störa den biologiska mångfalden:

- Förhöjd vattentemperatur nedströms.
- Kan utgöra vandringshinder för djur vid upp- och nedströmsvandring.
- Risk finns för låga syrgashalter nedströms vid lågvattenperioder.
- Ett nytt ekosystem kan etableras som kanske inte är naturligt för platsen, dvs. den biologiska mångfalden minskar i några fall, men återskapas i andra fall.

Till dessa negativa effekter kan läggas ökad avdunstning från de stora vattenytorna, men eftersom sådana stora vattenytor försvunnit i landskapet är avdunstningen från nya våtmarker bara en normalisering. I denna manual behandlar vi endast i liten utsträckning åtgärder i befintliga naturliga våtmarker. Många våtmarker i jordbruks- och tätortsområden får idag för hög tillförsel av närsalter. Grumligt vatten, flytande sjök av alger och heltäckande lager med andmat är tydliga tecken. I och med att många av de nya våtmarker som anläggs idag är inriktade på rening av vatten så finns det ytterst få våtmarker i dessa landskap med en bra vattenkvalitet. Sådana våtmarker måste identifieras och vårdas.

5.2.2 Återskapande och nyanläggning av våtmarker ur ett landskapsperspektiv

Syftet med att anlägga våtmarker bör i första hand vara att återskapa det forna vattenlandskapet, med dess vattenhushållande förmåga och biologiska mångfald. Genom enkla anpassningar kan retentionen av närsalter och partiklar ökas utan att den biologiska mångfalden påverkas. Restaurering av befintliga våtmarker och återskapande på platser där de tidigare funnits ökar möjligheterna till framgång, jämfört med att anlägga en våtmark på en ny plats. Risken för att kulturmiljölämningar ska påverkas minskar om placering och utformning harmonierar med landskapsbilden. Det ger även bättre förutsättningar för samspel mellan fiske- och naturvården.

Definitioner

Anläggning är skapande av ny våtmark på mark som idag inte är att betrakta som våtmark. *Återskapande* omfattar åtgärder på mark som tidigare varit våtmark eller sjö.

Återställning är förbättring av befintlig våtmark genom förändring av hydrologin och/eller borttagande av vegetation. Vid restaurering av hydrologin kan åtgärderna omfatta igenläggning av diken (Avsnitt 5.1).

Typer av anlagda våtmarker

Inledningsvis kommer vi främst att beröra våtmarker i form av kärr och öppna vatten-samlingar, småvatten isolerade från vattendraget samt fångdammar för närsalt- och partikelreduktion. De senare kan anläggas som dämmen eller utvidgningar av dikesfårar eller som sidofårar i vattendrag (Figur 1). Därutöver kommer avslutningsvis restaurering av åplanet (5.2.7) och kustlaguner (5.2.8) att beröras.

Våtmarker i odlingslandskapet kan med god utformning och placering ur reningssynpunkt genomsnittligt rena bort 200–500 kg kväve och 5–20 kg fosfor per hektar och år (Thiel-Nielsen m.fl. 2005). Med optimal utformning kan ännu högre rening uppnås.

Våtmarkerna anläggs av främst tre skäl; för att skapa livsmiljöer, som fångdammar för närsalter och för återställning av landskapets vattenhållande förmåga. Det sistnämnda behandlas främst i Avsnitt 5.1. Våtmarker anlagda för att direkt rena dag- eller avloppsvatten berörs inte. Man behöver ofta skilja på våtmarker som ska hysa fisk och sådana som inte är tänkta att hysa fisk, åtminstone inte permanent. Många fiskar utnyttjar tillfälliga översvämmade strandområden för lek, men ska fisk finnas permanent bör våtmarken/småvattnet vara relativt stort, helst ha förbindelse med större vatten och vara så djup att det går att övervintra. Som så många andra djurgrupper gynnas fiskar av en divers miljö, gärna t.ex. såväl grunda som djupa parter, och omväxlande vegetationsrikt och vegetationsfritt (Sabo & Kelso 1991).

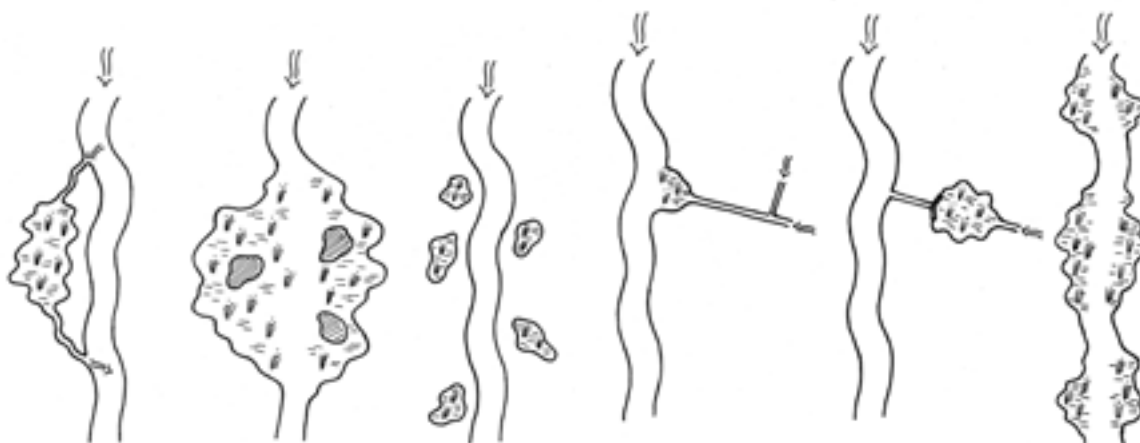
Rekommendationer för placering av småvatten och kärr i landskapet

Våtmarker bör i första hand återskapas där de tidigare funnits utgående från gamla kartor och annan kunskap. De tusentals markavvattningsföretagen i Sverige kan innebära en potential för att återställa våtmarker, t.ex. i områden där syftet med en dikning inte längre kvarstår. Det kan dock av olika skäl vara svårt att få till stånd våtmarker i produktiv skogs- och jordbruksmark. Därför måste man ibland anlägga

nya våtmarker på platser i landskapet där de inte legat tidigare. Så långt möjligt bör dock dessa platser anknyta till de tidigare lägena.

I och med att jordbrukslandskapets grundvattennivå sänkts så är det ofta svårt att anlägga grunda våtmarker utan att ha tillgång till ett vattendrag som vattenförsörjare. Detta gör att vattendrag ibland fått våtmarker i form av dämmen, visserligen erhålls nya våtmarker men vattendragets funktion förändras. *Dämmen i vattendrag bör endast användas i onaturliga fåror som inte kan restaureras, till exempel diken. För att den nya våtmarken inte ska inverka menligt på den biologiska mångfalden eller störa vandringer bör man återskapa våtmarker utan vandringshinder.*

Eftersom jordbrukslandskapets åar oftast rätats och grävts djupare än den naturliga fåran samtidigt som erosionen ytterligare ökat djupet, kan det vara svårt att så att säga leda över del av vattnet i en våtmark intill vattendraget. Antingen får man hyvla ned åplanen så att landskapet kommer i kontakt med ån igen (Avsnitt 5.2.7), alternativt kan man leda in vatten från platser uppströms så att det får självfall ned till våtmarken. I Höje å, Östra Kanik, Lomma kommun, har en 6 ha stor våtmark anlagts genom att leda in vatten från en högre nivå hela 850 m uppströms (Ekologgruppen 2004a).



Figur 1. Våtmarker kan anläggas som sidofårar till vattendrag, som en utvidgning av ett vattendrag eller en sjö, som fristående småvatten, som hästskovåtmarker där diken och dräneringsrör mynnar, i form av ett dämme i ett onaturligt dike eller i form av ett åplan (avsnitt 5.2.7). Härutöver kan t.ex. sänkta sjöar höjas.

Många små våtmarker kan ibland vara mer lämpligt än stora våtmarker. Stora öppna vattenytor medför att avdunstningen ökar med ökad vindexponering och därmed motverkas delvis våtmarkens vattenhållande effekt. Ett varmt sommarregn avdunstar 3 mm vatten från större dammar. Detta kan motverkas genom att minska vindexponeringen.

Även mycket små kärr eller vattensamlingar vara värdefulla, till och med våtmarker på bara 1 m² kan ha en rik fauna. Det har visat sig t.ex. att vegetationen i anlagda fångdammar generellt inte blir mer artrik med ökad dammstorlek, medan däremot en del fågelarter gynnas av större vattenytor.

Etableras många våtmarker är det bra att se till att det finns migrationsmöjligheter mellan dem för djur. Koncentrera gärna kluster av små våtmarker istället för att sprida ut alla jämnt i landskapet (Figur 3).

När man vill etablera en våtmark för att gynna den biologiska mångfalden och landskapets vattenhållande förmåga bör man prioritera lägen där man kan få till stånd en tillräcklig orörd kantzon runt våtmarken. I ett flackare landskap är ofta 10–20 m runt våtmarken tillfyllest, men till och med en buffertzona på 2–3 m är bättre än ingen alls.

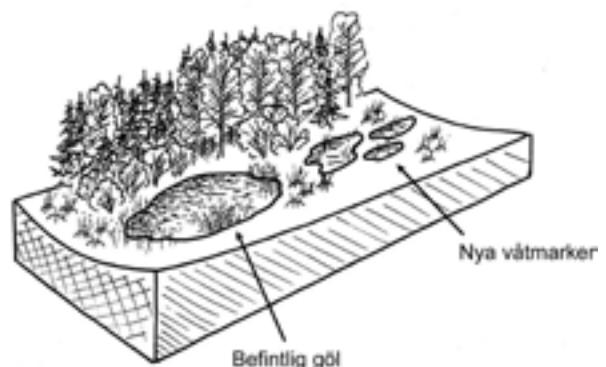


Figur 2. Träd som dött efter att grundvattennivån höjts genom anläggning av våtmark, Örebro kommun. Vid placering av nya våtmarker måste sådana effekter beaktas, ibland kan de eftersträvas.

I stor utsträckning har nya våtmarker etablerats med syftet att minska framför allt kvävetillförsel till havet. Då har man valt att lägga våtmarkerna strategiskt, ibland i form av dämmen i jordbruksåar, till men för vandrande djur och spridning av växter.

Kväverening kan dock uppnås även genom andra metoder. Att dämna måttligt genom biotopvård, att åter meandra åfåran, införa kantzon, anlägga våtmarker i en sidofåra eller i tillrinnande grävda diken med litet biologiskt värde samt att återskapa åplanet bidrar också till att minska kvävetransporten. Kombinerar detta med bra anlagda fångdammar i diken och åtgärder i jordbruket som minskar gödseltillförsel till vatten kommer belastningen av närsalter och sediment till sötvatten och hav att minska radikalt.

Den hyporheiska zonen (se Kapitel 2) utmed 1 km naturlig bäck kan ur närsaltreningssynpunkt motsvara en 1,5 m djup damm på 0,45 ha (Vought-Petersen m.fl. 1991).



Figur 3. Lägga våtmarker intill befintliga ytvatten så att arter kan migrera. Dessutom skapas en mer naturlig landskapsbild. Ligger våtmarkerna tätt så kan gäss och änder som skräms upp från en våtmark flyga eller vandra till nästa. Våtmarker som habitat för t.ex. groddjur behöver inte vara stora.

Rekommendationer för placering av fångdammar i landskapet

Generellt bör nyanlagda fångdammar placeras vid sidan av naturliga vattendrag. De bör placeras där de gör störst nytta utan att störa naturlig biologisk mångfald. Lämpligen bör avrinningsområdet uppströms dammen vara 100–1 000 gånger större än dammytan (strävan är att få vattnets uppehållstid lång i våtmarken). Naturligtvis bör de mest förorenade tillflödena prioriteras.

Eftersom grävning ofta är kostsamt kan man prioritera lägen där det går att dämna tillfälliga vattenflöden eller diken. Ska grävning ske bör man välja lägen med lämpliga täta jordar.

Undvik områden med naturligt stora värden i form av landskapsbild, kulturmiljöer eller flora. Mark som brukas eller brukats som åker eller vall brukar vara lämpliga lägen.

Grunda och vegetationsrika våtmarker drabbas lätt av syrebrist vintertid. Då kan fosfor i bottnarna frigöras och fosforbelastningen nedströms kan bli mycket hög. Andelen löst fosfor i vattenmassan kan i vissa fall öka i och nedströms en fångdamm (Ulén 1997), men nettoutflödet verkar vara litet (muntl. Johan Krook, Ekologgruppen).

5.2.3 Utformning av våtmarker

Kärr, småvatten och viltvatten

Nedan presenteras i första hand våtmarker som livsmiljöer med den självrenande effekt och vattenhållande förmåga som uppnås i en naturlig våtmark.

Det ska poängteras att isolerade småvatten kan vara mycket artrika. Vid storskaliga undersökningar har man funnit flera arter och fler sällsynta och rödlistade arter i småvatten än i vattendrag i samma områden (Scottish Environmental Protection Agency 2000).

Våtmarker behöver inte vara 1–2 m djupa, men de djupa våtmarkerna ger en bra livsmiljö för många fåglar, gul och vit näckros och vissa natearter. Dessutom finns en vattenvolym som inte fryser vintertid och inte växer igen sommartid. I ett landskapsperspektiv kan det ge en högre diver-

sitet med en mosaik av grunda, djupa och variabelt djupa våtmarker. Det är inte alltid negativt att våtmarken torkar ut. Grunda våtmarker som årligen torkar ut kan vara ett viktigt habitat för en högt specialiserad fauna, t.ex. bladfotingar. Våtmarker med bara decimeterdjupt vatten föredras av vadarfågel som rödbena. Gör således inte alla våtmarker efter samma ritning!

När våtmarken anläggs med det uttalade syftet att kunna utgöra bevattningsdamm kan detta ofta kombineras med att vara viltvatten för fågel. Detta eftersom häckningssäsongen ofta är över när bevattningsbehovet är som störst. Flyttande fågel, vadare och änder, kan gynnas av de nedsänkta dammarna och exponerade stränderna under juli-augusti.

Ett enkelt sätt att skapa en våtmark är att göra en låg tröskel i ett vattendrag. Denna höjer vattennivån uppströms så att vattnet svämmar över sina bräddar. Faktum är att omfattande stenuläggning av den typ som sker för att "biotopvärda" vattendrag för laxfisk uppnår just denna ef-

Svarthakedopping (*Podiceps auritus*) är en liten dopping som är en utmärkt simmare under vatten. Den föredrar fisktomma vatten, eller vatten med reducerad fiskfauna. Små gölar, vilvatten och rent av golddammar föredras. Beståndet har minskat under 1900-talet och ArtDatabanken betecknar arten som sårbar.

Viltvatten

Småvatten kan också anläggas som viltvatten. För att gynna andfågel bör våtmarken vara av viss storlek. Kricka, rörhöna och gräsand kan nyttja dammar på 1 000 m². För att föda upp en andkull bör man dock räkna med ca 2 500 m² (Andersson m.fl. 1996)

Sothöna och svarthakedopping kräver i regel 2 000 m², medan vigg och knölsvan kräver ca 5 000 m² (Vedum m.fl. 2004).

Simänder vill ha grunda vatten (helst ej över 40 cm djupa).

fekt (se Avsnitt 5.9–5.10). Vattnet bromsas och vattennivån höjs. De utlagda stenarna fungerar som substrat för bakterier och i lugnvatten bakom stenar och på stränder etableras vegetation. Genom försiktig grävning kan arealen grunda stränder ökas.

Där så är möjligt anläggs våtmarkerna ofta genom att dämna små diken. När våtmarken skapas genom att dämna ett dike ges formen av våtmarken naturligt av landskapets topografi uppströms. Dämnet bör vara lågt och passerbart av djur. Tillse att göra noga avvägningar med instrument så att dämnet inte görs för högt med tanke på områdets topografi. Innan dammen fylls bör man vid behov öka habitatdiversiteten genom grävning och stenutläggning

Nya våtmarker kan också etableras genom att gräva i området som valts ut. Grävning måste ske ned till grundvattennivå så att dammen kan vattenfyllas, alternativt får vatten ledas dit från vattendrag eller sjöar. Men grävning och schaktning av massor är dyrt. Dessutom brukar grävda våtmarker hamna lågt i landskapet, vilket kan ge ett onaturligt intryck. I jordbrukslandskap är dock ofta nivåskillnaderna ringa, vilket ibland gör det svårt att dämna eftersom påverkansområdet skulle bli för stort. Grävning blir då ofta det mest realistiska alternativet. Innan man gräver bör den övre matjorden/förnan schaktas undan för att sedan användas för att täcka dammvallar och schaktmassor från grävning.

Schaktmassor ska inte placeras runt våtmarken så nära att det bildas branta slänter. Flytta undan schaktmassorna minst 5 m, gärna mer. Försök fylla igen tidigare grävda svackor, såvida dessa inte utbildats till fungerande våtmarker. Naturliga svackor bör lämnas orörda.

Det som ofta fördyrar en anläggning där grävning ingår är logistiken för hur man blir kvitt schaktmassorna. Helst bör man med en bandschaktare (caterpillar) jämna ut massorna i närheten. Alternativt kan grävmaskinen på plats lasta direkt i lastbil eller dumper om marken bär. Lastas först på en tillfällig plats, varefter massorna på nytt ska lyftas till fordon, blir det kostsamt. Det går ofta fortare att gräva än att köra undan massorna. Beroende på transportavstånd kan det behövas två eller fler dumpers till en grävmaskin.

De massor som grävs ut kan också användas för att skapa naturliga öar i våtmarken. De utgör bra habitat för häckande fågel utom räkhåll för räva, grävling och katter. Här kan t.ex. skrattnåskolonier häcka och med dem kommer en mängd andra arter av änder, vadare och doppingar som lever i skydd av måsarna (Figur 5). Öarna tillför också extra strandlinje som utgör bra habitat för många arter, bl.a. groddjur. Dessutom skapar öarna en varierad landskapsbild. Just landskapsbilden gör dock att man i många fall inte vill ha öar eftersom det kan se onaturligt ut. Detta får man rådgöra med länsstyrelsen om.

Om ni gör en ö i en öppen våtmark:

- Gör ön innan våtmarken vattenfylls.
- Se till att ön är så hög att den inte översvämmas helt vid högvatten.
- En ö på bara 3-4 m längd kan vara tillräckligt häckningshabitat för andfågel.
- Skapa gärna varierade stränder på olika sidor av ön, från flack till brant, från raka stränder till små vikar.
- Tänk på öns effekter på vattenströmmen genom våtmarken. Ön kan snabba på resp fördröja vattnets framfart, allt efter önskemål.
- Ju längre från mänsklig påverkan ön läggs, desto mer ostörd blir faunan.
- Skapas större öppna vattenytor kan öar läggas för att bryta vindpåverkan på känsliga stränder.
- Flacka öar utan träd är bra för häckande and- och vadarfågel.
- Enstaka isolerade träd på öar utgör ofta platser för kråkor och skator som utgör en fara för fågelungar.
- "Öar" i form av enstaka stora stenar som hittats vid grävning är uppskattade viloplats för fågel. Risk finns dock alltid att det blir uppehållsplatser för trutar, något som inte alltid är önskvärt.

Uppbrytning av kulverterat vattendrag

Framför allt i tätort och i jordbrukslandskapet finns en mängd kulverterade diken och mindre vattendrag. Kulvertar och täckdiken är ofta raka och fungerar som stuprör som för vattnet rakt ut i närmaste ytvatten. I ett öppet vattendrag fungerar de naturliga självrenande processerna, medan täckdiket



Figur 4. Nyanlagt viltvatten på Gotland som också fungerar som fångdamm. Inloppet sker i dammens övre vänstra del och utlopp under fotografen. Vatten leds in från bäcken och leds tillbaka 125 m nedströms

Tänk på säkerheten!

Öppna vattensamlingar kan locka till bad och vadning. Ligger småvattnet i anslutning till områden med små barn, eller om det är väldigt lättillgängligt bör man undvika branta slänter, stora djup och branta stränder med abrupt nivåförändring.

Kanske bör området stängslas in, eller göras svåråtkomligt genom tät land- och vattenvegetation och avsaknad av stigar eller förekomst av betande djur.



Figur 5. Konstgjord ö anlagd i våtmark vid naturreservatet Getterön, Varbergs kommun.

bara är en kanal för transport av problemet nedströms. Många kulvertar har åldrats och behöver kanske bytas. Istället för att kostsamt lägga nya rör kan man helt enkelt gräva bort de befintliga och låta vattnet strömma fritt. Man bör dock kontrollera så att inte kulverten är en del av ett dikningsföretag, vilket de ofta är. Då måste åtgärden diskuteras med dikningsföretaget.

Att bara gräva ur och lyfta bort kulverten är ofta inte tillräckligt. Visst kommer en naturligare fauna att etablera sig, men den raka formen omintetgör självrening och skapar en ensartad miljö. Man bör alltså sträva efter att skapa en slingrande fåra. Ibland är det enklare och billigare att plugga igen kulverten och bygga en ny slingrande fåra bredvid. Andra alternativ är att låta det raka diket mynna i en våtmark. Eftersom täckdiken ofta för stora mängder närsalter bör anläggande av en våtmark på lämplig plats vara ett huvudalternativ. Beakta dock att fiskar kan vandra genom hundratals meter långa täckdiken för att nå naturliga sträckor uppströms för lek. I sådana fall är det viktigt att eventuella våtmarker inte försämrar på vandringsmöjligheterna upp och ner.

I Sverige har det hittills varit vanligast att man i områden där kulverten mynnar i en svacka och sedan fortsätter nedströms svackan, helt enkelt proppar igen nedströmsavloppet. Man slipper då de dyra grävningarna. Vad man väljer beror på om diketets funktion måste bibehållas, eller om det går att etablera en våtmark.

Fångdammar

När våtmarkens huvudsyfte är att fungera som fångdamm, dvs. används för reduktion av närsalter och partiklar, brukar dammens inlopp göras djupt för att tillåta sedimentation av partiklar. Se till att djuphålan går att komma åt för maskinell muddring. Tillförseln av sediment är mycket stor i jordbrukslandskapet. Ekologgruppen har uppmätt mellan 17 och 44 kg/ha avrinningsområde och år (muntl. Johan Krook). Av detta kvarhölls 1,3 kg/m² i den damm som hade högst retention. Även i skogslandskapet transporteras mycket sediment med vattnet. Vid försök nedströms hyggen uppmättes upp till 16 kg ackumulerade sediment per m² bottenyta i konstgjorda sedimentfällor (Nyberg & Eriksson 2001).

Resten av fångdammen görs i regel grundare, 0,1–0,5 m. Annars kan växter få svårt att etablera sig. Växtproduktion är viktig för självreningen, genom att vara substrat för bakterier, bromsa vattenströmmen, skapa syrefria sediment och utgöra kolkälla i denitrifikationen.

Tänk på att lägga in- och utlopp så lång ifrån varandra som möjligt, annars riskerar att vattnet tar den snabbaste och enklaste vägen ut. Ibland måste våtmarkens botten utformas så att vattnet styrs andra vägar inom området, alternativt läggs öar och uddar så att vattnet styrs.

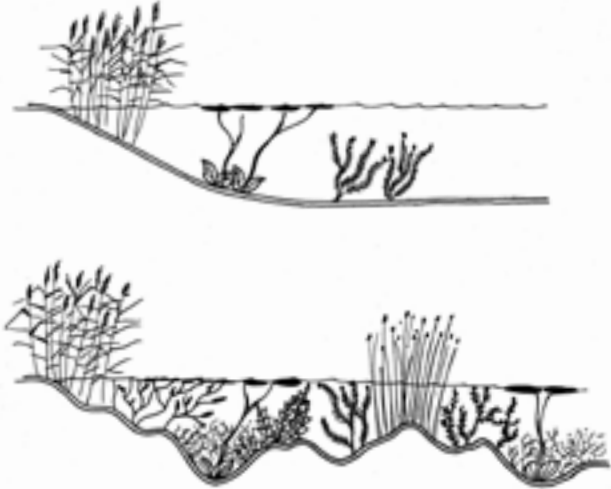
Fångdammar kan anläggas som sidodammar utmed vattendrag dit höglöden tillåts svämma in, medan lågvattenföring lämnas orörd. De högsta närsaltkoncentrationerna och mängderna föreligger i början av ett höglöde medan vattennivån stiger. Strax innan högsta vattennivån minskar närsalterna i vattnet, däremot ökar sedimenttransporten successivt. För en optimal funktion vad gäller självrening bör således dessa sidofångdammar kunna ta emot vatten redan ganska tidigt under höglödesperioder, dvs. redan vid medelvattenföring bör uttag göras av vattenflödet.

Våtmarksstranden

Strandzonen är en viktig ekoton, vare sig den är vegetationsklädd eller nästan bar. Prioritera långa, sluttande och varierade stränder (Figur 6). Den del av stranden som ibland översvämmas och ibland är torr, svämzonen, är viktig för den biologiska mångfalden och kan också vara en viktig komponent i självreningen av kväve (Avsnitt 5.2.7).

Strandzonen kan hållas öppen genom hävd (bete/slätter) eller lämnas utan hävd. Detta diskuteras vidare i Avsnitt 5.2.6. Öppna stränder kan t.ex. vara gynnsamt för groddjur då vattnet värms upp snabbt på våren. Varierade stränder med hög och låg vegetation är ofta bra för vadare.

I enlighet med tanken om att ha många och varierade våtmarker bör skuggande buskar planteras eller ännu hellre bevaras vid anläggandet utmed somliga våtmarker och andra lämnas mer öppna. Tänk på att andfåglar, framför allt de tyngre dykänderna, har svårt att lyfta från små vattensamlingar omgärdade av träd.



Figur 6. Det är inte speciellt svårt att med grävmaskin omvandla den ensartade strandlinjen (övre bild) till en mer divers strand (nedre). Därmed ökas mängden mikrohabitat och floran blir mer artrik.

Slutligen bör man beakta det mänskliga perspektivet. Gör delar av våtmarken åtkomlig om det inte stör faunan. Stigar, spångar, sittbänkar, fågeltorn eller plattformar ökar intresset. Där det inte stör landskapsbilden kan också skyltar med information om åtgärden vara bra för att få en förståelse för behovet av åtgärden.

5.2.4 Dämning och vattenreglering

Jorddammar

Ofta anläggs våtmarker i form av dämmen. När man bygger ett dämme tar man på sig ett ansvar för att säkerställa att det inte skadas av ras eller översvämning. Dessutom är det viktigt att passa in dämmet i landskapsbilden.

Initialt kommer vi här att beröra dämmen av typen jordvallar. Höjden på dammvallarna kan anpassas efter två principer, antingen bygger man dem så höga att allt vatten alltid kommer att gå ut via avloppet och vallarna ej svämmas över, alternativt erosionssäkrar man ett lägre parti på dammvallen kring utloppet, ett bräddavlopp. Detta erosionssäkrade parti tål att svämmas över och översvämningen hamnar

så att säga på rätt plats. Det senare är bättre ur landskapsestetiskt synpunkt. Väljer man alternativet med höga dammvallar bör de byggas 30–50 cm över högsta vattennivån. Sedan bör man beakta att dammen av sin tyngd kan sjunka något, kanske en fjärdedel av vattendjupet. För säkerhets skull bör man därför vid ett vattendjup av 1 m tillse att dammkrönet är 55–75 cm över den förväntade högsta vattennivån.

Dammvallens bredd kan inte tas till nog. Givet den erforderliga höjden och rekommenderad släntning, inåt dammen 1:4 och utåt minst 1:6, kan bredden beräknas. Antag att dammvallen är 2 m hög. Med en släntning av 1:4 inåt dammen innebär det 8 m bredd i basen och med släntningen utåt tillkommer 12 m. Vill man ”smyga in” dammvallar i landskapet kan man variera bredd och form på dammvallen. Helst ska dämnet se ut som en naturlig förhöjning av marknivån.

Vallen ska vara förankrad i ett fast undre substrat. Det duger ofta inte med sand, grus eller sprucket berg som underlag eftersom de är otäta. Utgörs grunden av sprickrikt berg kan det tätas med lättflytande cement. Underlaget måste också tåla dammens vikt. Fast berg är därmed det bästa underlaget, men de flesta våtmarker i form av dammar byggs på lösa jordar. Väl sorterad morän är ofta ett bra underlag, speciellt lerig morän. Består marken av stor andel grov sand och grus kan man behöva täta marken. Inslag av fin sand eller silt ökar risken att vattnet söker sig nya vägar i marken. Här krävs geoteknisk expertis vid större dammar. Fast lagrad lera är ofta ett bra underlag, dock ej om leran torkat och spruckit upp. I så fall får man gräva sig ned till ett fast lager, eller välja en annan plats för dammen.

Dammens vikt ska stå emot vattnets tryck. Dammen måste således göras stabil och med beaktande av högflöden. Dammen kan i princip byggas upp av en dammkropp av morän skyddad av grövre sten som erosionsskydd. Sådana enkla konstruktioner brukar dock ganska snart läcka. Här väljer vi därför att rekommendera dammar byggda av minst tre lager: tätningsmassor, fiberduk och dränerande lager. Tätningsmassorna anläggs på dammens insida och har till uppgift att förhindra läckage. Lämpligen utgörs de

av finkornigt material, lera och möjligen silt, som grävts upp på platsen. Bra material går att med handen forma som en klump som hänger samman. Finns det god tillgång på tätningsmassor kan man låta dammen i huvudsak bestå av tätningsmassor, men ett filterlager och ett dränerande lager som förankrar dammen behövs i alla fall (Figur 7). Bygger man med lera bör denna kompakteras så att luftfickor undviks. Lagg på leran i lager om 2 dm och kompaktera med grävskepp. Slutligen kan man försöka kompaktera plana partier genom att köra grävmaskinen ett antal gånger fram och tillbaka. Större stenar (<150 mm) tas bort och ”lerkokor” smulas sönder. Vädret kan ställa till det under arbetet med tätningsmassorna om de utgörs av lera. Vid regn blir lagret för genomsläppligt samt dåligt kompakterat och vid torka spricker det upp och kanaler bildas. Sådana lager får grävas bort och sedan får man börja om.

Vanligen läggs en fiberduk under tätningsmassorna. Fiberduken ska medge en begränsad vattentransport, men ska hålla kvar tätningsmaterialet. Det måste vara fiberduk som tål att fyllas ned med sten och grus.

Ytterst på dammen läggs ett dränerande lager som också står för dammens stabilitet och tyngd (Figur 8). Materialet bör vara så grovt att läckande vatten inte kan bygga upp något tryck inne i vallen. Lämpligt material är sprängsten, alternativt grovt grus eller sten.

Ovanpå dammen läggs lämpligen matjord som besås med gräs som är tåliga för erosion, s.k. släntgräs. Däremot bör träd och buskar ej tillåtas då rötterna kan spränga sönder vallen och orsaka läckage.

Betong- eller naturstendämmen

Istället för utrymmeskrävande jorrdammar kan mindre konstruktioner göras av betong, järnspons eller natursten, ofta i kombination. Dämmen av betong är täta och risken för erosion är ringa. Betongen ska vara armerad, frost- och vattenbeständig. Den kan gutas på plats i former, men vid mindre våtmarker kan man beställa prefabricerade små murar. Dessa grävs sedan ned och stabiliseras på plats. Betongutlopp bör ha en lägre nivå för själva utflödet och högre

sidoskydd som minskar risken för erosion runt muren. Sidoskydden bör nå till normal terrängnivå runt våtmarken och lämpligen kunna förankras 1,5–2 m i omgivande mark. Betongmuren kan kläs in i mer komplicerade och stabila system med natur- eller sprängsten (Figur 9, 10).

Observera att stor kraft från vattnet kommer på denna konstruktion. Den måste förankras väl i marken och erosionssäkras. Ofta behöver man också täta runt utloppet med geomembran. Nivån på tröskeln bör bestämmas genom avvägning. Ofta tvingas man justera efter en tids utprovning.

Utlopp och reglering av vattennivån

Utloppet ur dammen utformas i regel som en tröskel (möjlighet till reglering saknas, ex. Figur 9 och 10) eller mer komplicerade system som tillåter reglering av vattennivån och eventuell tömning av dammen. Tröskelns utformning beror av flera faktorer, bl.a. om faunapassage ska möjliggöras, om dammen ska kunna tömmas, estetiska hänsyn m.m. Nackdelen med att inte kunna reglera vattennivån är att våtmarker kan växa igen mer än önskvärt. Att tillfälligt kunna torrlägga dammen kan vara bra för att minska vegetationen. Dessutom kan det vara lämpligt att reglera vattennivån för att efterlikna naturliga förhållanden, t.ex. för att gynna vadarfågel. Vid anläggandet av viltvatten anses möjligheten att kunna tömma dammen helt vara en förutsättning för skötseln, som syftar till att med en återkommande störning i form av torrläggning få en hög insektsproduktion (Andersson m.fl. 1996).

En munk, dvs. en brunn med brädsätar, gör att vattennivån kan regleras genom att man sätter in/plockar ut lämpligt antal brädor (Figur 11). Sådan reglering behövs endast om dammen ska kunna tömmas eller vattennivån regleras under säsongen. Ofta är det svårt att få sättarna täta. Helst bör de vara av kärnfuru och gärna v-spondade så att det passar in i varandra. Viktigt är också att den fals som håller sättarna utformas tät. I nödfall kan man tvingas hålla sågspån i intagsbrunnen för att täta sättarna. Vattenintaget sker ofta relativt lågt i våtmarken/dammen, dock ej så lågt att intaget riskerar att sedimentera igen.

Bredden på utloppet kan dimensioneras utgående från förväntad största tillrinning. Korrekta uppgifter om förväntade flöden bör inhämtas från SMHI för att säkerställa att konstruktionerna dimensioneras korrekt. SMHI har tagit fram värden för högsta 100-årsavrinning för stora delar av Sverige. Utifrån dessa data och storleken på avrinningsområdet uppströms kan den högsta vattenföringen beräknas. Tyvärr är det inte möjligt att använda dessa data i denna manual. Som en grov tumregel kan man anta att den största avrinningen (normalt mätt i liter per sekund och hektar) under en femtioårsperiod överstiger medelavrinningen 25 gånger i små avrinningsområden utan sjöar uppströms. Har man en medelavrinning på $10 \text{ l/s} \times \text{km}^2$ ($0,1 \text{ l/s} \times \text{ha}^{-1}$) i ett avrinningsområde som är 50 hektar kan man således räkna med en maximal tillrinning på $0,1 \times 50 \times 25 = 125 \text{ l/s}$.

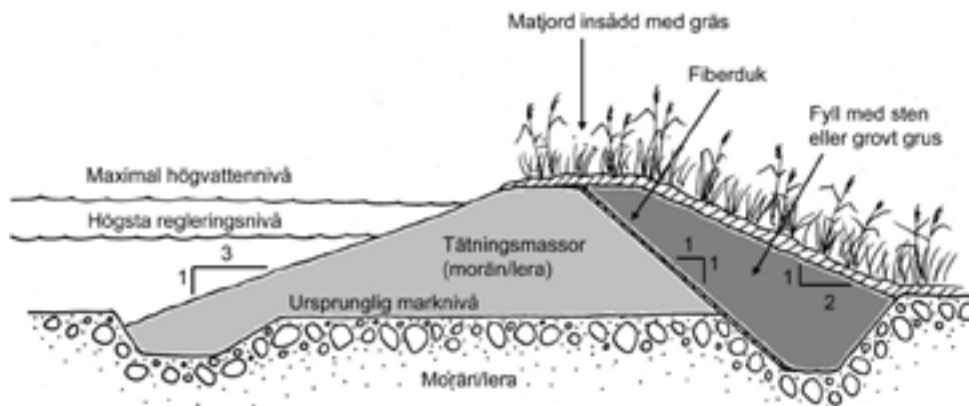
Själva dämmet bör dimensioneras utifrån maxvattenföringen, mätt som m^3/s (Vedum m.fl. 2004):

Bredd (m) = $2 \times \text{Maxvattenföringen}$

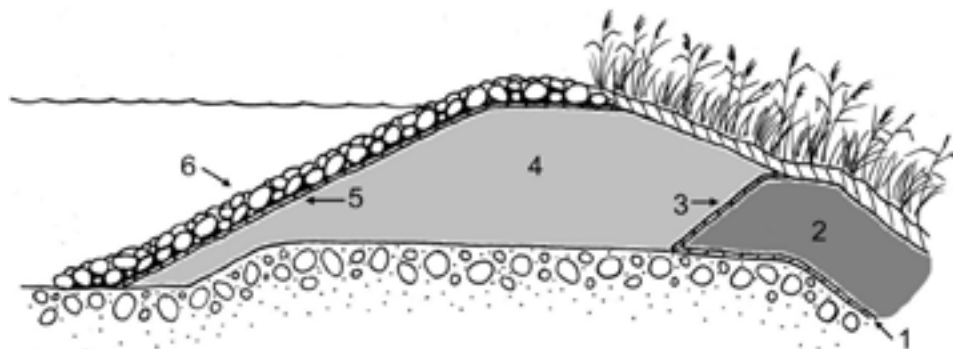
Beräknas den maximala vattenföringen uppgå till $0,125 \text{ m}^3/\text{s}$ så bör dämmet således vara 0,25 m brett. Då kan man förvänta sig att vattennivån befinner sig ca 40–50 cm över dämmet vid högsta flöde. Görs dämmet för litet kommer det ofta att översvämmas med risk för erosion.

Eftersträvas ett visst flöde över dämmet vid varierande vattenföring bör det dessutom ha ett v-format utlopp. För att tillåta fiskar att passera bör också ett v-format utlopp användas och en naturlig övergång från dammen ut i vattendraget, dvs. utan fritt fall.

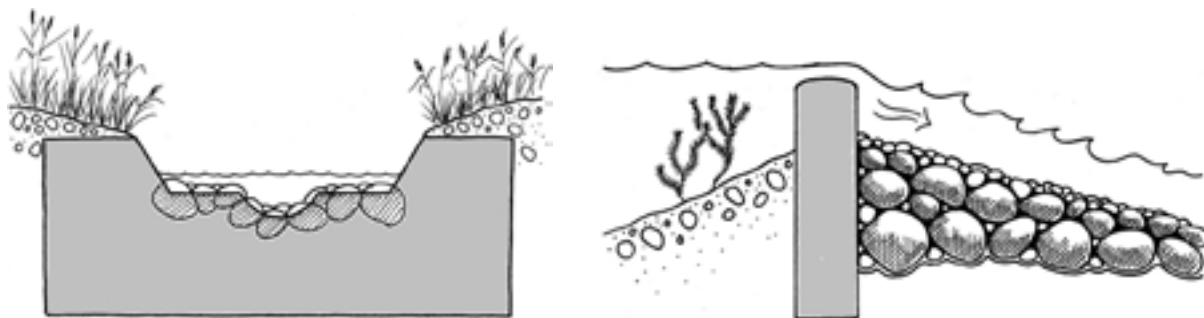
Enkla konstruktioner som möjliggör reglering framgår av Figur 12 och 13. I princip kan sägas att ju enklare, desto mindre tillsyn, desto bättre. Att helt enkelt göra automatisk dränering i form av rör, som vid behov kan regleras är en enkel åtgärd. Så kallade överfallsbrunnar har en stor överfallskant (för diametern 1 m blir kanten 3,14 m). Detta gör att vattenståndsvariationerna blir mindre. Överfallsrör av plast har en fördel då de ofta kan göras täta. Överfallsrör kan också konstrueras av betongringar, men då tillkommer problemet med tätning mellan ringarna.



Figur 7. Exempel på damm där tätningmaterialet dominerar. Observera att de dränerande massorna förankrats väl i marken. (Efter Vedum m.fl. 2004). In mot dammen kan det även krävas ett erosionsskydd som stabiliseras med ytterligare en fiberduk (se Figur 8). Observera lutningen på dammvallen.



Figur 8. Den ordning i vilken de olika delarna i en dammvall byggs. Observera att i denna damm har ett yttre erosionsskydd lagts. Starta med att stabilisera under dräneringsmassorna med en fiberduk (1). Fyll på dräneringsmassorna (2). Därpå anläggs partikelfiltret i form av en fiberduk (eller grus) (3). Tätningssmassorna kompakteras ordentligt (4). En fiberduk anläggs (5) för att stabilisera under erosionsskyddet (6). Efter Vedum m.fl. 2004.



Figur 9. Enkelt dämme av betong med ingjuten natursten. Naturstenen gör att dämmet får ett naturligare utseende. Observera hur betongmuren förankrats i botten och sidor. Grov sten är placerad nedströms för att förhindra att dammen undermineras av erosion vid höglöden. Omritad från Ekologgruppen (2004b).

- De plaströr som används i överfallsbrunnar bör tåla solljus.
- Genom att de normalt sticker upp över vattenytan uppströms förhindras inflöde utifrån (nedströms vatten) vid tillfälliga högvatten.
- Dimensionera rören för att klara högflöden.
- Där rören förs igenom dammvallen kan det vara nödvändigt att säkra mot läckage genom att anbringa kragar av t.ex. butylfolie (1,5–2 mm tjock) runt röret.
- Bygg så diskret som möjligt med tanke på estetiska värden och för att slippa vandalism. Rören bör vara utom räckhåll från land vid störningskänsliga lägen.

5.2.5 Praktisk arbetsgång för våtmarksanläggning

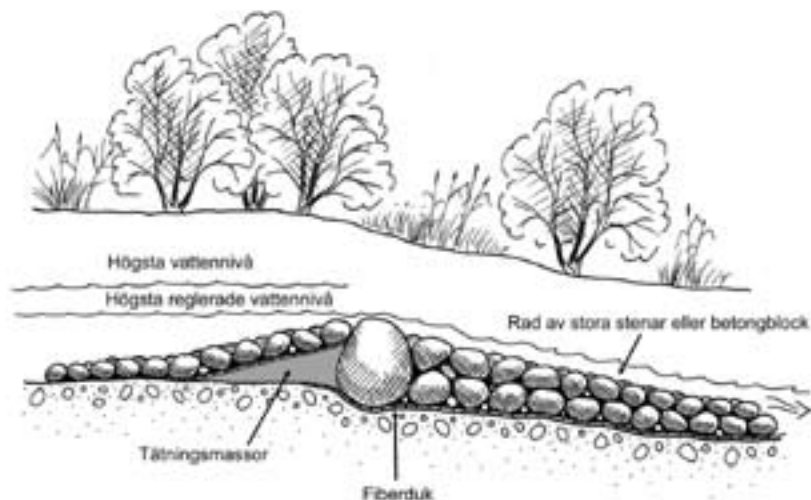
Arbetsgång

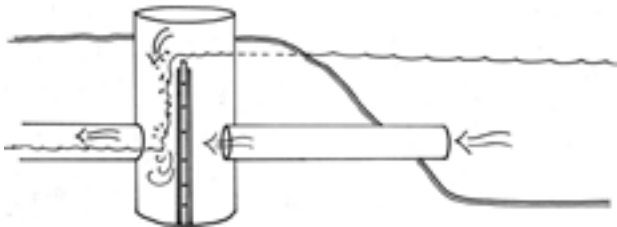
Anläggandet av en våtmark i form av ett småvatten, kärr, fångdamm eller ett viltvatten kan delas in i ett antal faser (underlag bl.a. från Andersson m.fl. 1996, Ekologgruppen 2004b, Thiel-Nielsen m.fl. 2005):

- Välj en plats som inte inkräktar på befintliga natur- och kulturmiljövärden, dvs. *undvik naturliga vattendragsfåror* eller gamla betesmarker med fin flora.

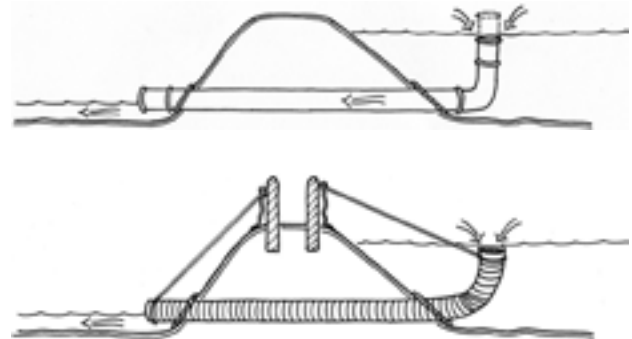
- Prioritera lägen som anknyter till forna våtmarker i landskapet. Studera gamla kartor och hör med lokalbefolkningen. Avgör om en bedömning av det tilltänkta lägets naturvärde kan inhämtas från befintligt underlag och lokalboende, eller om särskild inventering behöver göras. Berörs naturskyddade eller kulturmiljöskyddade områden?
- Kontakta markägare, grannar, kommunekolog och länsstyrelsen tidigt i planeringen. Kontakta eventuella dikningsföretag, fiskerättsägare, fiskevårdsområdesföreningar, lokala natur- och kulturvårdsföreningar. Informera om åtgärden i ett informellt samråd i tidigt skede alternativt ett formellt samråd (se Kapitel 4). Regelverket har nyligen ändrats när det gäller anläggning av fångdammar. Kontrollera med länsstyrelsen.
- Krävs vattendom eller omprövning av befintlig vattendom? Vattendom krävs i regel om fastigheter uppströms eller nedströms våtmarken påverkas av de ändrade vattenförhållandena.
- Planera platsen ur ett landskapsperspektiv – Hur nära är det till andra våtmarker? Vilket behov finns det av våtmarken på platsen relativt andra lägen? Kan våtmarken placeras mer strategiskt med hänsyn till syftet utan att störa naturliga vattenmiljöer och kulturmiljöer?
- Bestäm våtmarkens huvudsakliga funktion, eller vilka funktioner som ska kombineras (småvatten, kärr, fångdamm, viltvatten, bevattningsdamm etc).

Figur 10. Enkelt dämme av natursten, eventuellt förstärkt med betongmur och tätningsmassor samt fiberduk. Notera den önskvärd låga lutningen (1:8) nedströms för att undvika erosion vid högflöden. Kan man inte bygga med så låg lutning bör botten i kanalen stärkas med fiberduk. Omritad från Vedum m.fl. (2004).





Figur 11. Munk, dvs. brunn med brädsättar, för att reglera vattennivån. Brädorna sitter i en fals av u-järn eller gjutna falsar i betongen. Prefabricerade munkar i plast med bräddsättar kan måttbeställas.



Figur 12. Överfallsbrunn medger en enkel reglering av vattennivån, antingen genom att man successivt byter krage på röret (övre bild) eller genom att röret är flexibelt och kan böjas (nedre bilden). Brunnen kan förses med ett kupolgaller för att förhindra att skräp följer med och fastnar.



Figur 13. Överfallsbrunnar av olika typ i anlagda våtmarker, Oset, Örebro kommun.

- Bestäm eventuellt ett eller flera uppföljbara mål med våtmarken. Bestäm om någon uppföljning ska ske av huruvida våtmarken uppfyller uppställda mål. Om så ska ske, planera uppföljningen. Vanligen finns det krav på uppföljning om våtmarken anläggs med någon form av bidrag, t.ex. från Landsbygdsprogrammet (LBP).
- Gör höjdvägning för att kontrollera topografin, samt mät in ledningar, diken och gränser (se nedan).
- Kontrollera med kommun och kraftföretag att inga dagvatten- eller avloppsledningar samt jordkablar eller luftledningar ligger i vägen för tänkta åtgärder.
- Ligger den nya våtmarken intill allmän väg eller järnväg ska Vägverket respektive Banverket kontaktas.
- Ibland kan en geoteknisk utredning krävas för att bedöma jordarters genomsläpplighet och typ. Vid alla större våtmarker bör en geoteknisk undersökning göras. I små objekt kan man nöja sig med att provgräva på ett antal platser. Jordartskartor finns att tillgå från Sveriges Geologiska Undersökning, men de har i regel för låg upplösning för att kunna användas.
- I enstaka fall kan det krävas en hydroteknisk undersökning eller bedömning för att se till att intilliggande fastigheter inte störs av nya våtmarker.
- Gör en skiss över planerad utformning. Markera våtmarkens utbredning, slänter, dammaterial, behov av betonggjutning, deponering av schaktmassor, vattendjup, eventuellt öars utseende och läge, konstruktion av täta markskikt samt teknisk beskrivning av in- och utlopp.
- Bedöm lämpligt tillvägagångssätt vid etablering, t.ex. maskinellt behov.
- Planera även för hur framtida skötsel av våtmarken ska ske, t.ex. muddring, tömning av damm, naturbete.
- Planera tillfarter och körväg för maskiner vid anläggning. Kan rutterna läggas på bärig mark och utan att skada träd och -rötter bör det prioriteras.
- Bedöm om åtgärden bör utföras vintertid, på frusen mark, eller om markens bärighet behöver ökas med s.k. grävmaskinsmattor.
- Upprätta nyttjanderättsavtal med markägare (se Kapitel 4). Lämpligen inskrivs avtalen i Fastighetsregistret eftersom marken kan komma att säljas. Då omfattas den nya ägaren av avtalet.

- Markera i terrängen tänkt strandlinje och annat av vikt för arbetet, t.ex. ledningar.
- Lämna underlag till ett antal entreprenörer för anbud. Sträva efter att få helentreprenad med en ansvarig. Glöm inte att kräva kvalitets- och miljösäkring (se Kapitel 4).
- Slutbesiktiga entreprenaden. Eventuellt ihop med länsstyrelsen/kommunen om ekonomiskt stöd erhållits.
- Planera alltid för efterarbeten, kanalisering av det rörliga friluftslivet och eventuellt vegetationsetablering.
- I speciellt viltvatten kan åtgärder som konstruktion av fågelholkar, flottar och flytande stockar tillkomma.

Avvägning

En höjd- och lägesbestämning av området krävs oftast som underlag för en ritning. Hjälp med avvägning kan man ofta få hos kommunens tekniska kontor, Hushållningssällskapet eller skogsvårdsorganisationen. Ibland kan grävmaskinisten vara behjälplig. Avvägningen sker med olika typer av instrument; optiska eller laser med stöd av GPS. Avvägningen tar stöd i en fixpunkt, dvs. en höjd- och lägesbestämd punkt i närområdet. Ta kontakt med kommunen för att få reda på närbelägna fixpunkter. Från denna fixpunkt kan sedan höjdbestämningen överföras till våtmarksläget. Men avvägning kan ske oberoende av fixpunkt, med så att säga relativa höjdnivåer.

Avancerade fältburna totalstationer kan utgående från en höjd- och lägesbestämd fixpunkt snabbt mäta in ett område. Upplösningen bestäms av objektets storlek och områdets komplexitet. Vanligen kan 20–40 m mellan mätpunkter vara tillfyllest för ett bra kartunderlag med höjdnivåer. Överdriv gärna området för mätning så att effekterna av en dämning säkert kan bestämmas.

Det är viktigt att mäta in företeelser som ledningar och diken, tillsammans med saker som hjälper till med orientering på kartan, t.ex. ägo gränser, gränser mot annat markutnyttjande (t.ex. skog) och vägar.

Ritningar kan göras för hand, men hellre med CAD- eller GIS-program. Gör lämpligen ritningen i skala 1:100, eller anpassat till det aktuella objektet.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

Geomembran (Tätskikt)

är ett samlingsnamn för syntetiska tätskikt, antingen direkt tillverkade av ett tätt material, t.ex. plast eller gummi, eller någon typ av tätt material t.ex. bentonitlera, som binds till ett tunt tätt skikt mellan två geotextiler.

Geomembranen kan användas för att minska risk för erosion genom att kvarhålla partiklar eller vara täta för att inte släppa igenom vatten.

Geomembran tillverkas i tjocklekar från 0,5 mm. Leveransen sker på rullar med bredder från 2–3 m och uppåt. Väl på plats svetsas, vulkas eller limmas de olika våderna ihop av specialföretag som har nödvändiga maskiner.

Ibland kan membranen behöva skyddas med avlastande skyddsgeotextiler. I slänter används s.k. geonät, grovmaskiga nät (10–100 mm), utanför övertäckningen för att minska risk för ras och erosion.

Råd om rätt typ av geomembran kan erhållas från försäljaren. Beakta dock hur miljövänliga materialen i geomembranen är. Plaster som polypropen och polyeten, termoplast, är organiska föreningar bestående av kol, väte och syre. Dessa ämnen ger inga skadliga restprodukter vid nedbrytning eller förbränning. Geomembran tillverkade av PVC ska däremot undvikas.

Tätning av bottnarna

Skulle underliggande lager ej utgöras av t.ex. fin pinnmo, lerig morän eller lera kan man behöva täta bottnarna. Tätning med geomembran kan användas upp till en storlek av ca 100 m², sedan börjar kostnaderna bli höga. Problemen med dessa material är dessutom att de är lätta att punktera, vilket inte är lätt att se och laga. Dessutom kan sediment ha svårt att ligga kvar i slutande partier, men det finns geomembran med strukturerad yta för sådana situationer.

Ska geomembran användas måste man först lägga ut ett underlag av fin-kornig packad sand. Ojämnheten i detta underlag bör vara ringa, annars bör en skyddsgeotextil placeras som underlag. Efter att tätskiktet lagts ut, och de olika våderna sammanfogats, ska ett skyddande övre lager, överfyllning, med ca 0,1 m sand läggas ut. Alternativt kan åter en skyddsgeotextil användas. Ovanpå detta läggs sedan ett ytterligare skyddande lager som kompakteras till 0,2–0,3 m. Detta lager kan bestå av lämpligt finkorrigt material, lera, matjord, sand eller grus. Kommer maskiner att köra på ytan bör det sista lagret vara 0,5 m mäktigt. Närmare beskrivning om hur geomembran används och olika typer ges t.ex. av Svenska Geotekniska Föreningen (2001) eller Svenska Geosyntetföreningen (<http://cgi.geosyntetforeningen.se/tat.shtml>).

Anses befintlig mark vara tillräckligt tät för att möjliggöra etablering av en våtmark kan marken dock behöva kompakteras och bearbetas så att den bildar ett homogent skikt. Ta gärna bort större sten och rötter som kan ge läckage. Lera och morän bör schaktas till ett jämt lager och sedan kompakteras. Den senare görs enklast genom att köra grävmaskin eller vält fram och tillbaka. Helst arbetar man lagervis så att först ett skikt på 0,3 m läggs ut och kompakteras. Sedan läggs ytterligare skikt ovanpå.

5.2.6 Efterbehandling och skötsel av våtmarker

Etablering av vegetation i en våtmark

Ofta invandrar vegetation snabbt spontant från den fröbank som finns i marken eller från intilliggande våtmarker. Änder och vadarfågel brukar vara flitiga med att sprida frön. Man kan dock skynda på processen genom att samla in jord från strandlinjen i intilliggande sjöar eller våtmarker. Då får man en stor fröbank som snabbt etableras. Aktiv återplantering är sällan nödvändigt. Det kan tillgripas om man vill införa speciellt estetiska växter (ex. svärdsilja, blomvass, fackelblomster, kabbbleka) eller om man snabbt vill ha in viktiga arter som ger frö till nytta för småfåglar (starr och säv).

Vass tillhör de växter som är enkla att plantera, men samtidigt kommer säkert vass att kolonisera av sig själv och kan då bilda enartsbestånd. Ett klagomål på grunda våtmarker som anlagts är att de ofta domineras av vass och kavelddun.

Vill man aktivt hämta växter, se upp för fridlysta eller på andra sätt skyddade arter t.ex. Natura 2000-arter, i närliggande våtmarker bör man ha en ordentlig spade för våtmarksväxter sitter ofta djupt rotade. Jorden är svår att få med, men det gör ingenting. Det är viktigt att hela tiden hålla rötterna blöta i en hink eller liknande. Det kan vara svårt för de arter som kan ha luftfyllda rötter, t.ex. kavelddun, eftersom de tenderar att flyta upp.

Att hindra våtmarker från att växa igen

Vissa våtmarker bör naturligtvis få växa igen, men andra kan man vilja hålla öppna, t.ex. för att utgöra habitat för större vattensalamander eller svarthakedopping. Forna dagars slätter och bete höll kärr and strandnära våtmarker öppna. Sådana marker är viktiga för vadare, kornknarr, gulärta och grågäss. Betesdjuren är också viktiga för arter som stare och ortolansparv. Det är arbetsintensivt och dyrt att manuellt klippa vegetationen, t.ex. med hjälp av röjsågar. I ett ordentligt igenväxt kärr med vassar kan det ta upp till 30 persondagar att röja, samla ihop och frakta bort vegetation (ensilering) från en hektar (Eades m.fl. 2005).

Maskinslätter av vass med specialmaskin kostar i storleksordningen 4 000–6 000 SEK/ha med hopsamling av vassen. Tidsåtgången brukar vara en hektar per dag.

Lämplig tid för denna åtgärd är under högsommaren om vegetation ska användas till foder. Att variera tidpunkten för ”slätter” (vegetationsröjning) kan öka artdiversiteten. Dessutom kan det vara lämpligt att klippa bara delar av våtmarken. Manuell röjning kräver naturligtvis att våtmarken går att gå i, alternativt att pontoner eller flottar går att manövrera. Det är viktigt att alltid spara partier med högre vegetation som kan utgöra livsmiljö för en specialiserad fauna av fågel och insekter.

Beskärning av växter är en arbetsintensiv åtgärd, som ofta har kort varaktighet. Omfattande rotfräsning/-beskärning skedde dock t.ex. i Hornborgasjön med god framgång. Säv och bladvass kan minska radikalt efter några klippningar, medan näckrosor snabbt återhämtar sig. Radikalare metoder inbegriper bränning av bladvass, herbicider, muddring eller infrysning av botten för att lyfta ur rötter. Dessa metoder behandlas ej här.

Att låta boskap beta kan vara en kostnadseffektiv metod för att hålla landskapet öppet och hindra våtmarkens åldrande. Våtmarker tål dock bara ett begränsat bete och kan vara känsliga för tramp. Kreatur trampar både sönder marken och kompakterar den. Till viss del kan detta gynna konkurrenssvaga växter som trivs på exponerad jord, men generellt ger strandbete en ökad erosion och bör regleras noga (ex. Trimble & Mendel 1995, Roni m.fl. 2002). Beakta också att gödsel från boskap kan öka näringstillförseln och är en föroreningskälla. En ko kan på ett dygn bidra med 5 miljarder fekala koliforma bakterier.

De kreatur som kan vara lämpliga för att gå i vattensjuk mark under en del av året är nötboskap, t.ex. Highland cattle, och i mindre mån hästar. Nötboskap betar ofta ända ut till vattenbrynet och är därför lämpligare för att hålla efter vegetationen i strandzonen. Ofta skapar de betade gångar fram till vattnet.

Nötboskap och hästar kräver dock att det finns torra partier i eller invid våtmarken. Får lämpar sig i regel inte för fuktiga marker. Får tenderar dessutom att orsaka

Myggor!

En naturlig men oftast önskad konsekvens av mindre våtmarker är myggproduktion. Många arter sticker inte, t.ex. familjen fjädermyggor. Stickmyggor (Culicidae) utvecklas ofta i temporära stillastående små vatten, t.ex. grunda skogsdiken, regnvattentunnor, väten i markerna samt i isolerade vattensamlingar i åplanet. I djupa och permanenta vatten faller mygglarverna ofta offer för rovinsekter och fisk. Stickmyggorna kan indelas i skogsmyggor och översvänningsmyggor. De senare är ofta besvärligare och attackerar även i dagsljus.

För att stickmyggor ska bli en riktig plåga krävs ofta en starkt synkroniserad kläckning som uppnås i större vatten med samma temperatur. Isolerade myggpopulationer i mindre gölar brukar inte ge storskaliga myggproblem.

För att undvika att stora svärmar når människor:

1. Undvik att ha kontinuerliga korridorer i form av buskar fram till bostäder.
2. De flesta arter flyger inte mer än några hundratals meter, varför en strategisk placering av tillfälliga vattensamlingar är viktig.
3. Isolera tillfälliga vattensamlingar bakom skogsriddar som minskar benägenheten att flyga vidare.
4. Skapa inte stora temporära vatten som har samma temperaturutveckling.
5. Genom att öka översvänningsfrekvensen i våtmarkerna störs den synkrona utvecklingen.
6. Vindexponerade dammar brukar inte föredras av mygg.
7. Att skapa möjlighet för fisk att vandra in i dessa våtmarker kan minska mängden mygglarver, men kan samtidigt motverka annan biologisk mångfald. Gynna gärna naturliga rovdjur som trollsländelarver och dykarbaggar.

mer markskador, samtidigt som de är sämre på att beta högre växter. Generellt bör dock kreatur inte tillåtas beta ohämmat fram till stranden på grund av den erosion som uppkommer. Besättningsstätheterna måste hållas mycket låga i kantzoner och våtmarker (The federal interagency stream restoration group 2001). Oftast rekommenderas högst 1-1,8 kvigor eller 0,5-1 dikor per hektar (Priha 2003) och bete tillåts bara under kortare perioder.

Slätter är dyrt och betande djur riskerar ge erosion. En enklare metod för att slippa igenväxning är att låta vattennivån variera, eller att rent av torrlägga våtmarken en säsong. Möjligen kan en mindre djupare del lämnas med vatten för att ge skydd/livsmiljö åt vissa arter. Mindre, grunda våtmarker har ofta naturligt en flora och fauna som är anpassad för torka med vissa intervaller. Därför är en avsänkning inte farlig.

Övrig skötsel av ny våtmark

Det är viktigt att markanvändningen i omgivande mark inte motverkar syftet med våtmarken.

Åkermark utan skyddszon mot våtmarken innebär att våtmarkens snabbt blir övergödd, växer igen och får syrebrist.

I de fall våtmarken behöver muddras för att vidmakthållas bör detta ske endast i delar av våtmarken ena året och resterande delar nästa år, eller kanske i ännu mindre steg med flera års behandling. Ofta behöver man använda grävmaskinmattor eller liknande för att skydda stränder i våtmarken under arbetet. Arbetet utförs helst när våtmarken avsänkts och då gärna under en period då störning av fågelfaunan är minst samtidigt som flödessituationen är gynnsam (sensommaren-tidig höst).

Arbetet medför grumlingar om vattennivån är för hög. Då bör avloppet stängas till dess grumlingarna minskat, men nolltappning kan påverka fisk och bottenfauna nedströms och en avvägning ska ske. Muddermassorna bör lämpligen läggas på land något dygn så att vattnet rinner undan innan de fraktas bort. Om massorna forslas undan med dumpers bör det beaktas att marktrycket kan bli högt.

5.2.7 Översvämningsområden

Åplanet, strand- eller svämzonen, är ett landskapselement som till stor del försvunnit ur landskapet. På dessa låglänta områden kring vattendraget kunde högföden breda ut sig, ibland flera månader i sträck.

I strandzonen trivs vadare, här växer allt från starr till höga gräs, här kan närsalter och sediment tas om hand. Åplanet, denna unika och vackra miljö, har försvunnit när vattendragen reglerats eller grävts om till djupa kanaler med vallar runt. Samtidigt ökar erosionen och sandtransporten i vattendraget. I jordbrukslandskapet kan varje löpmeter å innehålla hundratals kilo eroderat material, främst sand.

Generellt behöver regleringen av vatten förändras om vi ska återfå en naturlig strandzon. Strandzonens funktion som habitat och filter kan i viss mån restaureras genom att underlätta bildandet av våt-

marker genom att tillåta översvämningar. Sträva efter att finna ställen där högvatten kan fås att strömma ut och kvarhållas i å- eller älvplanet (Figur 15).

Vi har i många områden byggt fast oss i det fördjupade vattendragets och det utdikade landskapets vattennivåer. Restaurering av våtmarker och vattendrag nära tätorter kan då medföra att marker och hus översvämmas. Istället för att höja vattendraget så att det får kontakt med åplanet, får man då sänka åplanet (Figur 16–18).

Gör man de nya åplanen för smala kommer de snabbt att omformas av extrema högvatten och erosion sker av stränderna. Detta kan skapa ras som sätter igen det nyskapade åplanet. Åplan måste göras så breda och sluttande att de mildrar vattnets energi. Därigenom får vi också ett större habitat, mer yta för självrening och sedimentkontroll.

Lämpligt utformade åplan kommer att fungera som *översilningsängar*, som omväxlande ska översvämmas och dräneras för att tillföra närsalter och öka självreningen av kväve. Översilningsängen fungerar som en pump. Under dränerade, syrerika förhållanden oxideras organiskt material och ammonium nitrifieras (oxideras via nitrit till nitrat). Under syrefria förhållanden överförs nitrat till kvävgas. Cykeln upprepas för varje period med torra respektive dränkta

Massutveckling av grönalger

Ibland är den första växtligheten som utvecklas grönalger, som i stora sjöar kan täcka vattenytan. Orsaken till dessa blomningar är för stor tillgång på närsalter. Efter 3–5 år brukar effekten av grävningen av dammbotten gå över och grönalgerna minska. Under tiden kan man ta bort dem mekaniskt, eller hoppas på att andmat, framför allt korsandmat, ska konkurrera ut grönalgerna.

Utan att någon vet mekanismen har det upptäckts att halmbalar av korn hämmar algutväxten. Troligen är det i samband med att halmen förruttnar i vattnet som något ämne frigörs. Halmen läggs löst packad i finmaskiga säckar. Dessa förankras så att halmen efter säsongen kan lyftas ut, eljest riskeras syrebrist. Ca 25 kg torr halm anbefalles till 1 000 m² damm (Vedum m.fl. 2004).

Ibland kan planktonblomningar utlösas av fisk i små gölar och sjöar. För mycket fisk betar ned djurplankton, varigenom de senares betning av planktonalger minskar. Att minska fiskbiomassan, eller tömma våtmarken och ta bort fisken kan vara gynnsamt.



Figur 14. Betande hästar skapar ofta en väldigt jämn och ensartad vegetation. Vid hög besättningsstäthet riskeras också att marken trampas sönder.



Figur 15. Genom att ge vattendragen möjligheter att svämma över sina bräddar på strategiska ställen kan naturen själv få anlägga nya våtmarker vid höglöden i form av permanenta eller temporära småvatten.



Figur 16. Genom att hyvla ned kanterna kring ett vattendrag kan ett åplan etableras. Det vara vara sådant att det endast översvämmas av högvatten, dvs. låt strandbrinken vara lite högre närmast vattendraget – men inte högre än högvattenflöden. Då får man en frisk gräsvegetation. Låter man åplanet vara lägre så att det översvämmas längre tid kan annan vegetation och framför allt ett rikt djurliv utvecklas. Låt inte sådana mer långvarigt översvämmade åplan vara djupare än 3 dm så gynnas flyttande vadare.



Figur 18. För att ytterligare optimera åplanets funktion och dessutom återskapa ett naturligare vattendrag kan man plantera träd åtminstone på den södra stranden för att ge skugga och lövtillskott.

Våtmarker i form av kärr och gölar är en viktigt livsmiljö för groddjur, snok, en mängd vattenfågel och växter. Våra grodor är fridlysta sedan år 2000 och huvuddelen av arterna är rödlistade. De vill ha en fiskfri liten göl eller våtmark som värms upp snabbt och inte torkar ut för tidigt. Tyvärr etableras ofta fisk och signalkräfter i de nya våtmarker som skapats. Därmed minskar dessa våtmarkers värde för de nämnda grupperna av djur och växter, samtidigt som vissa fiskarter (t.ex. braxen) grumlar vattnet. Plantera bara in fisk eller flodkräfter om det är klarlagt att de funnits i motsvarande våtmark förr.

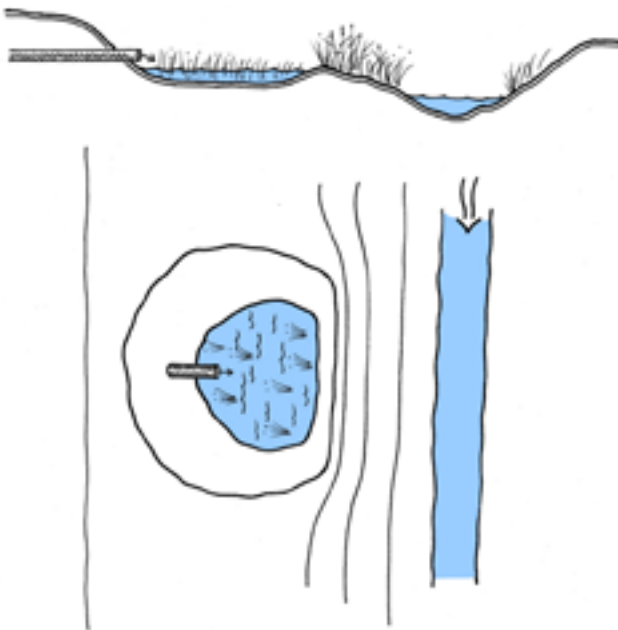


Figur 19. Dränering av jordbruksmark rakt ut i ytvatten innebär en stor närsalttillförsel. Rör som är så här lågt placerade tenderar att ge dålig markavvattnings vid höglöden.

förhållanden. Det tidvis översvämmade åplanet har en mycket stor självrenande förmåga, kombinerat med hög biologisk mångfald och utgör ett naturligt landskapselement.

Nihlén (2003) har projekterat hur åplan kan anläggas utmed kanaliserade vattendrag och diken i jordbrukslandskapet. Principen är att zonens funktion som närsaltfilter bara kan återställas om grundvattennivån höjs så att syrefria miljöer och organiskt material möter det ytligt avrinande markvattnet. Detta kan åstadkommas genom att höja grundvattennivån i landskapet, t.ex. genom att anlägga våtmarker, eller genom att hyvla ned marken invid vattendragen så att grundvattennivån når närmare markytan (Figur 17 och 18).

Om man hyvlat ner åplanet gäller det att snabbt få marken täckt av en tät gräsvål. Man kan inhandla en fröblandning av ängsgröe och rödsvingel. Det kan också vara gynnsamt för den biologiska mångfalden och för att få ett naturligt utseende att så in ängsblommor. Välsorterade plantskolar kan ha flera lämpliga arter.



Figur 20. Hästskovåtmark anlagd i åplanet där ett dräneringsrör eller dike mynnar (nedre bild vy ovanifrån). Tillse noga att dräneringsröret/diket fortsatt mynnar ovanför vattenytan så att det behåller sin funktion. Observera den lilla strandvallen mot vattendraget som gör att vatten, näring och sediment kvarhålls (efter Nihlén 2003).

Hästskovåtmarker

Där markdränering eller diken mynnar vid vattendrag (Figur 19) är det ofta lämpligt att anlägga våtmarksterrasser, så kallade hästskovåtmarker, i å- eller älvplanet (Figur 20). Tanken är att få en rening av närsalter, kvarhållande av partiklar samt en livsmiljö för djur och växter. Man kan göra en hästskoformad utgrävning på 10×10 m i täckdikets mynning. Området görs svagt sluttande så att man får en översilning av vattnet genom vegetationen. Lämpligen görs en något högre strandvall mot vattendraget för att öka kvarhållning av vatten och sediment. Dessa små våtmarker kan sedimentera och växa igen, vilket minskar deras funktion och dessutom kan störa markavvattningen. Sålides bör man räkna med viss årlig tillsyn.

5.2.8 Höjning av sänkta sjöar

Många sjöar i slättlandskapet har sänkts. I kombination med ett utdikad landskap och låg nederbörd ger detta ofta extremt låga sommarvattenföringar (se Avsnitt 5.1). Detta är ett problem för akvatisk fauna i södra Sveriges kustland, framför allt ifrån Halland till Uppland med Öland och Gotland. Där så är möjligt kan en höjning av de sänkta sjöarna vara ett viktigt instrument för att återfå landskapets vattenhållande förmåga. I denna manual kommer vi endast att beröra detta översiktligt. Vi hänvisar till Hertzman & Larsson (1999) angående arbetena i Hornborgasjön. Återställning av sjöar är komplext eftersom inte bara vattenhushållningen påverkas. Kringboende, produktiv mark och olika kulturmiljö- och andra naturvärden berörs. En höjning av vattenståndet med bara några decimeter i grunda sjöar innebär ofta att mängden vattenvegetation minskar (Pettersson & Wallsten 1990). Ofta gynnas fisk relativt fågel- och groddjursfaunan. Det finns inte möjlighet att här gå in närmare på detta komplexa område.

Östlund (2004) har gjort en beräkning av vad en dämning av den sänkta Gräsösjön (70,6 ha) skulle innebära för Gräskaån (avrinningsområde 66,3 km²) i Stockholms län. Detaljerna redovisas här som ett exempel på vad en sådan åtgärd kan medföra. En

dämning med en meter skulle ge en extra vattenvolym på 706 000 m³. Tanken är att detta vatten skulle släppas ut successivt under sommaren för att öka lågvattenföringen. Dock kommer en del av vattnet att försvinna som avdunstning från sjöytan. Avdunstningen uppskattades 100 mm/månad (1 mm = 1 l/m²). Totalt skulle detta innebära 282 400 m³. Kvar till sommarflöde skulle därmed finnas 423 600 m³, vilket fördelas på 4 månader = ca 41 l/s. Eftersom lågvattenföringen sommartid enstaka dagar uppmäts till 17 l/s innebär detta ett stort tillskott och en återgång till naturligare förhållanden.

5.2.9 Restaurering av kustvåtmarker

Viktiga våtmarker finns också längs våra kuster, speciellt längs Östersjöns stränder där landhöjningen gör sig påmind. Här skapas först allt mer isolerade vikar (flador) som successivt blir små kustgölar (glosjöar). I många fall finns det igenväxande kanaler/bäckar som förbinder dem med kusten, åtminstone vid högvatten. Dessa flador och glosjöar kan vara extremt viktiga uppväxtlokaler för fisk och fågel (ex. Sandström 2003).

Att se till att vandringsvägarna in och ut är öppna är viktigt. Sandbankar (Figur 21) eller tät vegetation av bladvass och kavel-dun kan stänga vägen. Rensa bort vegetationen, helst även rotfilten. Räkna med att åtgärden behöver upprepas ett antal år i sträck och sedan med längre intervaller. I områden med brist på rekryteringsområden för fisk kan man efter noggrann konsekvensanalys tillsammans med länsstyrelsen överväga om mindre grävningar i mynningen till en vik kan vara motiverat för att öka fiskens vandringsmöjligheter. Det är nämligen viktigt att de hydrologiska förhållandena ej påverkas.

På kuststräckor där flador och glosjöar försvunnit på grund av mänskliga ingrepp, t.ex. muddringar, hamnlägen, bebyggelse, kan de återskapas med enkla medel. Kom ihåg att aldrig anlägga dem med någon typ av dämnen eftersom detta förhindrar funktionen som barnkammare för fisk, även om närsaltretentionen förbättras!

5.2.10 Generella kostnader

Den stora andelen våtmarker anläggs genom olika bidrag, t.ex. genom LandsbygdsProgrammet (LBP). Ibland kan man anlägga nya våtmarker i högproduktiv jordbruksmark som då får ersättas. I t.ex. Höje å i Skåne har ersättningen uppgått till 70 000 SEK/ha åren 1999-2003 (Ekologgruppen 2004a). I de omfattande våtmarksprojekten kring Gullmarsfjorden har betes- och åkermark har ersatts med ett enhetligt pris – 35 000 SEK/ha och 20 år för åker och 15 000 SEK/ha och 20 år för betesmark (<www.foretag.fargelanda.se/vatmarker/vadvatmark.htm>). Ersättning av Skogsmark brukar värderas av Skogsstyrelsen i enlighet med de s.k. ”kraftledningsnormerna”.

Att gräva dammar är generellt dyrt. Kostnaderna för att schakta kan skattas till ca 30 SEK per m³. Om möjligt används dessa massor i närlandskapet. Ska materialet fraktas längre bort tillkommer ytterligare ca 25 SEK m³. Att hyra in en grävmaskin kostar ca 800 SEK/timme, något mindre för mindre maskiner. Dumper eller annat transportfordon kostar ca 400–600 SEK/timme.

Att anlägga dämnen för att skapa våtmark kan variera oerhört i pris beroende på storlek och utformning. Ett litet reglerbart dämme (munk) kostar ca 40 000–100 000 SEK. Lämplig fiberduk för att förhindra ämnestransport genom jordvallar kostar ca 10–20 kr per m².

Att anlägga en våtmark i form av en fångdamm kan kosta ca 150 000 SEK per hektar våtmarksyta (Thiel-Nielsen m.fl. 2005), medan 300 000–400 000 SEK/ha var medelvärden i Gullmarsprojektet.

För vegetationsröjning i våtmarker kan man räkna med att maskinslätter av vass med specialmaskin kostar i storleksordningen 4 000–6 000 SEK/ha med hopsamling av vassen.

Tidsåtgången brukar vara en hektar per dag. I ett ordentligt igenväxt kärr med vassar kan det ta upp till 30 persondagar att röja, samla ihop och frakta bort vegetation (ensilering) från en hektar (Eades m.fl. 2005). En röjsåg kostar ca 4 000–10 000 kr och kan drivas på miljövänligare alkylatbensin.



Figur 21. Kustlagun på halvön Furillen, Gotland. I området har man etablerat nya laguner och öppnat kanaler i till sådana som varit isolerade. Dessa kustlaguner är mycket viktiga uppväxthabitat för fågel och fisk. Liknande livsmiljöer har försvunnit utmed kusten och utmed insjöstränder. Förutom att utgöra livsmiljöer kan kustlaguner fungera som fångdammar.

5.2.11 Källor och underlag

Andersson, Å., Bollvik, P., von Essen, L., Huldt & H. B. Karlsson, 1996. Viltvatten. Anläggning och skötsel. Svenska Jägareförbundet, 70 s.

Eades, P., Bardsley, L., Giles, N. & A. Crofts, 2005. Wetland restoration manual. The Wildlife Trust, Newark.

Ekologgruppen, 2004a. Höjeåprojektet. En renare å – ett rikare landskap. Slutrapport Etapp I-III. Höje å vattendragsförbund, 58 s.

Ekologgruppen, 2004b. Åmansboken – Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté, ISBN 91-631-4875-7, 134 s.

Gustafsson, T., Persson, H. & H. Samuelsson, 1995. Sumpskog. Ekologi och skötsel. Skogsstyrelsen rapport 2, 54 s.

Henrikson, L. 2007. Skogsbruk vid vatten. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.

Hertzman, Y. & T. Larsson, 1999. Lake Hornborga, Sweden – the return of a bird lake. Wetlands International 50, 82 s.

Löfroth, M., 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverket Rapport 3824, 93 s.

Nihlén, C. 2003. Skyddszoner utmed vattendrag på kommunägd mark. PM Stadsbyggnadskontoret, Helsingborgs kommun, 15 s.

Nyberg, P. & T. Eriksson, 2001. SILVA-skyddsridåer längs vattendrag. Fiskeriverket Informerar 2001:6, 69 s.

Pettersson, K. & M. Wallsten, 1990. Sjörestaurering i Sverige – metoder och resultat. Naturvårdsverket Rapport 3817, 57 s.

Priha, M. 2003. Sjö- och åstrandängar samt översvämningsängar. SYKE (Finlands miljöcentral). Skötselkort för vårdbiotoper. 4 s.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.m. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. N. Am. J. Fish. Mgmt 22:1-20.

Sabo, M.J. & W.E. Kelso, 1991. Relationships between morphometry of excavated ponds along the Mississippi River and their use as fish nurseries. Trans. Am. Fish. Soc. 120(5):552-561.

Sandström, A., 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. Fiskeriverket, FINFO 2003:3, 26 s.

SEPA (Scottish Environmental Protection Agency), 2000. Ponds, pools and lochans. 69 s.

SGT (Svenska Geotekniska Föreningen), 2001. Tätskikt i mark. Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer. SGF Rapport 1:99, 83 s.

Svensson, R. & A. Glimskär, 1993. Våtmarkernas värde för flora och fauna: skötsel, restaurering och nyskapande. NV Rapport 4175.

The federal interagency stream restoration group, 2001. Stream corridor restoration – Principles, processes and practices. Återfinns på: <www.usda.gov/stream_restoration>. 270 s.

Thiel-Nielsen, J., Persson, P. & L. Kamp Nielsen, 2005. Rent vand – Helt enkelt. Helsingborgs stad & Köpenhamns Universitet, 136 s.

Trimble, S.W. & A.C. Mendel, 1995. The cow as a geomorphic agent: a critical review. *Geomorphology* 13:233-253.

Ulén, B. 1997. Förluster av fosfor från jordbruksmark. Rapport 4731, Naturvårdsverket.

Vedum, T.V., Hofstad, H., Åström, S., Ødegaard, R., Dolmen, D., Sørensen, S., Finstad-Vold, K. & K. Ødegård-Bryhn, 2004. Dammer i kulturlandskapet – till glede og nytte for alle. Fylkesmannen i Hedmark, 70 s.

Vought-Petersen, L.B., Lacoursiere, J.O. & N.J. Voelz, 1991. Streams in the agricultural landscape? *Vatten* 47:321-328.

Östlund, L. 2004. Möjliga åtgärder för att öka lågvattenföringen och förutsättningarna för havsöring (*Salmo trutta*) i Gråskaåns avrinningsområde. Examensarbete. Inst. För markvetenskap, SLU, avdelningsmeddelande 04:3, 47 s.

5.3

Ekologiskt funktionella kantzoner

Erik Degerman & Björn Bergquist

5.3.1 Kantzoner i landskapet

Definitioner och begrepp

Med kantzoner, eller skyddszoner som de också benämns, avses strandmiljöerna längs vattendrag och sjöar samt det fastmarksområde som direkt påverkar ytvatten. Stranden är området längs vattendrag och sjöar som påverkas av regelbundna översvämningar, dvs. området mellan låg- och högvattenlinjen. Eftersom den ekologiska funktionen hos vattendragen också påverkas av beskuggning, nedfall av organiskt material och en filtrering av flera komponenter (sediment, närsalter, vatten) på mark ovanför högvattensnivån ingår den också i kantzonen. Kantzonerna utgör övergångszoner (ekotoner) mellan vattenmiljöerna och den renodlade fastmarken. De präglas därför av gradienter i växt- och djursamhället samt de ekologiska processerna.

Bredden på kantzonen längs vattendrag och sjöar varierar kraftigt med områdets topografi, vattendragens storlek, hydrologiska regim, vattenfårans geomorfologi, grundvattennivåerna i marken, samt i vilken omfattning strand- och skogsvegetationen påverkar vattnet genom nedfall av växtmaterial och beskuggning. Kantzonens bredd kan därför vara från någon meter till flera hundra meter.

Kantzonerens ekologiska betydelse

Minskar avrinning och erosion

Träd och våtmarker i kantzonen minskar avrinningen och flödestopparna i vattendraget och fungerar som vattenmagasin.



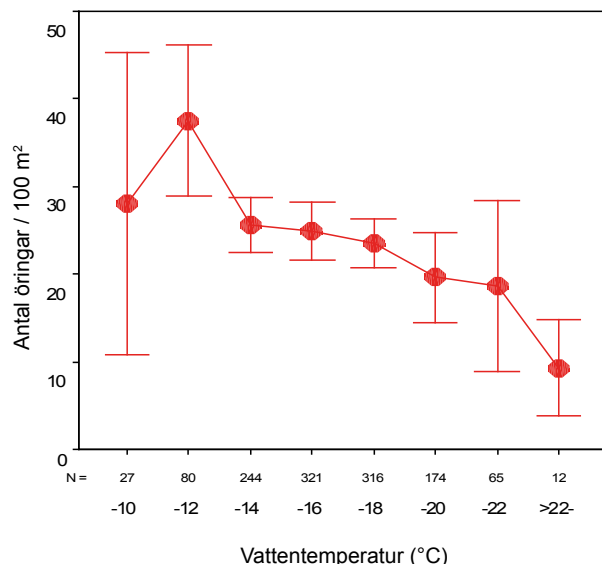
Figur 1. Träd som växer fram till strandbrinken stabiliserar den och skapar vid högre vattenstånd utmärkta platser för fisk och smådjur. Än i bilden håller dock på att underminera strandbrinken, vilket indikerar att sträckan är utsatt för erosion. Rötter och stränder visar spår efter olika vattennivåer. Bråån, Skåne, vid lågvatten.

Skogsmarker kan fanga in, förbruka och samla 10–40 gånger mer regnvatten än motsvarande trädlösa område med störd jord, som t.ex. en jordbruksmark. En kantzon med träd och våtmarksområden kommer därför att reglera avrinningen på ett skonsamt sätt, högflöden dämpas och lågvattenföringen ökar sommartid. Träd är också mycket viktiga för att stabilisera vattenfårans stränder och minska stranderosionen (Figur 1).

Genom att träden står kvar och minskar vattenhastigheten vid högvattenflöden fungerar kantzonen som en sedimentfälla. I små Litauiska vattendrag var mängden transporterade sedimentpartiklar i vattnet 6–20 gånger högre på sträckor med enbart gräs- och örtbevuxna kantzoner än på



Figur 2. Oskuggade vattendrag växer ofta igen med högre vattenväxter om vattenhastigheten är låg och botten mjuka. Speciellt riklig blir vegetation när tillförseln av närsalter är hög som här i övre delarna av Vramsån i Skåne.



Figur 3. Tätheten av ärring (beräknat antal individer per 100 m² vattendragsyta) på de lokaler där arten förekom avsatt mot vattentemperaturen vid elfisket i augusti. Avser endast inlandsvattendrag söder om Dalälven (Halldén & Degerman 2003). Medelvärde plus/minus 95 %-konfidensintervall angivet.

sträckor med trädbevuxna kantzoner (Rimkus & Vaikasas 2001). Orsaken är främst att träd stabiliserar marken bättre mot t.ex. slagregn och högvattensflöden varför den lokala erosionen minskar.

Filter för näringsämnen

Näringsämnet kväve är generellt tillväxtbegränsande för växter på land, medan fosfor är begränsande i sötvatten och troligen även i våra kustvatten. Kväve är vattenlösligt medan fosfor oftast förekommer bundet till partiklar (nästan 90 % av fosfor brukar vara partikelbunden). Fosfor kommer således ut till våra ytvatten främst i samband med hög avrinning och på grund av erosion. För att minska fosforläckaget är vegetationsklädda kantzoner idealiska. Vegetationen kvarhåller partiklarna. Kväve däremot tas främst om hand via växternas näringsupptag och denitrifikation (Avsnitt 5.2). Växterna bryts dock ned och en viss del av det växtbundna kvävet frigörs åter. Dock kan stora mängder kväve tas bort ur systemet genom skörd av gräs och annan vegetation i jordbrukslandskapet. I skogsmark bör emellertid inte uttag av skogsbränsle eller ved ifrån kantzoner göras, om det inte är i syfte att på sikt utveckla kantzonen mot mera lövinslag. Den viktigaste komponenten i naturlig kväverening är dock denitrifikation. Vid denitrifikation avgår kvävet som ofarlig kvävgas och växthusgasen lustgas till luften. Denitrifikation kan ske i flera våta miljöer. Kantzoner som översvämmas årligen är utmärkta miljöer för denitrifikation. Naturligtvis kan intakta kantzoner också minska tillförseln av humusämnen till vattnen.

Modererar ljusförhållanden och vattentemperatur

Beskuggningen av vattendrag har en avgörande betydelse för deras ljusklimat och vattentemperatur sommartid. I oskuggade vattendrag sker ofta en stark igenväxning med såväl undervattens- som övervattensväxter (Figur 2) och kraftiga ökningar av vattentemperaturen förändrar också livsvillkoren för vattenorganismer.

En ökning av den normala vattentemperaturen med 1–3 °C är tillräcklig för att radikalt förändra livsvillkoren för många vattenorganismer. Öring är en karaktärsart i mindre strömmande vattendrag. Dess optimala temperatur är ca 4–19 °C (Cowx & Welcomme 1998) och dess övre tolerans-temperatur är 22–24 °C (Näslund 1992). Även om de kan överleva en kortare tid vid dessa temperaturer så utsätts de för stress. Vid en storskalig analys av SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) visade det sig att på de lokaler där öring förekom var det en tydlig tendens till minskad täthet per 100 m² med ökad vattentemperatur i augusti (Figur 3). Vattendrag som var varmare än förväntat utifrån deras läge och storlek hade signifikant lägre tätheter av öring. Det är sannolikt att flera av dessa vattendrag kan vara sådana där skuggande skog och buskar eliminerats.

Måttlig skuggning från träd skapar vanligtvis en högre diversitet av växter, smådjur och fisk i småvatten och vattendrag än vid oskuggade förhållanden (Newbold m.fl. 1980, Olsson 1995, Gee m.fl. 1997, Markusson 1998).

Bibehåller ett fuktigt mikroklimat

Genom sparande av kantzoner bevaras ett lokalt mikroklimat omkring vattendragen som växter och djur är anpassade till. Det gäller speciellt kantzoner i raviner i både skogs- och jordbrukslandskapet. I åkerlandskapet kan den vindskyddande effekten av en kantzon också förhindra att lätta jordar torkar ut och blåser bort.

Tillför organiskt material

Strandvegetationen och övrig vegetation i kantzonen tillför vattendragen näring i form av löv, barr, gräs, annan förna samt insekter och andra småkryp. Produktionen av lövförna är högre i strandzonen än i omgivande ekosystem. Dessa löv, och andra växtrester, utgör basen för födokedjorna i skuggade vattensystem med ringa egen växtproduktion (Kapitel 2). Lövinslag utmed stränderna har visat sig öka artrikedomen av fisk i svenska skogsbäckar (Markusson 1998, Nyberg och Eriksson 2001). Även tätheten av så vitt skilda arter som öring, lake och simpor ökade med ökat inslag av löv i kantzonen (Markusson 1998).

Kantzonen produktion av död ved har en mycket stor betydelse för vattendragens funktion, produktion och biologisk mångfald, främst genom att död ved skapar en varierad miljö i vattendragen (läs mer i Avsnitt 5.4). Med ökad förekomst av död ved ökar också tätheten av öring i vattendragen (Degerman m.fl. 2004). Strandvegetationen och nedfallet av död ved har ofta en större betydelse för fiskförekomsten i flacka och slätbottnade avsnitt än i branta och grovblockiga avsnitt (Moore & Gregory 1989).

Utgör en artrik livsmiljö

I kantzonen mot vattendrag och sjöar har de regelbundna översvämningarna skapat speciella förhållanden för ett rikt växt- och djurliv. Särskilt växternas artrikedomen är hög i kantzonen, speciellt i strandzonen. Inom 100 kärlväxtarter kan påträffas utmed en 200 m lång strand längs de större Norrlandsälvarna (se Zinko 2005). Artrikedomen blir hög om översvämningar för med sig näringsrika sediment samtidigt som habitatet är varierat. Artrikedomen av mossor är dubbelt så hög i skogsstränder utmed bäckar (bäckskogar) än i omgivande skog (Dynesius 2001).

Kantzoner längs vattendragen kan jämföras med skogsbryn i jordbrukslandskapet, båda är ekotoner. När det gäller ryggradsdjur och fåglar är artrikedomen här betydligt större än inne i skog eller i åkerlandskapet (Berg 2002). Kantzonen mot vattnet hyser på samma sätt en mångfald arter av t.ex. insekter, groddjur, fåglar och däggdjur. Glest bevuxna stränder som översvämmas regelbundet är en viktig livsmiljö för flera strandinsekter, t.ex. jordlöpare och steklar. Utmed vattendrag är gamla träd med hål (hålträd) lämpliga för t.ex. stare, knipa, storskrak, skogsduva och hackspettar (t.ex. vitrygg, gröngöling, göktyta och större hackspett). Strandbrinkar och nipor kan ge goda boplatser för back-svala och kungsfiskare. Strandskogar, såväl utefter vattendrag som sjöar och våtmarker, utgör också viktiga spridningskorridorer för fågel, fladdermöss, utter, bäver och även rent terrestra däggdjur som räv och vessla.

Målbilder

Idag har vi få naturliga kantzoner mot vatten. Kantzonens utseende beror självfallet av vattendragets utseende, landskapets topografi och många andra faktorer. I princip kan kantzonerna delas in i dem med fastmark ända fram till vattendraget, samt dem med fuktigare stränder och sumpskogar. I de fall det finns fastmark ända

fram var det i norra Sverige vanligt med tall ända fram till vattendragen (Figur 4). Denna tall var dock det primära målet för de första avverkningarna och de gamla tallarna har flottats bort ur landskapet.

I många barrskogsområden är det vanligt att lövsinslaget är stort utmed vattendragen. Några lövträd tolererar översvämningar och våt mark, samtidigt som ett gynnsamt ljusklimat råder (Figur 5).



Figur 4. Naturlig kantzona med stort inslag av tall, lövträd och örter invid Lunndörsån, Vålån, Jämtland. I områden där tallarna inte huggits bort och där skogsbränder förekommer gynnas tallen och lövträd relativt gran. Plats: 700463-135486, karta 192 B. Foto: Micael Sundberg.



Figur 5. Naturlig kantzona utmed floden Pechora, Komi, i Ryssland. Notera variationen i miljöer, hur vattnet delar sig i flera fåror och den höga andelen lövskog utmed stranden. Foto: Lennart Henrikson, WWF.

Påverkan

Trots kantzonernas stora ekologiska betydelse som livsmiljö för växter och djur och deras betydelse för vattendragen är strandzonerna (riparian area) de ekosystem som är mest störda av mänskliga ingrepp (Nilsson & Berggren 2000, Nilsson & Svedmark 2002). I USA beräknas endast 25 % av de ursprungliga strandzonerna återstå idag utmed vattendrag (Swift 1984).

Skattningar i NILS-projektet (Esseen m.fl. 2004) anger att 25 % av svenska vattendrags strandzon i skog utgörs av hygge. Skogsstyrelsen redovisade år 2002 mängden lämnade kantzoner runt vattendrag i mellersta Sverige (Västra Götalands, Värmlands och Örebro län) utgående från inventeringar inom projektet "Skog och vatten". Andelen vattendragssträckning som saknade kantzon var 50 % och vid ytterligare ca 10 % av sträckningen fanns bara en smal trädridå. De mindre vattendragen saknade oftare kantzoner än de större. Ca 50 % av vattendrag smalare än 3 m hade kantzoner eller trädridåer, medan 70 % av vattendrag på 3–10 m hade kantzon. Av de större vattendragen hade hälften kantzoner under 10 m bredd. Vid en inventering år 2005 i Uppsala och Västmanlands län av 25 hyggen hade 64 % ingen skyddszon mot vatten (Bodegård 2005).

Trots att ingen samlad utvärdering finns kan vi konstatera att det är brist på intakta kantzoner i skogen och framför allt i jordbrukslandskapet. Att lämna en orörd kantzon utmed ytvatten har dock blivit en allt vanligare åtgärd inom det svenska skogsbruket och inom jordbruket. Numer går det att få miljöersättning för att anlägga orörda skyddszoner på åkermark i södra Sverige. Eftersom ersättningen ges till åkermark får det inte finnas träd eller buskar i skyddszonerna. Skyddszoner med miljöersättning, öppen vall eller gräsmark, har anlagts utmed över 10 000 km vattendrag och diken i jordbrukslandskapet.

5.3.2 Krav på kantzonen för att den skall utgöra en skyddszon

Det viktigaste vid utformningen av kantzoner är att fastställa vilka funktioner som ska uppfyllas och sedan bestämma hur breda kantzonerna ska vara, dvs. erforderlig bredd och utformning för att utgöra en *skyddszon* mot negativ påverkan från mänskliga aktiviteter. Den bästa metoden är att först bestämma minsta acceptabla bredd på kantzonen för de funktioner som kantzonen avses uppfylla och sedan utvidga kantzonen med hänsyn till områdets markförhållanden och naturvärde. Detta innebär att de avsatta kantzonerna kan variera i bredd från enstaka upp till hundratals meter. Eftersom kantzonerna i de flesta fall ska uppfylla flera funktioner har man också lanserat begreppet *ekologiskt funktionell kantzon*, dvs. en för platsen tillräckligt bred kantzon för att skapa goda ekologiska förhållanden i vatten, på stranden och i en fastmarkszon för att medge att arter beroende av närhet till ytvatten kan fortleva (Henrikson 2007). Orörda och välutvecklade kantzoner är viktiga för hela vattensystemet, men naturligtvis inte den enda komponenten i ett friskt vattenlandskap (ex. Harr 1986, Jones & Grant 1996).

Skyddszon i jordbrukslandskapet

I jordbrukslandskapet finns få naturliga kantzoner mot ytvatten. De rätade och kanaliserade vattendragen har ofta branta kanter och bara en svag grässvål överst. Dessa "avvattningskanaler" minskar ålängden och bottenvariationen, eliminerar översvämningsszoner i form av åplan (det område intill vattendragen som vanligen översvämmas), och minskar variationen i strandfloran. Effekten blir minskad retention av närsalter och sediment, sänkt grundvatten och ett artfattigt vattenlandskap. Ur de kanaliserade vattnen strömmar vårfloden snabbt. På sommaren blir vattenföringen extremt låg och kanalerna växer igen med vegetation (Figur 2), speciellt som ingen skuggande kantzon finns. Vid nästa högflöde bromsar växterna i åfåran vattenflödet och det blir översvämningar. Då tillgriper man nya årensningar. I det ren-

Kantzoner på 10 m bredd kan optimalt reducera mängden avrinnande ytvatten med 40–100 %, partiklar med 20–100 %, mängden fosfor med 40–70 %, mängden kväve med 10–60 % och mängden organiska miljögifter med 40–100 % (ex. Large och Petts 1996, Patty m.fl. 1997, Bergquist 1999).

sade vattnet ökar erosionen och de massor som spolas bort från kanterna måste sedan grävas bort från vattendraget nedströms eftersom de dämmer i nya områden. Från första spadtaget skapas en ond cirkel som kräver ständigt nya ingrepp. Om vattendraget åter meandras (se Avsnitt 5.10) och en kantzon etableras bryts cirkeln. Etablering av skuggande träd i kantzonen minskar igenväxningsproblemen genom att vattenvegetationen minskar och därmed också ansamlingen av sediment i vattenfåran (se stycket om plantering av buskar och träd ovan). En annan viktig filterfunktion för kantzoner i jordbrukslandskapet är att de skapar en buffertzoon mellan ytvatten och kemikaliebehandling av åkermark. Användningen av kemiska bekämpningsmedel i jordbruket ökar räknat som antalet doser per hektar. Starkare och effektiva medel gör dock att förbrukningen räknat i ton minskar. Rester av bekämpningsmedel är vanliga i jordbruksvattendrag. Flera av de bekämpningsmedel som används påverkar negativt reproduktionen hos laxfiskar (läs mer i Wivstad 2005).

Skyddszon mot skogsbruk

Som en tumregel verkar 15–40 m kantzon krävas vid ordinära förhållanden för att minska de negativa effekterna av skogsbruk (ex. Large och Petts 1996, Palone och Todd 1997, Bergquist 1999, Henrikson 2007, Nyberg och Eriksson 2001, Degerman & Nyberg 2002, Hylander 2004). Skulle marken vara speciellt känslig (t.ex. fuktiga och blöta marker, finkorniga jordar, samt områden med hög lutning) bör bredden ökas för att undvika transport av minerogent och organiskt material ut i ytvatten. Likaså bör bredden vara utökad om vattendraget är speciellt känsligt, t.ex. genom förekomst

av erosionskänsliga arter, eller har höga naturvärden. Härtill kommer sedan att kantzonen i sig kan ha stora naturvärden som påverkar utformningen.

Kantzonen får effekter även på artrikedomen i vattnet. Undersökningar har visat att områden med intakt kantzon har högre täthet av havsöring än andra områden (ex. Eriksson 2001). Studier av fiskfaunan i 283 olika avsnitt av skogsvattendrag visade att artantalet var signifikant högre i vattendrag som hade en skyddszon (5–40 m) jämfört med dem som saknade skyddszon mot hygge (Markusson 1998).

Under 2000-talet har kvicksilverläckage från skogsmark i samband med skogsbruksåtgärder uppmärksammats. Skogsbruksåtgärder som på något sätt påverkar omsättningen av markens mårager, t.ex. avverkning, markberedning, körning och dikning, ökar vanligen också utflödet av humus (organiskt material) i vattnet. De metaller som finns bundna till humusen, t.ex. kvicksilver (Hg) och metyl-Hg kommer då att transporteras med humusen ut i sjöar och vattendrag, där de riskerar att via näringskedjor ackumuleras i rovfisk, t.ex. gädda. Höga halter av metyl-Hg finns framförallt vid bäck- och myrkanter där syrebrist tidvis uppstår (Skjellberg 2003), varför dessa områden är extra känsliga för påverkan som kan medföra läckage. Enskilda studier av körskador i fuktiga partier i anslutning till vattendrag pekar på effekter i form av kraftiga och långvariga förhöjningar i läckage av metyl-Hg. I en sammanställning över befintlig forskning (Bishop & Åkerblom, 2006), samt i ett ännu opublicerat internationellt konsensusdokument av Bishop m.fl. kring skogsbruk och dess påverkan i form av läckage av Hg och metyl-Hg dras slutsatsen att i genomsnitt 25 % av fiskars kvicksilverinnehåll är orsakat av åtgärder knutna till föryngringsavverkning. Om körning och drivning i samband med gallring också påverkar i motsvarande omfattning är bidraget från skogsbruk förmodligen kring 40–50 %. För att motverka transporten av kvicksilver och metylkvicksilver från mark till vatten har kantzonerna troligen en viktig funktion att fylla. Åtgärder som minimerar markskador i fuktigare områden samt motverkar uttransport av organiskt material (sediment)

till sjöar och vattendrag anges idag som lämpliga åtgärder för att minska skogsbrukets bidrag till läckaget av Hg och metyl-Hg (Bishop & Åkerblom, 2006).

Skyddszon för bevarad flödesregim

Kantzonerna kan minska avrinningen och flödestopparna framför allt om kantzonerna är trädbevuxna och omfattar våtmarksområden längs vattendragen. För att uppnå effekter på avrinningen krävs därför helst att kantzonerna beskogas genom trädplanteringar i jordbrukslandskapet och naturlig förnygring på skogsmark samtidigt som våtmarker bevaras eller återskapas inom och i anslutning till kantzonerna. Hur bred kantzonen behöver vara för att nå effekter på avrinningen finns det inga uppgifter om, men ju bredare zon desto större blir effekten.

Skyddszon mot erosion och sedimenttransport

Svenska studier har visat att kantzoner på 20 m utmed skogsbäckar inte alltid förmådde förhindra påverkan av sediment från kalhyggen vid finkorniga jordar och branta sluttningar (Nyberg och Eriksson 2001). Förmågan av kvarhålla sediment (sedimentretentionen) ökar generellt med mängden buskar och träd.

Skyddszoner med gräs på 9–25 m kan reducera mängden sedimentpartiklar som når vattendragen med 23–9 % (medianvärde 83 %; Bergquist 1999 ur Tabell 3). I skogsklädd mark var motsvarande värde för 5–50 m skyddszon 47–97 % (median 90 %).

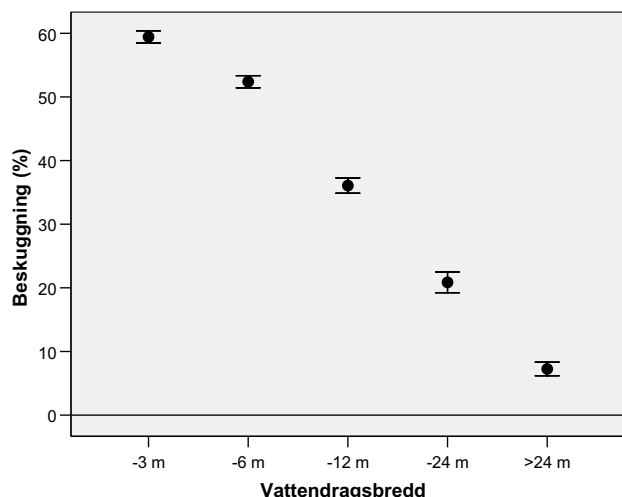
I de fall man avverkar träd i själva strandskogen kan förlusten av träd där ge förhöjd erosion av marken (Richmond & Fausch 1995), speciellt om man använder tunga maskiner vid arbetet. Nordamerikanska studier har visat att kantzonerna normalt behöver vara 20–30 m breda för att helt förhindra förhöjda sedimenttransporter i vattendragen (Corbett m.fl. 1978, Lynch m.fl. 1985). Vid brant marklutning och/eller förekomst av finkorniga och erosionsbenägna jordarter behöver kantzonernas bredd utökas ytterligare.

Skyddszon mot hög vattentemperatur

Bergquists (1999) litteratursammanställning visar att kantzonen bör vara 20–30 m bred, under förutsättning att zonen är beskogad till minst 60 %, för att effektivt förhindra höga vattentemperaturer och igenväxning i mindre vattendrag. Brazier & Brown (1973) samt Palone och Todd (1997) har fastställt att det krävs att 60–80 % av vattenytan är beskuggad (krontäckning i solbanan) för att undvika större förändringar av temperaturen i mindre vattendrag sommartid efter avverkning. I dagens svenska kulturskogar är det sällsynt att de mindre vattendragen (<6 m breda) är beskuggade i denna utsträckning och när vattendragen är större är beskuggningsgraden relativt låg (Figur 6).

Skyddszon för att tillföra död ved

För att säkerställa en normal tillförsel av död ved till vattendragen behöver kantzonerna ha en bredd motsvarande en träd-längd, dvs. minst 20–30 m (Bergquist 1999). Vid utformningen av kantzonerna är det viktigt att ta hänsyn till trädbeståndets sammansättning (ålder, täthet och trädslag). Det är viktigt att träden i kantzonerna har en blandad ålderssammansättning med en tillräcklig mängd grova träd.



Figur 6. Andel (%) av vattendragsytan som är beskuggad sommartid mitt på dagen vid elfiskeundersökningar i svenska skogsvattendrag (n = 10 803). Data från SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter). Medelvärde plus/minus 95 % konfidensintervall angivet

Skyddszon för att upprätthålla mikroklimat och habitat

Det mikroklimat som skapas runt ett vattendrag kan kräva intakta skogliga kantzoner med över 40–45 m bredd för att kunna bevaras (Brosofske m.fl. 1997, Hylander 2004). Hylander (2004) fann att mossor påverkades negativt av det förändrade mikroklimatet efter avverkning.

De mikroklimatiska effekterna av kantzonen påverkas naturligtvis av terrängen och med vind- och solpåverkan, ju blåsigare och soligare desto mindre klimateffekt.

Sverige saknar reglerad storlek och utformning av kantzon i skogs- eller jordbruket. I Danmark finns en lag om minst 2 m obrukad mark utmed ytvatten i jordbruksområden. I Ryssland har man t.ex. på Kolahalvön en definitiv kantzon på 100 m utmed större vattendrag. I USA klassas i regel vattendragen utifrån fiskproduktion och olika kantzonbredder (ca 5–75 m) bestäms utifrån vattendragets bredd, fiskproduktion och landskapets topografi.

I Sverige kommer dock allt fler lokala initiativ. Kommunstyrelsen i Helsingborg har beslutat att anlägga 10 meter breda odlingsfria skyddszoner utmed vattendrag på kommunägd mark. De branta strandkanterna ska fläckas av och träd planteras på den skuggande sidan. På så sätt får vattendraget en möjlighet att åter utveckla ett slingrande lopp och få tillbaka ett naturligare växt- och djurliv.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

Undersökningar över hur breda kantzoner som behövs för att även behålla diversa populationer av däggdjur och fågel har visat på bredder på 7–200 m (Large & Petts 1996).

För att ha samma fågelfauna i kantzonen som i den opåverkade skogen kan kantzonbredder på minst 40–60 m krävas enligt kanadensiska undersökningar (Darveau m.fl. 1995). Förlust av kantzonen medför drastiska förändringar. När kantzonen togs bort utmed Sacramento River, Kalifornien, USA, minskade antalet fågelarter med 32 % och mängden fåglar med 95 % (Large & Petts 1996). I Sverige har Hylander (2004) visat att även om lämnade kantzoner i många fall är för smala och påverkas helt av kanteffekter så är de ändå ett bättre alternativ för överlevnad av mossor och landsnäckor, än att kantzon inte sparas.

Skyddszon mot näringsämnen

Kantzonerens upptag av näringsämnen vid olika skyddszons bredder har studerats ingående i flera länder. Den generella slutsatsen är att kantzonerna behöver vara minst 10–15 m breda för att överhuvudtaget fungera som näringsämnesfälla (Bergquist 1999). Genom att plantera träd och buskar, samt anlägga våtmarksområden inom kantzonen kan näringsämnesupptaget ökas betydligt jämfört med enbart gräsbevuxna kantzoner. För att på lång sikt erhålla ett effektivt näringsämnesupptag kan skörd av gräs och buskar samt manuell fällning av träd vara lämpliga åtgärder. Detta förutsätter dock att åtgärderna kan göras utan körning med maskiner inom kantzonen.

5.3.3 Arbetssätt vid avsättning och etablering av kantzoner

Den allmänna naturvårdsprincipen är att hänsyns- och skyddsåtgärder i första hand ska inriktas på att bevara vattendragens funktion och naturvärden och i andra hand på att återställa påverkade avsnitt och värden som har förlorats. För vattendrag är det särskilt viktigt att säkerställa en relativt orörd vattenregim och vattenflödet under lågvattensperioder. Detta kräver en identifiering av områden som svarar för vattendragens avrinningsbildning och innebär

att kantzoner i många fall även ska sparas omkring utströmningsområden för grundvatten som surdrag, våtmarker och vissa temporära vattendrag. Både vid sparande och etablering av kantzoner ska man också eftersträva flerskiktade kantzoner med gräs, ris, buskar och träd. I skogslandskapet är tillförseln av död ved mycket viktig för vattendragens funktion och fiskbestånd och där ska man speciellt eftersträva att en viss mängd stora och gamla träd sparas inom kantzonen (Avsnitt 5.4). Dessutom är det viktigt att man undviker markskador (t.ex. markberedning, körsador, dikesrensning) i kantzonen. Detta kan bl.a. öka risken för erosion, samt orsaka kanaliserade flöden genom kantzonen ut i vattendragen vilket motverkar kantzonernas filtrerande effekt. Kantzonens funktion som spridningskorridor är också mycket viktigt i skogslandskapet (både på land och i vatten).

För att avgöra vad som är lämpliga åtgärdsstrategier bör man innan åtgärd försöka besvara följande fyra frågor:

- Vilka ekologiska funktioner ska kantzonerna tillgodose?
- Hur effektiva är de planerade kantzonerna med avseende på dessa funktioner?
- Var ska kantzonerna vara belägna för att ge bästa skydd?
- Hur ska kantzonerna utformas med avseende på bredd och struktur?

För vattenmiljöerna är behovet av kantzoner störst för de mindre vattendragen (<15 m breda), för områden med avrinningsbildning och för strandmiljöerna själva. När det gäller de senare är ofta behovet av breda kantzoner större för de större vattendragen. Särskilt om de är oreglerade.

Behovet av kantzoner och deras utformning (bredd och struktur) är starkt beroende av;

- a) områdets markförhållanden och lutning.
- b) vattnets och strandmiljöernas naturvärden.
- c) vattentyp (sjö, vattendrag och våtmark), vattendragstyp (storlek och bildningsform) och biototyp för vattendragen (vattenfårans lutning och bottenstrat).
- d) kulturhistoriska värden i landskapet.

I respektive område bör det beaktas att de viktigaste områdena att få fullgod kantzon etablerad är den södra stranden (för att skydda mot solinstrålning), raviner och andra känsliga marker för att minska erosion samt våtmarker, utströmningsområden och andra områden som ansvarar för landskapets avrinningsbildning. Generellt är källflödena de områden som ska prioriteras högt på grund av risken för kumulativa effekter nedströms utan åtgärder. Detta gäller såväl skogs- som jordbrukslandskapet.

Markförhållanden

Vid bedömningen av markförhållanden och erosionsrisk ska alltid hänsyn tas till vegetationstyp, markens lutning mot vattenområdet, jordartstyp och markfuktighet dvs. grundvattenytans läge. Markfuktigheten styr vanligen mängden organiskt material på skogsmark, markens bärighet och därmed risken för körsador. Vid förekomst av erosionsbenägna jordarter som mo och mjåla krävs alltid breda kantzoner även vid liten marklutning och om marklutningen är stor krävs därför extra breda zoner.

Naturvärden

Vid utformningen av kantzonerna ska hänsyn alltid tas till vattnets och strandmiljöernas naturvärden (artrikedom, hotade arter, stormusslor, fiskförekomst, förekomst av hotade fiskstammar). Vatten med hotade arter eller skyddsvärda fiskbestånd och höga naturvärden bör ha bredare kantzoner.

Typ av vatten

För vattendrag som rinner i raviner bör kantzonerna omfatta hela ravinbredden och för meandrande vattendrag i slättlandsområden bör kantzoner även sparas omkring avsnörda delar av vattenfåran. Vissa vattendragsbiotoper (nyckelbiotoper) har ofta högre naturvärden än övriga delar och längs dessa biotoper kan det därför vara nödvändigt att spara bredare kantzoner.

Kulturmiljövärden

Det är viktigt att tänka på att bevara det öppna jordbrukslandskapet och att bevara landskapsbilden. För att gynna t.ex. änder och vadarfåglar är det inte alltid nödvändigt att plantera träd och buskar utmed vattendraget, speciellt inte om det är smala vattendrag som skuggas av höga strandbrinkar. Öppna obrukade kantzoner ger dock inte alla fördelar som beskogade kantzoner, t.ex. blir det mindre beskuggning och tillförsel av död ved. I Tyskland har man arbetat med att beskugga jordbruksvattendrag med trädplantering och på så sätt sluppit att vattendragen växer igen (jämför Figur 2). Beskuggning är således lämpligt när man vill skydda värdefulla vatten så att de ej behöver dikesrensas. Försök i Himleån i Halland har också visat att detta fungerar i svenska förhållanden. Det är viktigt att anlägga fler demonstrationsprojekt för att visa på nyttan med beskuggade kantzoner. Kan dikesrensningar undvikas genom denna åtgärd är mycket vunnet.

Arbetsgång

Arbetsgång vid avsättning och etablering av kantzoner:

- inventering och beskrivning av rådande förhållanden
- klassificering av markförhållanden
- klassificering av naturvärde, kulturmiljövärden och vattendragstyp
- ekologisk landskapsplanering avrinningsområdesvis
- identifiering av markägare och kontakter
- naturvårdsavtal, inlösen av mark eller frivilliga åtaganden
- genomförande av åtgärder
- skötsel av avsatta kantzoner
- uppföljning.

De åtgärder som krävs, naturlig utveckling, skötsel eller plantering av ny kantzon, måste förankras hos markägare och lokalboende. Många markägare åtar sig frivilligt att låta kantzoner få utvecklas. I vissa fall blir det dock så omfattande och kostsamma åtgärder att det kan behöva upprättas ett naturvårds-/nyttjanderättsavtal (se Kapitel 4).



Figur 7. Räcker verkligen denna kantzon med tanke på den sluttande branten ned mot sjön? För en markägare blir det stora värden som inte brukas om inte timret får skördas. Observera att hygget sköts bra utan körskador och med lämnade högstubbar och dungar på fuktiga ställen. Gävleborgs län år 2006.



Figur 8. Ett äldre hygge hela vägen ned mot sjön i samma område som Figur 7. Gävleborgs län år 2006. Om det är bara denna smala remsa som saknar kantzon/skyddszon blir påverkan förmodligen liten, men inte om större och bredare hyggesytor tas upp intill sjön.



Figur 9. Kantzon kring en bäck mindre än 1 meter bred i Västerbotten. Med så sluttande omgivning är denna kantzon inte nog för att ta hand om sediment. Den ger dessutom ringa skugga till bäcken som rinner i mitten av trädbården då man inte gjort zonen bredare på sydsidan. Några positiva effekter på områdets mikroklimat lär inte heller finnas. Undersökningar pågår för att utreda den vattenkemiska effekten av denna skyddszon.

5.3.4 Utformning av kantzoner

Generella rekommendationer för kantzonernas utförande i vatten med höga naturvärden

Med kantzon avses normalt obrukad naturlig mark utmed ytvatten och våtmark. Kantzonen kan dock i vissa fall även omfatta en skötselzon med begränsat uttag av träd och skörd av fånggrödor. Nedan ges råd om kantzonernas utformning vid skydd av värdefulla ytvatten och strandmiljöer. Observera dock att detta ska ses som generella rekommendationer. När det ges strikta förslag om t.ex. en kantzon på 20 m innebär det inte att kantzonen ska vara exakt 20 m utmed vattendraget. Istället kan 20 m ses som ett rimligt medelvärde på kantzonens bredd, som kanske i ett visst objekt varierar mellan 7 och 33 m.

Allmänna ekologiska rekommendationer för bredd och utformning

- vid mindre vattendrag (<3 m breda) bör kantzonen vara minst 15 m på vardera stranden.
- vid bredare vattendrag och utmed sjöar bör kantzonen vara minst 20 m.
- kantzonen ska alltid omfatta hela strandzonen
- områden som svarar för avrinningsbildningen (utströmningsområden) bör ingå
- när det finns våtmarker (ofta skogliga nyckelbiotoper) utmed vattendraget bör kantzonen omfatta hela våtmarksbredden
- i skogsområden där marklutningen mot ytvattnet eller våtmarken överstiger 25 % och det finns finkorniga jordar bör bredden på kantzonen ökas med minst 5 m
- i områden med intensivt jord- eller skogsbruk med stubbrytning, kvävegödsling m.m. bör kantzonen utökas med minst 5 m

- kantzonerna bör om möjligt vara flerskiktade med träd och buskar
- ingen selektiv avverkning av träd får ske inom 10 m från vattendraget
- inga maskiner får köra närmare än 20 m från vattendraget
- för att öka näringsämnesupptaget bör kantzonerna även omfatta våtmarker
- det är en fördel om kantzonen kan delas upp i en orörd del och en skötselzon i såväl jordbruks- som skogsbruksområden. I skötselzonen kan vegetationen skördas för att gynna upptaget av näringsämnen.

Detta är som sagt generella råd. Utformningen får anpassas i varje objekt utgående från vad som är praktiskt möjligt och ekologiskt rimligt.

I jordbrukslandskapet har kantzonernas (skyddszonernas) utformning hittills främst varit inriktad på att minska utflödet av näringsämnen och sedimentpartiklar från den odlade marken och i mycket liten grad på kantzonernas funktion som flödesdämpare, regulator för vattendragens ljus- och temperaturförhållanden och som habitat för växter och djur. Som tumregel för kantzonernas utformning i jordbrukslandskapet gäller att kantzonen ska ha en flerskiktad vegetation med träd och buskar. Med fördel kan kantzonen delas upp i en orörd zon och en skötselzon där träd och grödor skördas. För att öka sediment- och näringsämnesupptaget bör mindre våtmarksområden anläggas inom eller i anslutning till kantzonen.

En liten kantzon är bättre än ingen alls, men vid värdefulla vatten behövs en ekologiskt funktionell kantzon.

5.3.5 Skötsel av befintliga kantzoner

Oavsett typ av kantzon bör det poängteras att kantzonen är ett variabelt område som styrs av interaktioner mellan den akvatiska och den terrestra miljön. Räkna inte med att få fram en stabil kantzon. Kantzonen kommer alltid att vara föränderlig i naturliga system.

Skogsmark

En ekologiskt väl fungerande kantzon utmed skogsmark bör efterlikna naturliga kantzoner. De är ofta trädslagsblandade, med inslag av löv. Vidare brukar de vara höjdnivå- och åldersskiktade, dvs. med en variation i ålder och innehåller såväl lägre örter, ris som buskar och träd. När det gäller ålderssammansättningen bör döende och döda träd få stå kvar för att efterlikna naturskog. Ofta rekommenderas att uteslutande gynna lövträd eftersom löven utgör ett viktigt tillskott till energin i skogsbäckar, samtidigt motverkas förurning. Det är dock viktigt att även spara stora barrträd, speciellt tall, eftersom de finns kvar i vattnet mycket länge och därigenom kan kompensera för ett mindre tillskott volymmässigt av död ved.

Skötsel av befintliga kantzoner är i regel inte nödvändigt utan man kan låta dem utvecklas fritt. I vissa situationer när t.ex. kantzonen består av tät granskog och sak-

nar variation i ålder, höjdsikt och trädslag kan dock gallring och röjning vara nödvändig. Det kan också vara nödvändigt med skötsel för att minska vindkänslighet.

Observera att mindre träd (<2 m) som växer dåligt i skuggan av äldre skog snabbt kan utvecklas till kraftfulla träd om de gynnas vid röjning och gallring. Försök med MS (manuell skötsel) i vissa skogsmarker i Västra Götaland har visat mycket goda resultat vid gynnande av sådana "svaga" exemplar (muntligen Stefan Bleckert, Sveaskog).

Några skötselrekommendationer:

- Normalt krävs ingen skötsel i en naturlig kantzon. Den kan utvecklas fritt.
- Om skötsel är nödvändig så försök vid röjning och gallring att få fram en variation i ålder, höjdsikt och arter som liknar naturliga förhållanden.
- Äldre barrträd bevaras, speciellt tall, även som stående torrakor eller högstubbar.
- Gynna lövträd på bekostnad av yngre planterad gran. Lövträd ger näring (i form av löv till ytvattnen) och motverkar förurning av marken. Ökat lövinslag bidrar också till stormfastare skärmar och minskad risk för att kantzonen blåser omkull.
- Plockhuggning av enstaka träd bör inte ske inom en 10 m bred orörd zon från vattendraget.



Figur 10. Den lummiga och slingrande Verkeån, östra Skåne, håller en behaglig sommartemperatur under 15 °C tack vare beskuggande träd och god tillgång på grundvatten. Havsöring, utter och kungsfiskare är bara några av de förekommande arterna.

Det diskuteras ofta om en kantzon behöver vara intakt utmed hela vattendragets längd. Troligen har det funnits en dynamik i landskapet orsakad av bränder och stormfällning som gjort att luckor skapats. Vidare kan vissa våta partier naturligt ha liten andel skuggande träd och buskar. Enstaka luckor i en skapad kantzon behöver därmed inte vara negativt. Ljusinsläpp kan gynna primärproduktionen. Luckorna får dock inte vara så stora att effekter på vattentemperaturen erhålls. De får ej heller vara belägna i partier där skydd behövs mot närsalter och sediment. Det rekommenderas dock generellt att försöka bevara intakta kantzoner kring mindre vattendrag, källflöden, medan kantzonen kan vara mer mosaikartad utmed större vattendrag för att skapa heterogenitet. Den skuggande vegetationen ska täcka 2/3 delar av vattendragets längd.

Många skogsägare ogillar att lämna kantzoner då träden riskerar att blåsa omkull. Speciellt för gran i fuktig mark kan detta vara ett problem. I sådan mark blir rotsystemet grunt samtidigt som marken har lägre hållfasthet. Vindkänsligheten beror också av områdets topografi, jordarter, förekomst av närliggande skogspartier samt beståndets tidigare skötsel. Speciellt vanligt är vindfällan intill stora kalhyggen med fritt spelrum för vinden. På utsatta platser kan vindkänsligheten minskas betydligt genom att göra kantzonerna bredare och ta bort enstaka vindkänsliga träd med

plockhuggning. Kantzoner med täta bestånd och med lövinslag ger också mindre risk för stormfällning.

För vattendraget innebär nedfallna träd i regel inget problem, på sikt snarare tvärtom. Generellt gäller att "riskträd" är sådana med lutande stam, ensidig krona, klen stam i förhållande till kronan och med röt- eller parasitangrepp. Träd som stått i utkanten i av beståndet, i vindutsatta lägen, har generellt en grövre stam och är något kortare. Sådana träd har större chans att klara stormar. Vid eventuell gallring av kantzoner i vindutsatta lägen bör man därför sträva efter att lämna grova och dominerande träd med relativt låg trädhöjd. För att minska vindkänsligheten kan man också kapa toppen på speciellt utsatta träd. De träd som kan vara stabila på fuktiga marker är främst al och i något torrare läge (frisk mark) ask. I ytterligare torrare mark är ek, lind och bok relativt stabila, medan björk vanligen är mindre stabil. I och med att de avlövas under den stormigaste årstiden slipper lövträden ofta de sena höststormarnas fulla kraft. Tall är mindre stabil än de nämnda lövträden, men betydligt stabilare än gran. I regel sker den mesta stormfällningen de första åren efter avverkning.

Kostnaderna för skötselåtgärderna ovan varierar starkt mellan bestånd och regioner. Som en bakgrund kan nämnas att en åtgärd som röjning kan beräknas till ca 2 000–2 500 SEK/ha om den utförs av en skogsvan person. Strukturering av en bra kantzon lär kräva något mer, framför allt då i form av förplanering och instruktion till dem som utför åtgärden.

Jordbruksmark

Generellt består kantzonerna i jordbrukslandskapet idag ofta av en orörd gräsvall. På sikt är det viktigt att låta denna kantzon beväxas av buskar och träd, allt beroende på lämpligheten ur perspektivet att bibehålla det öppna landskapet. Ofta rinner dock vattendragen i raviner och att låta dessa återbeskogas stör inte landskapsbilden, snarare tvärt om. Vackra, ringlande gröna träd- och buskstråk i landskapet ökar dess dynamik (Figur 10). En flerskiktad kantzon med både träd-, busk- och fältskikt ökar sediment- och närsaltupptaget.



Figur 11. Beskärning av enstaka träd på rotnivå kan skapa en mer höjdvarierad kantzon. Börja med att ta bort de yttre stammarna. I ett andra steg bör stubbarna göras så låga som möjligt och snedskäras så att regnvatten rinner av.

I de fall man anser att kantzonen är för ensartad och befintliga höga träd inte ger skugga till ytvattnen kan träden beskäras. Det sker lämpligen på en sådan höjd, 1–3 m, att betning av djur undviks. Helst utförs åtgärden när marken bär under tidig vår. Lämpliga träd är pilar, sälg, björk, ask, lind och al. Gör man beskärningen vid rot-nivå fås ett intryck av ett lövrikt buskage och löven och kvistar blir åtkomliga för betande djur (Figur 11). Många träd lämpar sig för beskärning vid markytan, t.ex. pilar, al, unga vårtbjörkar. Att beskära träd på detta sätt kan vara lämpligt i de fall de riskerar att annars falla omkull på grund av tyngden av tjocka grenar (observera dock att tillförsel av död ved till mark och vatten är mycket viktig). Det är lämpligt att lämna kvar en del av de stammar och grenar som sågas bort, både för terrester och akvatisk mångfald.

Beskärning brukar behöva upprepas vart 20:e år för att bibehålla kantzonens diversitet, men helst bör kantzonen efter denna tid ha övergått i en naturligt divers livsmiljö som inte kräver sådana åtgärder.

Sker röjning och gallring av buskar och träd i kantzonen kan det för att öka artrikedomen vara lämpligt att spara växter med bär, eller viktiga pollen- och nektarkällor. Exempel på sådana släkten är sälg, slån, hagtorn, rosor och björnbär. Träd med lätt nedbrytbara blad bör gynnas, t.ex. gråal, klibbal, fågelkörsbär, alm, lind och ask.

5.3.6 Anläggning och etablering av nya kantzoner

Skogsmark

När en ny kantzon ska återetableras så görs detta naturligtvis med det ståndortsanpassade synsätt som används i skogsbruket. Strävan bör vara att återskapa den naturliga kantzonen för rådande förhållanden. Utmed vattendrag och sjöar med återkommande översvämning i strandzonen gynnas lövträd (ex. glasbjörk) och buskar. Ju mer sällan översvämningarna sker desto större blir inslaget av t.ex. vårtbjörk, alm, lind och gran. Tallen växer i torra kantzoner. Ovanstående innebär att man vid en



Klibb- och gråal

Som pionjärarter växer alar snabbt och klarar sig ofta från betning. Den snabba tillväxten beror delvis på att den vid rötterna har knölar med den symbiotiskt levande bakterien *Frankia*. Bakterien binder atmosfäriskt kväve som nyttjas av alen. Bland de rötter som sticker ut i vattnet trivs dagsländan alrotsslända (*Adicella reducta*).

Alen har alltså ett gott kväveförråd.

Därför kan alen släppa sina blad gröna, med det kväverika klorofyllet kvar. Al är därmed mycket viktig för energitillförsel till ytvatten.

Alar blir som mest 20 m och kan nå en ålder på 100–120 år. De har djupa och vittgrenade rötter, vilket gör att de stabiliserar marken. Den rödaktiga alveden är mycket beständig. Venedig står på alpalar. När al hamnar i vatten som död ved finns strukturen kvar länge. Alens kottar, som öppnar sig vintertid, har frön som är utmärkt mat för fåglar, t.ex. grönsiska.

återetablering bör ta hänsyn till nuvarande och framtida vattennivåfluktuationer.

Enklast är att låta kantzonens skog självföryngra genom de frö- eller skärmträd som har lämnats kvar vid avverkningen och genom att låta de befintliga trädplantorna som redan finns i området växa upp. Tall kan lämpa sig för naturlig föryngring om marken är torr och inte för näringsrik.

Gran lämpar sig för fuktigare lokaler, även frostkänsliga sådana. Risken att misslyckas är dock relativt stor på grund av konkurrens från annan vegetation och för att fröträden blåser omkull. I granens fall finns också risk för angrepp av granbarkborre.

För att säkerställa förnygring kan viss plantering ske av viktiga trädslag som al och ask samt i torra partier av tall. Plantering är dyrare, men ger ett säkrare resultat än självförnygring och sådd. Plantering eller sådd måste givetvis till om man önskar införa nya arter i området, givetvis avses då sådana arter som hör hemma i området naturligt men som missgynnats av rådande skötsel. Plantorna kan vara ett- eller fleråriga och vara med eller utan kruka (täckrots- resp barrrotsplantor). Rådgör med skogskunniga och plantskolor. Observera att det är viktigt att få plantor av lokal proveniens, vilket kan vara nog så svårt. Plantera så snart som möjligt efter leverans. Lämpliga verktyg är planteringsrör (för täckrotsplanta), flåhacka och planteringsspade. Bästa tid för plantering är våren efter tjällossning, alternativt hösten (om plantorna är invintrade).

Vid plantering brukar man markbereda för att minska vegetationskonkurrensen för de nya plantorna, dessutom får man högre marktemperatur, jämnare fuktighet och bättre näringstillgång. Risken för snytbaggangrepp (barrträd) minskar också. I kantzonen ska man inte markbereda maskinellt, utan här sker fläckupptagning och i fuktigare mark möjligen högläggning.

Sådd lämpar sig bäst för tall, gärna då inte de allra torraste markerna. Är det stor risk för gräsuppslag, t.ex. i södra Sverige, bör någon annan förnygringsmetod väljas. I än större utsträckning än för plantor är det viktigt att få ett bra frömaterial, av rätt proveniens, men också med god grobarhet. Man kan köpa naturfrö (s.k. beståndsfrö) eller plantagefrö. De senare gror bäst, men är sällan av önskad proveniens. Manuell sådd sker genom att blottlägga små fläckar, sk. mikropreparering. Lämpliga verktyg är kratta, såddrör eller -kanna (de ger en begränsad och kontrollerad mängd frö). Sådd bör ske något senare på våren än plantering, dvs. maj-juni.

Där så är lämpligt kan hyggesrester och slyvegetation hyggesbrännas för att gynna tall. Idag domineras oftast barrkantzoner i

allt för stor utsträckning av gran eftersom man bekämpat elden och plockhuggit bort stora tallar. I en ursprunglig kantzon hade tallen varit mer dominant. Dessutom hade säkerligen lövinslaget varit större, även på torrare mark. Bränning kan också gynna flera skalbaggar som kräver död ved, samt ovanliga växter som t.ex. svedjenäva vars frön kräver 40–50 °C för att kunna gro. Lövträd som gynnas samtidigt med tallen är sälg och asp. Bränningen kompletteras med sådd, naturlig förnygring eller plantering. Bränning ska inte ske i torra marker med tunt humustäcke eftersom det kan leda till jord- och näringsförlust. Bränning är generellt dyrt då åtgärden kräver god tillsyn. Rådfråga alltid Skogsstyrelsen som kan vara behjälplig med åtgärden och de tillstånd som kan behövas (t.ex. från eldningsförbud). Det krävs noga förberedelser för att inte elden ska sprida sig till närliggande skogsområden. Brandgator grävs på hyggets sidor och med jämna mellanrum kan man anlägga gropar med vatten som kan sprutas på lågorna med hjälp av motor-drivna pumpaggregat. Sedan måste området övervakas under flera dagar, kanske till och med veckor, så att inte lågorna flammor upp igen.

- Enklast etableras en ny kantzon genom att tillåta en naturlig förnygring sker i området närmast vattnen.
- Under etableringsfasen av en ny kantzon bör skonsamma förnygringsmetoder användas, t.ex. skärmställning, självförnygring eller manuell plantering.
- Spara vid avverkning och andra skogliga åtgärder små naturligt förnygrade trädplantor, även om de ser "dåliga" ut. Ofta kan de, om utrymme ges, växa upp till fina träd.
- Träd aktuella för manuell plantering, närmast vattnet, är grå- och klibbal, på frisk mark ask samt tall på torra partier. Salix-arter kan också vara ett alternativ närmast vattendraget.
- Plantor som behandlats kemiskt mot snytbagg får inte förvaras i ytvatten eller i nära anslutning.
- I kantzonen får ingen maskinell markberedning ske.
- Plantor sätts i ett område på 30 × 30 cm där grässvålen tagits bort.

- Är marken fuktig kan plantan sättas något förhöjd (1/4) över marknivån.
- Om plantering sker av barrträd så låt dem växa ganska glest. Det ger möjligheter för ett kraftigt rotsystem och grov stam, vilket minskar risken för stormfällning.
- I kantzonen bör inga maskiner användas närmare ytvatten än 20 m. Kör aldrig i utströmningsområden eller sumpiga partier.
- På kraftigt gräsbevuxen mark kan det de första 1–4 åren vara nödvändigt att rensa gräs kring plantorna.
- Under extrem sommartorka kan bevattning vara nödvändig i torra och exponerade lägen.
- Betning från djur är ett problem för de flesta plantor, möjligen utom al. Att stängs-la in plantorna är för dyrt, men betnings-skydd i form av plaströr eller -spiral kan övervägas.
- Planera körvägar så att korsande av vattendrag undviks. Om det ändå måste ske, bör åtgärder vidtas för att körskador som kan åstadkomma kanalisering genom kantzonen, inte uppstår.
- Dikesrensning/skyddsdikning bör inte ske i kantzonen.
- Gödslings, askåterföring m.m. bör inte ske i kantzonen.

Kostnader

Det är kostsamt att anlägga kantzoner utmed vattendrag. Det är inte meningsfullt att ge något generellt hektarpris på skogsmark eftersom det varierar mycket beroende på skogens beskaffenhet, fastighetens storlek, geografiskt läge m.m. Priset kan variera från några få tusenlappar upp till flera hundra tusen kronor för en hektar. Ofta är det bättre att försöka få till stånd frivilliga åtgärder eller upprätta ett naturvårdsavtal (Kapitel 4).

Kostnaderna för sådd, plantering, röjning och gallring varierar starkt mellan bestånd och regioner. Som en bakgrund kan nämnas att en åtgärd som röjning av skog kan beräknas till ca 2 000–2 500 SEK/ha om den utförs av en skogsvan person. En yrkesvan skogsarbetare tar ungefär 8 timmar på sig för att fröså en hektar. Kostnaden blir därmed ca 1 900–2 500 SEK/ha. Plantering av plantor kan ta 10–30 timmar per ha i skogsmark, till en kostnad av ca 4 000–12 000 SEK/ha. Extra åtgärder som

gräsrensning kan ta upp till 8 timmar per ha om skog ska etableras på kraftigt gräsbevuxen mark.

Jordbruksmark

Etableringen av ekologiskt funktionella kantzoner längs vattendrag i jordbrukslandskapet och inom tätortsområden sker lämpligast enligt ett stegvis förfarande (Petersen m.fl. 1990), där det första steget är att avsätta tillräckligt breda skyddszoner mellan vattendraget och åkermarken och beså zonerna med gräs. Nästa steg är att plantera buskar och träd inom skyddszonerna. Det tredje steget är att anlägga mindre våtmarker på lämpliga ställen inom kantzonerna mot vattendragen. För att erhålla ekologiskt funktionella kantzoner bör zonerna ha en varierad vegetation som omfattar flera skikt (gräs, buskar och träd).



Figur 13. Klibbal planterad utmed Himleån, Varbergs kommun, för att stabilisera stränder och skugga vattendraget. Plantorna är sex år gamla och de första fyra åren fick gräs och andra växter röjas manuellt. Vid behov vattnades även plantorna.

Även om plantskolan har rätt träd eller buske är det inte säkert att de är av lokal proveniens (sort). Ibland kan det till och med vara utländska sorter som saluförs.

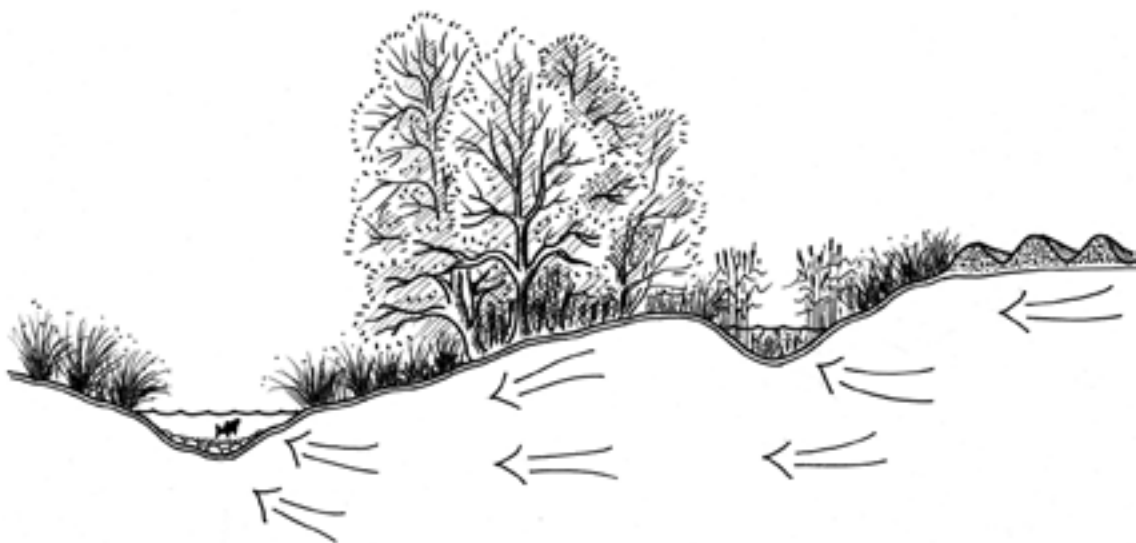
Plantera inte träd ovanpå täckdiken då dräneringsrören kan infiltreras av träd-rötter och gå sönder.

Etablering av gräsbevuxen kantzon

När man ska anlägga en gräsvall mellan jordbruksmark och ytvatten är det enklaste att så in skyddsgröda på våren. Man kan använda en gräsblandning för extensiv vall, t.ex. med rajgräs, ängsgröe, röd- och ängs-svingel samt timotej. Svingelarterna har ett frodigt växtsätt och timotejen är tålig. Rödven och andra krypande vallgräs stabiliserar marken.

Det är naturligtvis möjligt att etablera en betydligt artrikare flora, t.ex. med blomm växter. Det naturliga urvalet har redan valt ut de mest lämpade växterna för er kantzon. Sträva efter att använda lokala arter och sorter. Säkrast är givetvis att flytta plantor lokalt. Glöm inte bort den våta kantzonen, stranden. Här bör vattenväxter som starr och kabbleka få utveckla sig fritt. Vattenväxter som ger bra erosions-skydd är t.ex. kaveldun (*Typha* spp., vattendjup 0–0,5 m), jättestarr (*Carex riparia* på 0–0,5 m), jätTEGRÖE (*Glyceria maxima* på 0–1 m), svärdsilja (*Iris pseudacorus*, 0–0,5 m) och stor igelknopp (*Sparganium erectum* på 0–0,6 m). Ett antal av dessa växter kan dock tendera att växa över hela vattendraget om det inte beskuggas.

Kantzonsens lägre vegetation bör få utvecklas naturligt, men i områden med kraftig vegetation på grund av närsalt-läckage kan skörd ske för att minska risken att växtmassan sköljs ut i vattendraget. Successivt kommer dessa marker att utarmas på växtnäringsämnen. Därigenom ökar ju kantzonsens bidrag till självreningen. Gräset kan användas som foder. Ska gräset slås maskinellt bör markerna tåla maskinerna, ofta är maskinell skörd olämplig. Lämplig tid för slåtter är i slutet av juli då ängsblommor fröat av sig och fåglarna fått flygga ungar. För att utarma marken på näringsämnen kan man slå två-tre gånger de första åren. Alternativt kan man tillåta begränsad betning, men det ställer då krav på omfattande stängsling gentemot vattnet. Dessutom bör djuren inte få gå på marken när den är fuktig, t.ex. sen höst. Betas kantzonen får den ofta en kort grässvål, vilket är ett utmärkt habitat för vadarfåglar, så länge partier med högre vegetation också finns kvar. Utan betning kan åplanet och kantzonen växa igen med vassar eller buskage, beroende på hur fuktig marken är. Betning är dock en åtgärd som är svår att



Figur 12. Kantzonsens förmåga att ta hand om ytligt avrinnande vatten med kväve, fosfor och sediment kan ytterligare ökas genom att anlägga svackor i sluttningen (se svackan ovan trädbården). Dessa svackor blir våtmarker som infiltrerar ytlig avrinning ned i marken.

anpassa på grund av risken för överbetning och erosion. Många vattendrag i jordbrukslandskapet har idag förhöjd erosion på grund av betning. Internationellt är den vanligaste åtgärden vid restaurering av kantzoner att stängsla ute betande boskap (Roni m.fl. 2005).

Idag kan man få bidrag för att anlägga en skyddszon på minst 6 m bredd utmed vattendraget i jordbruksmark. Dessa skyddszoner måste hållas öppna i Sverige. De är därmed inget mångformigt habitat för djur, men fyller i alla fall en funktion som filter mot närsalter och sediment. I t.ex. Finland tillåter man också viss beväxning med buskar och träd i områden där marken behöver stabiliseras.

Plantering av buskar och träd

I de lägen där beskuggning krävs för att hindra igenväxning ska man etablera träd. Då endast en begränsad insats är möjlig bör kantzonen läggas så att den skuggar vattendraget, dvs. främst på södersidan. Inte bara träd behövs utan även mer buskartade växter. Klibbal, gråal, glasbjörk och viden (*Salix*) är vanliga nära vattendraget (ovan lågvattenzonen) i stora delar av landet. De två senare invandrar ofta spontant. *Salix*-arter som t.ex. knäckepil (*Salix fragilis*) och vitpil (*S. alba*) bör normalt inte planteras då de har förmåga att sprida sig okontrollerat via avbrutna grenar som rotar sig. Något längre från vattendraget (ovanför högvattenzonen) bör man vid plantering prioritera arter som har svårt att kolonisera spontant, t.ex. lind, hassel, fläder, hägg och hagtorn. Spontan invandring förekommer ofta av alm, asp, ask, sälg och vårtbjörk beroende på klimatzon.

Bok, ek och täta granbestånd bör dock undvikas, om de inte är naturligt förekommande, eftersom de skuggar marken mycket och markfloran kan bli svag. Därigenom ökar risken för markerosion. Blad av både bok och ek är samtidigt svåra att bryta ned och kan ackumuleras i stora bankar i vattendrag och sjöar.

Beskuggning av vattendrag blir allt viktigare ju längre söderut man kommer i Sverige. I de sydligaste vattendragen utan kantzoner uppnås under perioder av dagar-veckor temperaturer på 24–27 °C, medan temperaturen övriga delen av året bättre passar en mer kallvattenanpassad fauna. Resultatet blir en utarmad fauna. *Rekommendationen är därför att minst 2/3 av jordbruksvattendragens yta ska vara beskuggad.*

I vissa områden har energiskog planterats i kantzonen. Den utgör knappast ett naturligt inslag i landskapsbilden och nyttan vad gäller och stabilisering av marken är inte undersökt, speciellt som skörd sker med maskiner. Däremot kan reduktionen av närsalter vara betydande, men energiskogen kan komma att gödslas och är därmed direkt olämplig utmed ytvatten. Däremot skulle energiskog kunna användas på ett avstånd av ca 10-15 m från ytvatten (beroende på vattennivåvariationerna).

Träd ska planteras på hösten eller tidig vår. Ibland kan man på plantskolan skilja mellan barrotsplantor och täckrotsplantor, beroende på om de säljs utan eller med "kruka".

De senare är ofta att föredra eftersom de brukar klarar en torrperiod efter plantering bättre, men har man möjlighet till tillsyn och bevattning är detta inget problem. När plantorna levereras gäller det att få dem i marken så fort som möjligt.

Först skall man kontrollera kvaliteten på materialet. Det bör inte finnas skadade och torra rötter, krona med dubbeltopp, rot-snurr osv. Se till att före leverans ha grävt planteringshål. Börja med att röja en fläck så att plantan sätts i en ruta med bar jord. De första åren är det bra om man kan hålla efter gräs och ogräs som invaderar denna yta. Alternativt används rikligt med täckbark för att förhindra återväxt.

Där möjlighet och tid finns kan man gräva upp små träd och buskar på annan plats och använda dem. Då är man ganska säker på att få lokal proveniens. Optimalt ser man ut lämpliga plantor året innan och beskär deras rötter vintertid för att stimulera tillväxt av nya rötter. Lämpligen tar man kontakt med Skogsstyrelsen, en plantskola eller en arborist inför detta arbete.

De första åren är risken för betning från harar och rådjur stor. I speciellt värdefulla objekt kan det kan därför vara nödvändigt att skydda plantorna med växtrör eller plastspiraler. Alternativt räknar man med att återkomma med plantering i jämna intervall de första åren. Under torrperioder bör plantorna inspekteras de första tre-fyra åren.

Tänk på att skapa naturliga dungar och inga räta led av plantor. Skapa inga abrupta häckar eller trädridåer eftersom de kan blåsa omkull. Gör istället gradvisa övergångar från låga till höga växter.

Kostnader

Kostnaden för att helt lösa in mark kan för jordbruket skattas till 20 000–70 000 SEK/ha. Ersättningen för de lantbrukare som ansluter sig till jordbruksstödet är idag 1 000 SEK/ha (mot 3 000 tidigare) vilket alltså inte på långa vägar täcker den förlust det innebär att avstå från spannmålsodling. Troligen kan kostnaden bli betydligt lägre om bidrag (ex. i form av naturvårdsavtal, Kapitel 4) enbart utgår för att spara en förstärkt kantzon, dvs. skötsel och hänsyn utöver vad som redan stadgas i lag och föreskrifter. Kostnaderna för trädplantering kan skattas till 10–15 kr per planta (inköp och plantering). Man får ofta ganska stora förluster av plantor (5–25 %) och åtgärden måste i regel upprepas efter 4–5 år när man ser vilka plantor som etablerat sig. Thiel-Nielsen m.fl. (2005) anger en förstagångskostnad på 5,33 kr/m² baserat på ett plantavstånd av 1,5 m och en förlust av plantor på 10–20 %. Sedan tillkommer då skötsel. De första åren efter plantering bör man rensa bort gräs kring plantorna och vid torka bevattna dem.

Det kan alltså kosta att anlägga en bra kantzon. Men effekten kommer att vara i tiotals, ja, kanske hundratals år. Därmed är detta en restaureringsåtgärd med lång varaktighet och på sikt låg kostnad. En bra kantzon är en förutsättning för ett vatten med hög ekologisk status.

När kantzoner etableras eller sköts finns enkla och mycket billiga åtgärder som snabbt kan öka artdiversiteten i området. Ta med i projektplanen att sätta upp holkar för fåglar och fladdermöss eftersom de råder brist på gamla träd med bohål. I gengäld får ni experter på att äta insekter som mygg och knott. Tänk också på allmänhetens möjligheter att njuta av området utan att störa känsliga arter och avsnitt. Kanalisera besökande genom färdiga stigar, picknickbord och gärna informationsskyltar. Det är inte fel att ha med detta i restaureringsinsatsen – en viktig del av restaureringsarbetet är att informera, tillgängliggöra och öka förståelsen och acceptansen av arbetet.

5.3.7 Källor och underlag

- Berg, Å., 2002. Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. *Bird study* 49:153-165.
- Bergquist, B., 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.
- Bishop, K. & Åkerblom, S. 2006. Skogsbruk och kvicksilverproblemet i mark och vatten: En översikt av kunskapsläget. Institutionen för miljöanalys. SLU. Rapport 2006:21.
- Bodegård, G., 2005. Mänsklig påverkan på mindre vattendrag i skogslandskapet. En inventering av vägtrummor och skyddszoner kring dessa i Uppsala län och norra Västmanlands län. Examensarbete 20 p, Inst. för Vattenbruk, SLU Umeå, 80 s.
- Brazier, J.R. & G.W. Brown, 1973. Buffer strips for stream temperature control. Forest Research Laboratory, Research paper 15. Oregon state University, Corvallis, Oregon, 9 sid.
- Brosofske, K.D., Chen, J.Q., Naiman, R.J. & J.F. Franklin, 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecol. Applications* 7:1188-1200.
- Cowx, I. G. & R. L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO. Fishing News Books, 260 s.
- Corbett, E.S., Lynch, J.A. & W.E. Sopper, 1978. Timber harvesting practices and water quality in the eastern United States. *J. Forestry* 76:484-488.
- Darveau, M., Beauschesne, P., Belanger, L., Huot, J. & P. LaRue, 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildlife mgmt* 59:67-78.
- Degerman, E. & P. Nyberg, 2002. The SILVA project – Buffer zones and aquatic biodiversity. pp: 107-112. Ur: Sustainable forestry to protect water quality and aquatic biodiversity. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, nr 7, 154 s.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecol. Bull.* 51: 233-239.
- Dynesius, M. 2001. Spatial and evolutionary aspects of species diversity, species traits, and human impact with examples from boreal riparian and forest plant communities. Doktorsavhandling, Umeå Univ., 17 s.
- Eriksson, H., 2001. Finns det ett samband mellan skyddszonens vegetationsgrad och antalet havsöringar i södra Hallands vattendrag? Examensarbete M10, Högskolan i Kalmar, 20 s.
- Esseen, P.A., Glimskär, A. & G. Ståhl, 2004. Linjära landskapselement i Sverige: skattningar från 2003 års NILS-data. Inst. för Skoglig resurshushållning och geomatik, SLU, Umeå, 47 s.
- Gee, J.H.R., Smith, B.D., Lee, K.M. & S.W. Griffiths, 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic conservation, marine and freshwater ecosystems* 7:91-104.
- Halldén, A. & E. Degerman 2003. Påverkas öringbestånd negativt av förhöjd vattentemperatur i våra vattendrag? PM Svenskt Elfiskeregister, 3 s.
- Harr, R.D. 1986. Effects of clearcutting on rain-on-snow runoff in western Oregon: A new look at old studies. *Water Res. Res.* 22:1095-1100.
- Henrikson, L. 2007. Skogsbruk vid vatten. Andra upplagan. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.
- Hylander, K., 2004. Living on the edge: effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests. Doktorsavhandling, Umeå Universitet, 35 s.
- Jones, J.A. & G.E. Grant 1996. Peak flow responses to clear cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Res. Res.* 32:959-974.

- Jordbruksverket, 2003. Ökad mångfald – kunskapssammanställningar om nyskapan-
de av livsmiljöer i enahanda åkerlandskap.
Rapport 2003:4, 94 s.
- Jord- och skogsbruksministeriet, 2006. An-
läggning och skötsel av våtmarker. Finlands
Jord- och skogsbruksministerium, 12 s.
- Large, A.R.G. & G.E. Petts, 1996. Rehabili-
tation of river margins. Sid: 106-123. Ur:
River restoration. Eds: G. Petts & P. Carlow.
Blackwell Science, 231 s.
- Lynch, J.A., Corbett, E.S. & K. Mussal-
lem, 1985. Best management practices for
controlling nonpoint-source pollution on
forest water-sheds. J. Soil Water Conserv.
40:164-167.
- Markusson, K., 1998. Omgivande skog och
skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små
skogsbäckar. Skogsstyrelsen rapport 8, 35 s.
- Moore, K. M. S. & S. V. Gregory. 1989. Sum-
mer habitat utilisation and ecology of cut-
throat trout fry (*Salmo Clarki*) in Cascade
Mountain streams. Can J. Fish. Aquat. Sci.
45:1921-1930.
- Newbold, J.D., Erman, D.C. & K.B. Roby,
1980. Effects of logging on macroinver-
tebrates in streams with and without
bufferstrips. Can. J. Fish. Aquat. Sci.
37:1076-1085.
- Nilsson, C. & K. Berggren, 2000. Alterations
of riparian ecosystems caused by river regu-
lation. BioScience 50(9):783-792.
- Nilsson, C. & M. Svedmark, 2002. Basic
principles and ecological consequences
of changing water regimes: riparian
plant communities. Env. Management
30(4):468-480.
- Nyberg, P. & T. Eriksson, 2001. SILVA-
skyddsidåer längs vattendrag. Fiskeriver-
ket Informerar 2001:6, 69 s.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten
– En litteraturöversikt av habitatkrav, tät-
hetsbegränsande faktorer och utsättningar.
Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottning-
holm. 3:43-82.
- Olsson, T.I., 1995. Skuggade vatten har
rikare fauna. Skog & Forskning, nr 4:24-31.
- Olsson, P. & Å. Jakobsson, 2005. Alléhand-
boken. Regionmuseet i Kristianstad, 111 s.
- Palone, R.S. & A.R. Todd, 1997. Chesapeake
Bay riparian handbook: a guide for estab-
lishing and maintaining riparian forest
buffers. USDA Forest Service. NA-TP-02-97.
395 s.
- Parrot, J. & N. MacKenzie, 2000. Restoring
and managing riparian woodlands. Scottish
Native woods, 36 s.
- Patty, L., Real, B. & J.J. Grill, 1997. The use
of grassed buffer strips to remove pesti-
cides, nitrate and soluble phosphorous
compounds from runoff water. Pesticide Sci.
49:243-251.
- Petersen, Jr R.C., Petersen, B.-M & J.O.
Lacoursier, 1990. Restoration of lowland
streams: the building block model. Vatten
46:244-249.
- Richmond, A.D. & K.D. Fausch, 1995. Char-
acteristics and function of large woody de-
bris in subalpine Rocky Mountain streams
in northern Colorado. Can. J. Fish. Aquat.
Sci. 52:1789-1802.
- Rimkus, A. & S. Vaikasas, 2001. Re-natural-
isation of canalised brooks and ditches in
Lithuania. Sid: 131-135. Ur: River restora-
tion in Europe – practical approaches. Pro-
ceedings. RIZA-rapport 2001:023, Holland,
343 s.
- Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., Pess, G.,
Pollock, M. & D.M. Bartlett, 2005. Habitat
rehabilitation for inland fisheries. Global
review of effectiveness and guidance for re-
habilitation of freshwater ecosystems. FAO
Fisheries Technical Paper 484, 116 s.
- Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och
metylkvicksilver i mark och vatten – bind-
ning till humus avgörande för miljörisk.
Fakta Skog, nr 11, 2003.
- Swift, B.L., 1984. Status of riparian ecosys-
tems in the United States. Water resources
bulletin 20:223-228.

The federal interagency stream restoration group, 2001. Stream corridor restoration – Principles, processes and practices. Återfinns på <www.usda.gov/stream_restoration>. 270 s.

Thiel-Nielsen, J., Persson, P. & L. Kamp Nielsen, 2005. Rent vand – Helt enkelt. Helsingborgs stad & Köpenhamns Universitet, 136 s.

Wivstad, M. 2005. Kemiska bekämpningsmedel i svenskt jordbruk – användning och risker för miljö och hälsa. Centrum för ut hålligt lantbruk, SLU, Uppsala. 76 s. (<www.cul.slu.se/information/publik/kemikalieutredn.pdf>).

Zalewski, M., & P. Franckiewicz, 1998. The influence of riparian ecotones on the dynamics of riverine fish communities. Ur: Rehabilitation of rivers (eds L.C. de Waal, A.R.G. Large & P.M. Wade); sidor 87-96. John Wiley & Sons.

Zinko, U., 2005. Strandzoner längs skogsvattendrag. Levande skogsvatten, WWF, 32 s.

5.4

Tillförsel av död ved

Erik Degerman

5.4.1 Död ved i landskapet

Död ved är hela stammar, bitar av träd eller grövre grenar vars livsfunktioner upphört och börjat brytas ned. Vanligen brukar man ange att bitarna ska vara minst 0,5 eller 1 m långa och minst 10 cm i diameter. De stammar och grenar som hamnar i vattnet brukar växa inom 15–20 m från vattnet. Processerna bakom att död ved bildas är ofta vindfällning, torka, brand, parasitangrepp, erosion av strandbrink, naturligt åldrande hos träden och ibland skogsbruk. Ytterligare en faktor i vissa regioner kan vara bäverns aktivitet.

Död ved fyller flera funktioner i vattendrag och sjöar:

- skapar en mer varierad miljö (Figur 1)
- utgör "rev" som koloniserar av påväxtalger och sedan olika bottendjur
- skapar skyddade ståndplatser för smådjur och fisk
- kan stabilisera stränder genom att bryta vattenström och vågor
- skapar höljar nedströms eller erosion av stränder
- kvarhåller organiskt material och sediment.

Förutom att död ved skapar höljar i vattendrag så gör de befintliga höljar större och minskar avståndet mellan höljorna (ex. Bilby & Ward 1989, Crispin m.fl. 1993, Richmond & Fausch 1995, Beechie & Bolton 1999, Brooks m.fl. 2004). Död ved skapar därigenom en varierad bottentopografi.

I små bäckar (<2 m breda) kan även smalare bitar fylla samma funktion som grövre bitar och som en tumregel gäller att tillförd död ved i mindre vattendrag ska ha en diameter av minst 5 % av bäckbredden för att vara hydromorfologiskt aktiv, dvs. i en bäck på 0,5 m bredd kan man tillföra

pinnar ned till 2,5 cm diameter (Parrot & MacKenzie 2000).

I små vattendrag kan död ved ligga tvärs hela vattendraget. Detta ökar bildningen av höljar, jämfört i större vattendrag där den döda veden enbart täcker delar av bredden. Just funktionen att skapa höljar har av flera pekats ut som den viktigaste faktorn för att öka habitatdiversiteten och skapa skyddade ståndplatser för fisk samt områden med finare sediment. Man har jämfört hur mycket höljar som bildas om veden får hamna slumpmässigt i vattendraget, jämfört om man lägger ut dem med avsikt att skapa höljar. Skillnaden var en faktor 5 gånger större area av höljar med den senare metoden (Hildebrand m.fl. 1997).

Dahlström & Nilsson (2004) visade att det framför allt var brötbildningar som skapade riktigt stora och djupa höljar nedströms. Brötbildningarna i sig var korrelerade till stor mängd död ved i landskapet och vattendraget (Figur 2).



Figur 1. Det långsamt flytande kustvattendraget Tämälven, Norrbotten, där en ensartad sandbotten får stor mångformighet genom död ved. Omgivande skog brukas, men björkar utmed vattendraget lämnas.

I branta källflöden kan död ved skapa trösklar som i successiva trappsteg tar hand om vattnets energi. Den döda veden möjliggör därmed för smådjur och fisk att leva i miljöer som annars skulle varit för snabbflytande (Wallace m.fl. 1995). Den kan även stabilisera sediment, som t.ex. lekbäddar för laxfisk i branta vattendrag. Generellt är dock mängden död ved lägre i branta vattendrag på grund av att veden sköljs nedströms. Effekten av död ved för att forma höljor kan också vara ringa i förhållande till dem som skapas av block och sten. Generellt kan sägas att död ved har störst hydromorfologisk funktion i vattendrag med lägre lutning där bottenmaterialet är mer homogent.

Död ved skapar således en mer varierad miljö. På dessa undervattensrev kan påväxtalger, mossor och lavar fästa, samtidigt som organiskt material hålls kvar. Detta ger grunden för en rik bottenfauna, men försök med utläggning av död ved visar inte på en generellt ökad täthet av bottenfauna. Död ved på land hyser en mycket rik insektsfauna som äter av innerbarken och det svampmycel som finns i resten av trädet. Drygt hälften av alla skogslevande arter är beroende av död ved, t.ex. är en fjärdedel av alla svampar beroende av död ved. I svenska vatten verkar dock inga ryggradslösa djur konsumera veden, åtminstone inte innan den fysiskt brutits ned till smådelar.

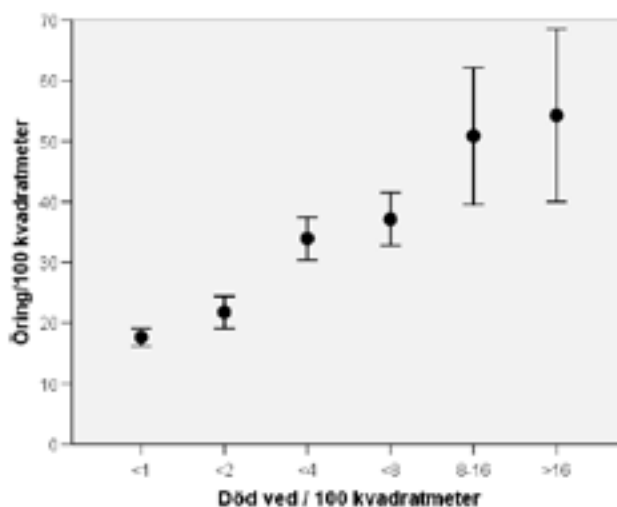


Figur 2. Naturlig brötbildning i lövskogslandskap (främst al). Notera erosionen i strandbrinken som ger bra ståndplats för smådjur och fisk vid högre vattenstånd. Erosionen kan orsaka att fåran ändras. Vy nedströms. Frösvidalsån i Närke vid extremt lågvatten.

Död ved i vatten skapar ståndplatser för fisk, skyddade mot rovdjur och vattenström.

Studier har visat att död ved generellt gynnar många fiskarter (ex. Markusson 1998), men de flesta studier är utförda på laxfiskar. Eftersom död ved skapar höljor är det vanligt att antalet stora laxfiskar ökar eftersom de får bra ståndplatser (ex. Roni & Quinn 2001, Degerman m.fl. 2004). Svenska studier har visat att mängden öring i skogsvattendrag ökade med 300 % när mängden död ved ökade från 0 till 8–16 bitar per 100 m² vattendragsyta (Figur 3), vid ytterligare högre mängder död ved fortsatte mängden öring att öka, dock ej signifikant. Tillväxten för enskilda öringar förbättras också (Sundbaum & Näslund 1998), men denna tillväxtförbättring kan hämmas av att tätheterna av öring blir höga vilket leder till ökad konkurrens (Degerman m.fl. 2004). En bidragande faktor till att fisk gynnas är att de slipper spendera så mycket energi på att simma mot strömmen på sin ståndplats samtidigt som exponering för rovdjur (predatorer) vid korta flytt inom habitatet minskar (Harvey m.fl. 1999).

I svenska skogsvattendrag visar tillgängliga data att det inte bara är öring som gynnas av död ved. Även en art som bäcknejonöga ökar med mängden död ved, troligen för att det vid den döda veden ansamlas sand som utgör det substrat denna primitiva fisk lever nedgrävd i. Däremot



Figur 3. Antalet öringar per 100 m² i skogsvattendrag smalare än 6 m relaterat till mängden död ved per 100 m² (observera sorten; Degerman m.fl. 2004).

verkar normalt sjölevande rovfisk som gädda och lake missgynnas av stor mängd död ved (Tabell 1). Antalet fiskarter ökar dock signifikant med mängden död ved i skogsvattendragen.

5.4.2 Hur mycket död ved finns det?

I opåverkade landskap kan mängden död ved i både skog och vattendrag vara mångfalt högre än i vattendrag med aktivt skogsbruk. Ofta brukar mängden död ved vara högre i vattendrag än i omgivande skog eftersom veden bryts ned långsammare i vatten. Mängden död ved ökar med skogens ålder och med ju bredare obrukad kantzon som finns utmed vattendraget.

Länsstyrelsen i Jönköpings län har tagit fram en metod (Biotopkartering av vattendrag) för att kartera och kvantifiera olika biotoper och strukturer i vattendrag och deras närmiljö (0–30 m) (ex. Halldén m.fl. 1997 samt Handboken för Miljöövervakning). Fram till år 2005 fanns 213 inventerade vattendrag i Småland, en sammanlagd vattendragssträckning på 180,5 mil. Vid dessa karteringar noterades mängden död ved (mätt som antal bitar om minst 1 m och med en diameter på minst 10 cm) i fyra klasser; saknas, 1–5 bitar, 6–25 bitar respektive >25 bitar per 100 m vattendragslängd. På hela 34 % av inventerade sträckor (medellängd 388 m) saknades död ved (Tabell 2). Motsvarande resultat erhöles vid sammanställning av data om död ved på undersökta elfiskelokaler över hela landet (data från Svenskt ElfiskeRegiSter; SERS). Vid 11 912 elfisketillfällen (ca 55 mil undersökt vattendrag) har mängden död ved noterats. Vid 29 % av tillfällena saknades död ved helt på lokalen (lokallängden i genomsnitt 45 m).

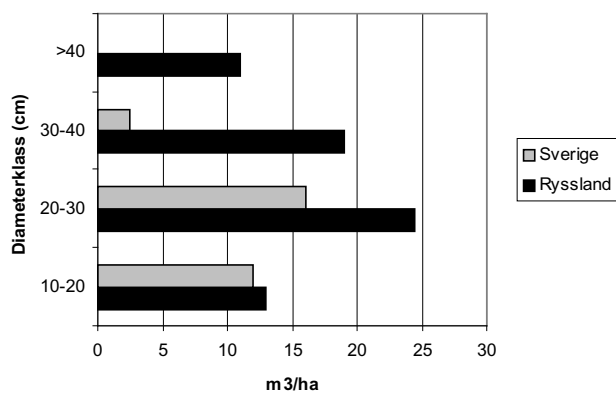
Således saknas död ved helt på ca en tredjedel av undersökta vattendragsavsnitt. Avsaknad av död ved var betydligt vanligare i jordbruksvattendrag (Tabell 3). Även i vattendrag i fjällnära skog och hed- eller myrmark var mängden död ved mindre än i skog.

Medianförekomsten (50 %-percentilen) av död ved i mindre (≤ 6 m) skogsvattendrag var 6,4 bitar död ved per 100 m eller lägre (Tabell 4). I de mindre vattendragen var

mängden död ved större än i bredare vatten eftersom det är samma areal kantzon som försörjer vattnen med död ved. Dessutom kan den döda veden ligga kvar längre utan att flyttas nedströms i små vattendrag. I de allra minsta vattendragen (<3 m) var mängden död ved något lägre än i något större vattendrag, troligen eftersom de bitar som faller är för stora för att hamna i vattnet.

Undersökningar har visat att det framför allt är grövre dimensioner av död ved som saknas i våra skogsbrukspåverkade skogar. Trädrester grövre än 30 cm var ovanliga i svenska skogsbrukspåverkade vattendrag (Figur 4), vilket naturligtvis återspeglar bristen på gammal, grov skog i landet.

Eftersom det i princip saknas kvantitativa mätningar av volymen död ved i svenska vattendrag får vi använda data för skogsmark för kvantitativa uppgifter. Idag har vi i svensk skogsmark ca $6,5 \text{ m}^3$ död ved per hektar, varav $2,1 \text{ m}^3/\text{ha}$ är s.k. hård död ved (de Jong & Almstedt 2005), dvs. vad vi talar om i detta sammanhang. Antag att ett vattendrag är 10 m brett och att en sträcka på 1 000 m studeras (dvs. totalt en hektar). En tallstam med diametern 30 cm och av 10 m längd innebär en volym av $0,33 \text{ m}^3$. Det skulle således finnas ca 6 sådana stammar på 1 000 m, dvs. 0,6 bitar död ved per 100 m. Antas dimensionerna på veden till 5 m bitar med diametern 15 cm blir antalet bitar per 100 m ca 4. Värdena är i paritet,



Figur 4. Volymen (m^3/ha) död ved i 12 opåverkade ryska vattendrag (Vodlozersky nationalpark; Karelen) jämfört med 11 svenska skogsbruksvattendrag (från Timrå till Luleå) (Enetjärn & Birkö 1998).

Tabell 1. Andel lokaler (%) som hyste olika fiskarter vid elfiskeundersökningar avsatt mot mängden död ved per 100 m vattendragslängd. Samtliga förändringar inom respektive art statistiskt belagda (Anova; $p < 0,05$). Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). Endast skogsvattendrag smalare än 10 m ($n = 7\,841$).

Klass	Död ved	Strömlevande		Lugnvattenlevande		
		Öring	Nejonögon	Simpor	Lake	Gädda
1	Saknas	78,0	8,5	23,5	19,2	19,4
2	<6 bitar	84,0	12,4	29,5	19,0	18,3
3	6–25 bitar	85,7	18,0	32,0	16,3	17,0
4	>25 bitar	89,3	25,5	35,9	10,6	13,2

Tabell 2. Antal vattendragssträckor i olika död ved-klasser (antal bitar per 100 m vattendrag) bedömt utifrån biotopkartering i Småland (Degerman m.fl. 2005) respektive elfisken över hela Sverige (Svenskt ElfiskeRegiSter; SERS).

Klass	Död ved	Biotopkartering		Elfiske	
		Antal	Frekvens (%)	Antal	Frekvens (%)
1	Saknas	1 559	33,9	3 554	29,9
2	<6 bitar	2 047	44,5	3 144	26,5
3	6–25 bitar	798	17,4	3 944	33,2
4	>25 bitar	191	4,2	1 236	10,4

Tabell 3. Andel (%) vattendragssträckor (medellängd 45 m) i olika död ved-klasser (antal bitar per 100 m vattendrag) i jordbruks- respektive skogsbygd bedömt utifrån elfisken över hela Sverige. Vidare anges median, 75 %-percentil respektive 90 %-percentil för antalet död ved per 100 m. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

Klass	Död ved	Skogsbygd	Fjällnära skog	Myr och hed	Jordbruksbygd
		Frekvens (%)	Frekvens (%)	Frekvens (%)	Frekvens (%)
1	Saknas	26,8	51,6	59,2	56,7
2	<6 bitar	27,3	40,3	26,7	18,2
3	6–25 bitar	34,8	8,1	10	19,4
4	>25 bitar	11,1	0	4,2	5,7
Död ved per 100 m:					
	Medianvärde	5	3,3	2	0
	75 %-percentil	12,5	3,5	2,5	6
	90 %-percentil	26,6	8,5	5,9	14,8
	Antal värden	10 315	62	120	783

Tabell 4. Antalet bitar död ved per 100 m fördelat på sträcka (medellängd 46 m) i skogsvattendrag med olika bredd. 25 %, 50 % (median), 75 % respektive 95 %-percentilen angiven ($n = 10\,348$). Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

Percentil	0–3 m	3,1–6 m	6,1–12 m	12,1–24 m	>24 m
25 %	2	2,1	0	0	0
50 %	6	6,4	4,6	3,6	0
75 %	12,5	15	12	11,1	5
95 %	43,9	47,3	39,5	35,7	22,3

eller något lägre, än medianvärdena för svenska skogsvattendrag som framgår av Tabell 4. Att de är något lägre beror, som nämnts, på att veden bryts ned fortare på land.

5.4.3 Var och hur mycket behövs det?

I landmiljön har mängden död ved reducerats med mer än 90 % jämfört med det ursprungliga tillstånd som arter anpassat sig till (Siitonen 2001, Angelstam m.fl. 2004). Även mängden av död ved i svenska skogsvatten är låg i en internationell jämförelse (Dahlström 2005). På samma sätt som i landmiljön borde bristen på död ved ha en storskaligt negativ effekt på skogsvattendragens dynamik, mångformighet och resultera i lägre förekomst och täthet av öring i skogslandskapet (Näslund 1999). Än värre är troligen situationen i jordbruksområden där skoglig kantzon oftast saknas utmed ytvatten. Därmed är mängden död ved i vattendrag drastiskt reducerad jämfört med innan jordbruksetableringen.

Dahlström & Nilsson (2004) studerade ett av skogsbruket opåverkat vattendrag (biflöde till Ammerån) med en medelbredd på fåran på 3,2 m (vid bräddfullt tillstånd). I det undersökta relativt opåverkade vattendraget låg det ungefär en brötbildning var 33:e meter. Antalet bitar av död ved var 53 per 100 m vattendragslängd. Bitarnas medellängd var 2,6 m (medeldiameter 15 cm). Bitarnas längd var således i paritet med vattendragets bredd.

I amerikanska studier har man funnit 3–70 bitar död ved per 100 m vattendrag med opåverkad skog (data från Bergquist 1999 ur Tabell 2). I 15 vattendrag med bredder i huvudsak under 12 m var mängden död ved korrelerad till vattendragets lutning, ju högre lutning desto färre bitar låg kvar. Sambandet var logaritmiskt med ca 20 bitar vid 0 % lutning, 7 bitar vid 1 % och 2 bitar vid 5 %. Bilby (1988) har visat ett liknande förhållande mellan vattendragsbredd och antal bitar död ved per 100 m. Vid vattendragsbredder på 5 m var antalet bitar ca 70 för att sjunka till 25 bitar vid 10 m och ca 10 bitar över 20 m. Räknat som antalet bitar per 100 m² bottenyta har det noterats 30–1 700 bitar i

opåverkade skogsvattendrag i Nordamerika (Bilby & Ward 1989, Murphy & Koski 1989, Fausch & Northcote 1992, Ralph m.fl. 1994, Flebbe & Dolloff 1995). Detta kan jämföras med uppgifterna i Figur 3. Dessa data kan inte direkt översättas till svenska förhållanden, men kan ge en fingervisning om mängderna.

Degerman m.fl. 2005 slöt sig utifrån biotopkarteringar till att bristen av död ved i vattendrag är lika omfattande som i skogslandskapet. Vattensträckor i Småland med gammelskog på någon av stränderna hade 12,1–23,1 (95 %-konfidensintervall) bitar död ved per 100 m strand när vattendraget var upp till 6 m brett. Fanns det en obrukad kantzon på någon av stränderna förekom lika höga mängder död ved (12,8–22,2 bitar per 100 m strand). I bredare vattendrag minskade mängden död ved och var i vattendrag som var minst 10 m breda i medeltal 5,2 bitar.

Sedan finns det stora regionala och lokala skillnader. Naturligtvis var det så i naturtillståndet att vattendrag eller sjöar med branta strandslutningar fick större tillförsel av död ved än vatten i flacka omgivning, men samtidigt spolades död ved i branta vattendrag naturligt undan.

För produktiv skogsmark har man föreslagit olika nivåer på den mängd hård död ved som krävs för att nå god ekologisk status hos terrester fauna och flora (de Jong & Almstedt 2005). Man har rekommenderat minst 10 m³/ha. Om vi åter antar att ett vattendrag är 10 m brett och att en sträcka på 1 000 m studeras (dvs. totalt en hektar) så skulle död ved i dimensionen diametern 30 cm och av 10 m längd innebära en volym av 0,33 m³. Det skulle således finnas ca 3 sådana stammar på 100 m. Antas dimensionerna på veden till 5 m bitar med diametern 15 cm blir antalet bitar per 100 m ca 19.

Sammantaget kan konstateras att forskningen idag inte kan säga hur mycket död ved som är nödvändig för att vidmakthålla de arter och processer som beror av död ved i vatten. För centraleuropeiska vattendrag har man angett att 2 bitar per 100 m är en nedre gräns, men att betydligt mer krävs för att återskapa naturliga förhållanden (Kail & Hering 2005). Palone och Todd (1997) anger att skogsvattendrag idealt ska ha ca 5–12 bitar död ved per 100 m strand.

Studier av öring i svenska skogsvattendrag antyder att minst 6 bitar per 100 m² vattendragsyta krävs. Detta är också i paritet med vad som krävs för bevarande av terrestra värden i skogslandskapet, främst i form av vedlevande insekter (se ovan). Genom försök har man också sett att det naturligtvis finns en övre gräns för hur mycket död ved det kan finnas innan faunan missgynnas, t.ex. minskade mängden coholax i höljor med mycket död ved för att laxen inte fick utrymme för sin normala födometod att stiga mot driftföda (Giannico 2000). För restaureringen gäller således att sikta på att återföra nödvändiga nivåer, men inte att gå längre innan ytterligare kunskap finns.

Som ett ungefärligt riktvärde föreslås därför 6–12 bitar per 100 m vattendragslängd i jordbruks- och skogsvattendrag. I speciellt värdefulla partier där naturskogsförhållanden ska återskapas kan det krävas död ved i mängder om ca 12–20 bitar per 100 m. I rena naturvattendrag kan det finnas ca 20–70 bitar, men restaurering till dessa nivåer rekommenderas ej i nuläget.

Reducera mängderna i fjällnära vatten, i vattendrag bredare än en trädlängd (10–15 m) och vid lutningar över 3 %. Reducera också mängderna i storblockiga områden där en varierad bottenstruktur redan finns.

5.4.4 Val av träslag och var hämtar man den döda veden?

Barrträd är generellt hållbarare än lövträd i vatten. Barrträd håller från flera tiotals år till sekel. Speciellt tall kan hålla länge. Dahlström m.fl. (2005) fann vid undersökningar av ett biflöde till Ammerån att tall dominerade mängden död ved trots att tall idag var ovanlig utmed bäcken. Detta berodde på att tallen bevarades längre och de äldsta tallarna var från 1600-talet medan t.ex. de äldsta granarna var 100 år. Speciellt senvuxna tallar som dött stående och sedan torkats av sol och vind kan finnas kvar länge i vattnet.

Nackdelen med barrträd är framför allt att barren är relativt toxiska initialt. Kring nyfallna granar och tallar brukar det inte samlas någon fisk. Denna period är dock ytterst ringa i relationen till denna döda veds livslängd i vatten.

Vissa lövträd som ek och al bevaras också mycket länge i vatten, medan björk snabbt ruttnar bort. Naturligtvis är det också så att större (grövre) bitar finns kvar längre eftersom nedbrytningen sker vid ytan av veden. Större träd får en större volym relativt ytan. Samtidigt ligger säkert större bitar lättare kvar och påverkas däri-genom mindre fysiskt.

Ta inte levande träd i strandzonen (om inte t.ex. gran huggs undan för att gynna löv). Träd i strandzonen ska istället fylla sin funktion genom att tillföra skugga, löv och stabilisera marken. Det är bättre att ta helträd minst två trädlängder in i skogen från vattendraget (dvs. om man har markägarens tillåtelse). Ryck upp trädet med rötterna med hjälp av grävmaskin eller skotare. Rotsystemet blir en bra förankring (Figur 5). Man kan också använda vajerspel eller en traktor med frontvinsch för att dra ned träd till vattnet.

Vid röjning, gallring och avverkning kan det bli stora mängder hyggesrester som faller i ytvattnen. Det är inte önskvärt att tillföra kvistar och ris, i alla fall inte mer än vad som naturligt tillförs. En generell riktlinje bör vara att ursprunglig död ved samt det grövsta hyggesmaterialet (stammar och grova grenar) kan lämnas kvar i vattendraget. I det fall åtgärderna inte sker i anslutning till ytvatten kan liknande grovt material användas för utläggning i vattendraget. Som nämnts tidigare ska man inte lägga i mycket barrbärande grenar på en gång eftersom de är toxiska initialt.

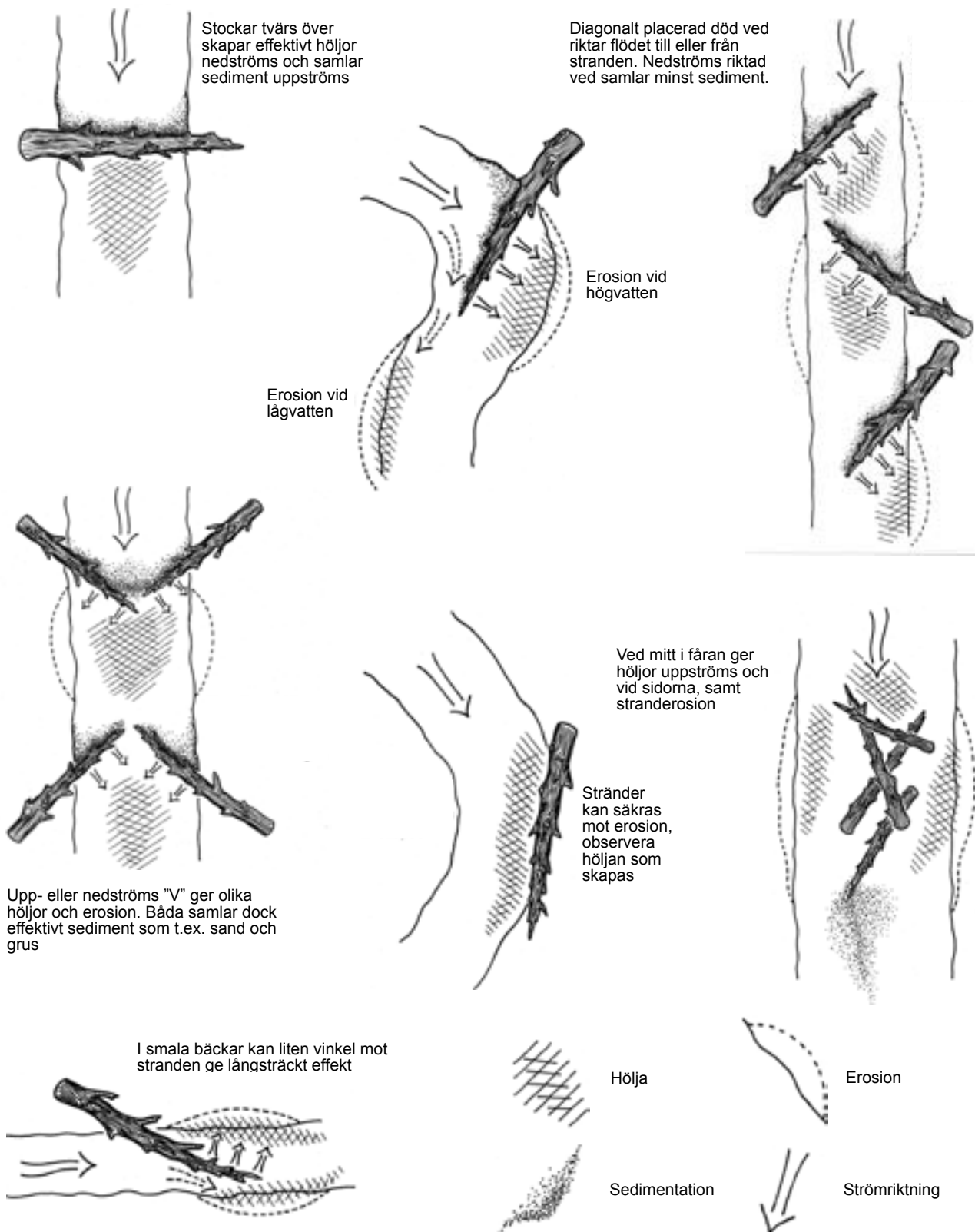
5.4.5 Plats, utläggningsstrategi och metodik för förankring

I naturliga vatten, såväl sjöar som vattendrag, ligger inte den döda veden i speciella mönster. Istället brukar ett virrvarr av träddimensioner, riktningar i vattendraget och platser förekomma. Ibland ligger den döda veden ovanför lågvattennivån, ibland på botten i den djupaste fåran, ibland halvvägs mellan land och vatten (se Figur 1 & 2). Detta har gjort att man förespråkade att endast släppa ned veden i vatten och låta den sprida sig självt i systemet. Vi kommer dock inte att kunna tillföra tillräckligt med död ved, speciellt inte de grova dimensionerna, varför nyttan av den ved som tillförs bör optimeras. Dessutom kommer konstgjord tillförsel att ske punktvis och inte kontinuerligt utefter vattendraget. Därför rekommenderas att död ved aktivt placeras i vattendrag och sjöars strandzon för att nå största möjliga restaureringseffekt (Hildebrand m.fl. 1997, Kail & Hering 2005).

I manualer om vattendragsrestaurering redovisas ofta ett mer ingenjörstypiskt mönster i hur den döda veden brukar läggas ut. Vi väljer trots allt att visa ett antal sådana exempel för att diskutera de olika effekterna olika utläggningsstrategier får (Figur 6). Amerikanska undersökningar har visat att "digger logs", dvs. hela träd som läggs ut i vattendraget och med rotsystemet kvar som förankring (Figur 5), var den mest kostnadseffektiva sättet att öka habitatdiversiteten för fisk i strömmande vatten (Olson & West 1989). Stockarna som lagts ut på detta sätt visade sig också finnas kvar länge. Stockar som lades ut i höljor (s.k. cover logs) gav liten förändring av habitatet, men gav goda ståndplatser för fisk. Dock låg de kvar bara halva tiden jämfört med stockar som förankrats i land (med olika vajersystem). Roni m.fl. (2002) rekommenderar förankring av den döda veden eftersom den då ger större hydrologisk funktion, t.ex. genom att gräva höljor.



Figur 5. Hela tallar som ryckts upp och lagts i strandzonen vid Skravelforsen i Gargån, Västerbotten, inom arbetet med återställning av Pite- och Vindelälven. Rotsystemet förankrar dem i strandzonen. Det hela liknar träd som stormfällts. Notera att de lagts med en sned vinkel nedströms för att inte samla på sig skräp. För säkerhets skull kan man kila fast stammarna mellan eller under stenblock. Träden utlagda sommaren 2006. Plats: 725784-159720, karta 24 H.



Figur 6. Effekten av olika placering av död ved i vattendrag. Notera att död ved inte ska läggas ut på detta statiska sätt utan betydligt mer varierat. Figuren tjänar som idébank.

Utläggning av död ved ska ses som en tillfällig utgård som utförs i avvaktan på att en naturlig kantzon etablerats. All utläggning ska föregås av en förenklad MKB för att se möjliga konsekvenser för vattensystemet, strandzon, fastigheter och andra installationer samt rörligt friluftsliv.

Rekommendationerna ovan var 6–12 bitar död ved per 100 m skogsvattendrag. Givetvis ska det inte ligga en bit död ved per var 8:e–17:e meter. Istället ska utläggning av död ved:

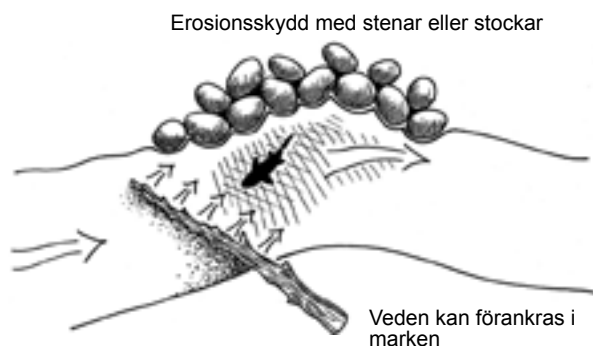
- koncentreras till partier som saknar naturlig tillförsel av död ved
- samt till partier med ensartad och relativt finkornig botten (sand, grus, mindre sten)
- behovet modifieras efter bottentopografins variation och substratet, ju mer ensartade förhållanden desto mer död ved.
- död ved bör där bottentopografen är ensartad, om så är möjligt, läggas tvärs vattendraget för att skapa höljor.
- utläggning i starkt lutande (>3 %) eller grovblockiga bottnar undviks
- i fjällnära vatten reduceras mängderna.
- i jordbruksvattendrag rekommenderas att död ved läggs som trösklar tvärs över (eller delar av) vattendraget i områden med ensartad botten. Förankra stockarna i land.
- i vatten som är bredare än en trädlängd (10–20 m) kan mängden minst halveras eftersom den döda veden ofta ej ligger kvar. Satsa enbart på väl förankrade träd (Figur 5) i strandzonen.
- i vattendrag smalare än 3 m reduceras mängden något
- i vattendrag smalare än 1 m kan dimensionerna på död ved sänkas till 5 cm i diameter
- utläggningen bör ske under en följd av år för att få succession i materialet
- om man avser att öka mängden död utöver 6–12 bitar ved för att efterlikna opåverkade förhållanden rekommenderas starkt att detta sker etappvis under ett antal år så att effekterna kan övervakas.
- det bör vara varierade dimensioner på materialet, men observera att framför allt grova dimensioner (>30 cm) är sällsynta och ska prioriteras.
- om det är viktigt att veden ligger kvar ska man använda bitar som är något bredare än vattendraget vid högflöde.
- brötbildningar tycks vara det som ger mest och störst höljor, men rekommenderas ej. Brötbildningar uppstår naturligt på sikt.
- utläggning av död ved bör ej ske där brötbildningar kan orsaka problem för fastigheter och olika installationer.
- i känsliga lägen där död ved behövs men riskerar att driva iväg och ge problem kan man tänka sig att fästa med vajrar i land eller till stenblock. Detta bör dock vara ett sista alternativ.

Rekommendationer för mängd död ved i sjöar saknas för närvarande. Utmed skogsstränder bör riktlinjerna för vattendrag troligen halveras, samtidigt som dimensionen på den döda veden bör vara grov.

- rekommendationen är att lägga veden från strandlinjen ut till en trädlängd från normalvattenståndet.
- i sjöar ska utplacering nära utlopp undvikas, dessutom områden med bad- eller båttaktivitet.
- gör den döda veden synlig (lägg den från land och ut i sjön) så att ingen överraskas av den.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.



Figur 7. Placering av död ved i sned vinkel uppströms ger en hölja i mitten av vattendraget. Stocken kan grävas ned i marken och eventuellt säkras med någon större sten. Lagg helst stocken så att den inte helt når ytan vid lågvatten, exponeras den för luft bryts den ned snabbare. Normalt ska man låta vattnet erodera motsatt strand så att en dynamik skapas i vattendraget. På bilden har vi lagt en skyddade bård av större sten som erosionsskydd, något som således endast ska tillgripas vid risk för oönskad erosion.

Vid de flesta restaureringsarbeten bör man arbeta vid lågflöden. Det kan då vara ett pedagogiskt problem att lägga ut vad som verkar vara överdimensionerade stockar i små vatten, men stockar som är lika med eller längre än vattendragsbredden har naturligtvis större chans att ligga kvar jämfört med mindre stockar.

Generellt brukar man vid vattendragsrestaurering ange att död ved endast ska användas där den kan tänkas ligga kvar och dessutom påverka vattenflödet. *Lägg inte ut död ved överallt som en rutinåtgärd.* Död ved gör speciell nytta som struktur ju mindre naturlig sten som lämnats kvar, ju mer ensartade bottenarna är, nära åplanet där den döda veden kan bidra till att vatten spiller över på åplanet, ovanför öar för att stabilisera stränderna och styra undan vattenströmmen, på platser där vattenströmmen är tillräcklig för att den döda veden ska skapa erosion av bottenarna samt i djupa höljor som ståndplats för fisk.

Undvik att lägga ut död ved nära höga strandbrinkar som är utsatta för påtaglig erosion om det finns risk att den döda veden kan öka denna erosion. På samma sätt bör man undvika strandbrinkar till fastigheter eller olika installationer utmed vattendrag. I sjöar bör man vara försiktig nära sjöutlopp, speciellt om det finns olika typer av dämmen. Död ved kan dock naturligtvis ha stor effekt i sjöars strandzon eller i stora lugna vattendrag genom att tjäna



Figur 8. Naturens sätt att lägga ut död ved i form av träd som eroderats från den av människan opåverkade strandbrinken utmed Vålån, Jämtland. Erosionen i området är hög och fler träd är på väg ut i ån. Plats: 700659–135486, karta 192 B. Foto: Micael Sundberg, Länsstyrelsen i Jämtland.

som skydd och substrat för organismer. I sådana områden är dock risken alltid stor att utlagd död ved kan uppfattas som liggande i vägen, t.ex. för fritidsbåtar, fiske och bad.

Lägg helst inte ut all död ved på en gång. Dela gärna upp åtgärden på ett antal år för att få en mer naturlig succession. Dessutom kan stora mängder levande barr i vattnet på en gång skapa toxiska förhållanden. Nyfälld gran eller tall undviks av fisk och smådjur den första tiden i vattnet pga. toxiska ämnen. Ibland kan det vara fördelaktigt att fälla träden och inte lägga ut dem förrän efter ett år. Detta bör då vara små mängder, annars kommer åtgärden i konflikt med Skogsvårdslagen med tanke på risken för angrepp av granbarkborre.

I sjöar rekommenderas att den döda veden läggs i strandzonen på skogklädda sträckor. Förutom att öka habitatkomplexiteten kan död ved utgöra undervattensrev med påväxt av alger, förändrade erosionsmönster och ge skydd för små fiskar. Det finns arter som ofta lägger sin rom i samband med död ved, t.ex. abborre.

5.4.6 Problem med utlagd död ved

Det är främst markägaren som har ansvaret för skötseln av naturmiljön, även i vattenmiljöer.

Undantag kan vara områden med olika typer av områdesskydd eller naturvårdsavtal. Eftersom död ved kan ge problem så är det viktigt att markägaren är informerad och införstådd med åtgärderna.

De problem som oftast noteras av kringboende är att den döda veden dämmer vatten, gör att det ser skräpigt ut och hindrar passage. Naturligt förs ofta död ved med strömmarna och det är inte ovanligt med dämmen och brötbildningar. Detta är en naturlig process, men den kan ge alltför stora effekter om mycket död ved kommer i rörelse. Igensättning av vägtrummor är ett annat vanligt problem. Normalt har det dock visat sig att 85 % av den döda ved som läggs ut i restaureringsarbeten stannar på plats (Roni m.fl. 2002), ofta har den då förankrats på olika sätt.

Risk finns dock för erosion intill fastigheter och installationer. Dessutom är det ofta risk att den döda veden spolats upp

på stränderna och då inte får sin funktion i vattendraget, men självfallet en viktig funktion i strandzonen. Här är det således en fin balans mellan att bevara de naturliga processerna och att inte orsaka störning på andra naturvärden eller olika installationer och fastigheter.

De stora stormarna, Gudrun och Per, i början av 2000-talet har givit stora tillskott av död ved i de sydliga landskapen, inte minst i vattnen (Figur 9). På grund av att man i skogsbruket ensidigt inriktar sig på plantering av gran, som har ett grunt rot-system, kommer troligen mängden död ved i ytvatten att öka framöver. För de närmaste 80–100 åren kan vi dock räkna med en akut brist på död ved. Framför allt grövre dimensioner är en bristvara i områden med skogsbruk.



Figur 9. Mycket död ved på gång till Musån, Ätrass vattensystem, Falkenbergs kommun, efter stormen Gudrun i januari 2005. Per Ingvarsson och Per Nykvist elfiskar lokalen "B.Nilsson hölja". Plats: 632178-131511, karta 5 C SV. Foto: Hans Schibli, Länsstyrelsen i Halland.



Figur 10. Brötbildning från Pite älv 1978 – året innan flottningen upphörde.

I vattendrag kan utläggning av död ved komma i konflikt med kanot- och annat båtliv. Det finns flera fall där kanotuthyrare eller kommuner velat rensa undan död ved. Försiktig rensning, bortsågning av grenar som kan orsaka brötbildning och förankring av den döda veden kan rekommenderas på känsliga avsnitt och i kanotleder. Enstaka träd som fallit i vattnet bör ligga kvar, speciellt om de har ett rotsystem som förankrar dem, dvs. om risken för neddrift är ringa. Ligger trädet riktat snett eller helt nedströms är risken för problem ringa och trädet ska vara kvar. Träd som faller vinkelrätt mot vattendraget och börjat samla på sig mindre vedrester och grenar kan rensas undan om risk finns för negativ påverkan på fastigheter, installationer eller kulturmiljövärden. Föreligger inte sådan risk ska trädet ligga kvar, eventuellt efter att ha vinklats nedströms (se Figur 5). Använd helst handkraft eller vinschning om trädet ska vinklas eller lyftas ut, det ger minst bottenkador och grumlingar.

Det är på sin plats att inse att död ved i vattnen kommer att uppfattas som ett störande moment, skräp, av markägare, skogsfolk och sportfiskare. Om vi skulle återföra de naturliga mängderna skulle protesterna bli stora. Istället för att gå från ingen död ved till naturliga bröten kan det vara lämpligt att restaurera till "nödvändiga nivåer" och sedan successivt låta naturen ha sin gång. En obrukad kantzon kommer på sikt att vänja oss människor vid de naturliga förhållandena.

5.4.7 Förväntade och erhållna resultat

Ett flertal projekt med utplacering av död ved i vattendrag har följts vetenskapligt, speciellt i Nordamerika. Generellt har man noterat signifikanta förändringar av erosionsmönster, med t.ex. flera och djupare höljor (Crispin m.fl. 1993, Hilderbrand m.fl. 1997, Zika & Peter 2002, Brooks m.fl. 2004) samt kvarhållandet av finare partiklar och organiskt material (ex. Trotter 1990, Wallace m.fl. 1995). Mer höljor betyder i regel en större vinteröverlevnad för laxfiskar och att större fisk gynnas relativt yngre (Quinn &

Peterson 1996, Harvey m.fl. 1999). Som en följd av dessa förändringar har man oftast noterat en ökning av mängden laxfiskar, framför allt åldersstadier äldre än årsungar (Roni & Quinn 2001), men även t.ex. nejonögon har gynnats (Roni 2003). Däremot finns det flera arter som verkar indifferent till utplacering av död ved, t.ex. spigg och simpör (op. cit.). Det verkar som de arter som främst gynnas är de som lever exponerat i strömmande partier eller nedgrävda i finare bottenstrukturer som ansamlas av den döda veden, medan en del sjölevande frisimmande fisk verkar missgynnas (Tabell 1).

Död ved och ris, i form av s.k. varar på relativt grunt vatten (1–3 m), har länge varit en fiskevårdsåtgärd som syftat till att ansamla fisk för att underlätta fiske i sjöar (ex. Tugend m.fl. 2002). Få studier har visat att detta har betydelse för produktionen eller artdiversiteten, men utplacering av större dimensioner av död ved i strandzonen har visat sig ha positiva effekter på fiskfaunans täthet och för vissa arter (Roni m.fl. 2005). Polska studier antyder att arter som gös kan gynnas genom ökat skydd mot predatorer som gädda (Lapinska m.fl. 2001). Troligen är den viktigaste funktionen av död ved i sjöar just denna att ge ett skyddat habitat för ung fisk. I sjöar med utarmad och ensartad strandzon kan alltså död ved ha betydelse för rekryteringen av fisk.

För bottenfauna finns det färre studier. Ofta har dessa visat små eller inga förändringar i täthet och artdiversitet i vattendrag (Roni m.fl. 2005). Vissa studier har dock visat på en ökad förekomst av bottendjur (Gerhard & Reich 2000), t.ex. har ökad mängd höljor visat sig vara gynnsamt för dagsländor, medan andra grupper missgynnats (Hilderbrand m.fl. 1997). Det finns också andra studier som visat att tillförsel av död ved givit förändringar av sammansättningen av bottenfaunan, men inga skillnader i total täthet/biomassa (ex. Wallace m.fl. 1995). Det är rimligt att anta att fiskar är mer beroende av större fysiska strukturer än bottendjur, där många arter lever mellan och i bottenstrukturer. Om fisk ökar utan att bottenfaunan nämnvärt förändras antyder detta också att fisken var begränsad av just habitatet och inte födo-underlaget.

5.4.8 Varaktighet & kostnader

Om död ved placeras helt nedsänkt i vattnet kommer det att hålla länge. Utsätts veden för återkommande torrperioder går nedbrytningen mycket fortare. Räkna med en varaktighet på minst 20 år för lövträd, säkerligen längre. För barrträd är hållbarheten nästan dubbelt så stor. Brötbildningar brukar kunna finnas kvar 10–70 år beroende på trädslag och vattennivåvariationer.

Trösklar uppbyggda av tvärliggande stockar tycks vara strukturer som har lång hållbarhet. Roni m.fl. (2005) visar i en genomgång av publicerade studier att 33–100 % av trösklarna fanns kvar 5–60 år efter utläggning. Även andra strukturer och brötbildningar tycks kunna ligga kvar i minst 5–20 år. I de fall de inte ligger kvar är det i regel för att man använt feldimensionerade strukturer eller inte förstått de hydromorfologiska processerna i vattendraget.

Kostnaderna för utläggning av död ved är låga om veden kan tas i närområdet (ej i kantzonen). Läggs veden ut manuellt så kan man räkna med att två personer hinna 200–400 m på en timme, om materialet finns framkört på plats. Framkörning av veden kan lämpligen ske ett halvår innan åtgärderna vid tjälade förhållanden.

En grov skattning är att kostnaden per km, med maskinell transport (t.ex. skotare) av död ved max 100 m ut till vattnet och utläggning för hand och med skotare/grävmaskin, uppgår till ca 15 000 SEK (två personer + förare med maskin). Sedan tillkommer kostnaden för träden.

I svårtillgängliga lägen kan det vara nödvändigt att dra fram död ved vintertid med hjälp av skoter eller andra lätta maskiner, alternativt helikopter. Det senare alternativet har givit kostnader i storleksordningen 14 000–35 000 SEK per 100 m vid utläggning av hela träd (med rotsystem) i amerikanska studier (då ingår inköp av träden).

5.4.9 Källor och underlag

Angelstam, P., Mikusinski, G. & Fridman, J. 2004. Natural forest remnants and transport infrastructure – does history matter for biodiversity conservation planning? *Ecological Bulletins* 51: 149–162.

Beechie, T. E., and Bolton, S. 1999. An approach to restoring salmonid habitat-forming processes in Pacific Northwest watersheds. *Fisheries* 24: 6–15.

Bergquist, B., 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.

Bilby, R.E. 1988. Interactions between aquatic and terrestrial system. Univ. of Washington, Contribution 59.

Bilby, R. E. & Ward, J. W. 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. *Trans. Am. Fish. Soc.* 118: 368–378.

Brooks, A.P., Geherke, P.C., Jansen, J.D. & T.B. Abbe, 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. *River. Res. Appl.* 20(5):513–536.

Crispin, V., House, R. & D. Roberts, 1993. Changes in instream habitat, large woody debris, and salmon habitat after the restructuring of a coastal stream. *N. Am. J. Fish. Manage.* 43:96–102.

Dahlström, N., 2005. Function and dynamics of woody debris in boreal forest streams. Doktorsavhandling, Umeå Universitet, Umeå, 28 s.

Dahlström, N. & C. Nilsson, 2004. Influence of woody debris on channel structure in old growth and managed forest streams in Central Sweden. *Env. Management* vol. 33(2):376–384.

Dahlström, N., Jönsson, K. & C. Nilsson, 2005. Long-term dynamics of large woody debris in a managed boreal forest stream. *Forest ecol. and management* 210:363–373.

- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecol. Bull.* 51: 233-239.
- Degerman, E., Halldén, A. & J. Törnblom, 2005. Död ved i vattendrag – effekten av skogsålder och naturlig skyddszon. WWF. Levande skogsvatten, 20 s.
- De Jong, J. & M. Almstedt, 2005. Död ved i levande skogar. Hur mycket behövs och hur kan målet nås? Naturvårdsverket Rapport 5413, 110 s.
- Enetjärn, A. & T. Birkö, 1998. Vodlozersky nationalpark. Studier av ett skogs- och vattenekosystem i ryska Karelen. Kommunbiologer i norr, 76 s.
- Fauch, K. D. & Northcote, T. G. 1992. Large woody debris and salmonids habitat in small coastal British Columbia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science.* 49: 682-693.
- Flebbe, P. A. & Dolloff, C. A. 1995. Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina. *N. Am. J. Fish. Manage.* 15: 579-590.
- Gerhard, M. & M. Reich, 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85(1):123-137.
- Giannico, G.R. 2000. Habitat selection by juvenile coho salmon in response to food and woody debris manipulations in suburban and rural stream sections. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:1804-1813.
- Halldén, A., Liliengren, Y. & G. Lagerqvist, 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Harvey, B.C., Nakamoto, R.J. & J.L. White, 1999. Influence of large woody debris and a bankfull flood on movement of adult resident coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) during fall and winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2161-2166.
- Henrikson, L. 2000. Skogsbruk vid vatten. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.
- Hildebrand, R.H., Lemly, A.D., Dolloff, C.A. & K.L. Harpster, 1997. Effects of large woody debris placements on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(4):931-939.
- Kail, J. & D. Hering, 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landscape Ecology* 20:755-772.
- Lapinska, M., Frankiewicz, P., Dabrowski, K. & M. Zalewski, 2001. The influence of the littoral zone type and presence of YOY pike (*Esox lucius* L.) on growth and behaviour of YOY pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.) – consequences for water quality in lowland reservoirs. *Ecohydrology and Hydrobiology* 3:355-372.
- Markusson, K., 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. Skogsstyrelsen rapport 8, 35 s.
- Murphy, M. L. & Koski, K. V. 1989. Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 9: 427-436.
- Näslund, I. (redaktör), 1999. Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Ammeråprojektet. Fiskeriverket, 320 s.
- Olson, A.D. & J.R. West, 1989. Evaluation of instream fish habitat restoration structures in Klamath River tributaries 1988/89. United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific southwest region, 36 s.
- Oregon Department of Forestry, 1995. A guide to placing large wood in streams. PM, 13 s. Kan återfinnas via: <http://wildfish.montana.edu/resources/manuals.asp>.
- Palone, R.S. & A.R. Todd, 1997. Chesapeake Bay riparian handbook: a guide for establishing and maintaining riparian forest buffers. USDA Forest Service. NA-TP-02-97. 395 s.
- Parrot, J. & N. MacKenzie, 2000. Restoring and managing riparian woodlands. Scottish Native woods, 36 s.

- Quinn, T.P. & N.P. Peterson, 1996. The influence of habitat complexity and fish size on over-winter survival and growth of individually marked juvenile coho salmon in Big Beef Creek, Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:1555-1564.
- Ralph, S. C. m. fl. 1994. Stream channel morphology and woody debris in logged and unlogged basins of western Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 37-51.
- Richmond, A.D. & K.D. Fausch, 1995. Characteristics and function of large woody debris in subalpine Rocky Mountain streams in northern Colorado. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:1789-1802.
- Roni, P. & T.P. Quinn, 2001. Density and size of juvenile salmonids in response to placement of large woody debris in western Oregon and Washington streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:282-292.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 22:1-20.
- Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., Pess, G., Pollock, M. & D.M. Bartlett, 2005. Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. *FAO Fisheries Technical Paper* 484, 116 s.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Sundbaum, K. & Näslund, I. 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Can. J. Zool.* 76:56-61.
- Trotter, E.H., 1990. Woody debris, forest-stream succession, and catchment geomorphology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9(2):141-156.
- Tugend, K.I., Allen, M.S. & M. Webb, 2002. Use of artificial habitat structures in US lakes and reservoirs: A survey from the southern division AFS reservoir committee. *Fisheries* 27(5):22-27.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & J.L. Meyer, 1995. Influence of log additions on physical and biotic characteristics of mountain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2120-2137.
- Zika, U. & A. Peter, 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect of trout population and habitat. *River Res. Appl.* 18(4):355-366.

5.5 Utrivning av dammar

Erik Degerman

5.5.1 Dammar i landskapet

Vi bör initialt skilja på dammar, dvs. konstgjorda vattensamlingar i vattendrag anlagda bakom ett dämme, och dämmen av sjöar, t.ex. regleringsdammar i sjöutlopp. Dämmen av sjöar har i regel mindre effekter på det hydrologiska systemet än en damm i ett vattendrag, men vid stora regleringsamplituder i sjön är de negativa faktorerna minst lika omfattande som vid en damm. Oreglerade sjöutlopp kan betraktas som limniska nyckelbiotoper (Naturvårdsverket 2003). Föreliggande avsnitt fokuserar på dammar, men några praktiska råd för dämmen i sjöutlopp ges också i Avsnitt 5.5.7.

Dammar kan ha stora kulturvärden och flera andra positiva funktioner för samhället, t.ex. vara en del i vattenkraftutnyttjande, utgöra bevattnings- och branddammar eller vattenmagasin för vattenverk. Utomlands är det också vanligt att dammar används för att minska risken för översvämningar. Dammar kan också ha en positiv effekt i starkt antropogent påverkade vattenlandskap, t.ex. genom sedimentation av finpartikulärt material samtidigt som vattnet självrenas på kväve och fosfor. Ingen damm kan dock motiveras

Glöm inte dammens funktion som sedimentationsbassäng. De sediment som kvarhålls förloras för nedströms vatten. Till och med små dammar har visat sig beröva kustavsnitt med så mycket sand att badstränder och andra strukturer försvunnit. Dämmen är en störning i ett mycket komplext system.

i ett naturligt vattendrag utifrån dessa ekosystemvinster. De kan uppnås på naturlig väg genom anpassad markanvändning. Noterbart är att många av landets mindre dammar är övergivna. I Värmlands län är av länets kända dammar 200–300 ”herrelösa” (Länsstyrelsen i Värmlands län 2001).

För vattenlandskapet har dammar generellt negativa och stora effekter:

- Vattenlandskapets konnektivitet, dvs. förekomst av fria spridnings- och vandringsvägar, förloras varvid migration och drift av djur och växter, död ved, annat organiskt material, näringsämnen och sediment går förlorat.
- Dammar med turbiner förorsakar hög dödlighet hos nedströmsvandrande fisk.
- Ett helt annorlunda ekosystem etableras med andra djur och växtarter, både i, ovanför och nedom dammen. Härigenom förändras den biologiska mångfalden, ofta sker en trivialisering av flora och fauna då specialister ersätts av generalister.
- Det nya ekosystemet kan påverka omkringliggande strömvatten genom ökad förekomst av starka konkurrenter och predatorer.
- Avdunstningen ökar från stora vattenytor varvid vatten går förlorat. Nedströms vattendrag får ofta lägre sommarvattenföring, men extrema lågvatten brukar minska.
- Stora vattenytor får ökad solinstrålning och vattentemperaturen ökar i dammen och nedströms. Nedströms stora dammar har man observerat negativ påverkan från förändrad temperatur hela 110 km nedströms (ex. Baxter 1977).
- Vissa större dammar kan ha utsläpp av bottenvatten som ger ett kallare, ibland även syrefattigare, vatten nedströms.
- Mikroklimatet i landskapet påverkas, ju större damm desto större påverkan.

- Eftersom sedimentation sker i dammen så är utgående vatten fattigt på sediment. Det blir därmed benäget att erodera fram nya sediment och erosionen ökar nedströms.
- Totalt blir det dock normalt en brist på finare sediment nedströms dammen, vilket gör att habitat som sandstränder och sandöar kan försvinna långt nedströms dammen. Strandvegetation påverkas ofta negativt härav.
- Vattenföringen nedströms påverkas ofta så att onaturliga flödesmönster uppstår. Genom reglering minskas oftast högflöden vilka normalt formar flodfåran nedströms. Detta gör att vattendraget nedströms får ett förändrat onaturligt tillstånd, ofta blir det också smalare och mindre varierat, t.ex. kan kvillområden försvinna.
- Minskade högflöden medför också minskade översvämningar av omgivande stränder. Detta gör att mängden våtmark minskar, vattendragets självreningsförmåga minskar och vegetationen nedströms förändras (ökar oftast i mängd, men minskar i diversitet). Den naturliga flödesvariationen i strandzonen förändras eller utebli varvid den temporala variationen i växtsamhällen minskar (Malm Renöfalt m.fl. 2005).
- Minskade översvämningar medför också att grundvattennivåerna sjunker nedströms dammar. Detta i sin tur bidrar ytterligare till att minska å-/älvplanets yta. En mindre yta för vegetation och som filter av närsalter.
- Minskade naturlig variation (naturliga störningar) i form av låg- och högflöden kan sänka ekosystemets produktivitet (Allan 1995).
- Dammar har visat sig bidra till växthuseffekten genom att den landvegetation som bryts ned förvandlas till koldioxid och metan (sumpgas) (ex. Fearnside 1995). Stora vattenmagasin i Kanada har antagits släppa ut lika mycket växthusgaser som kraftverk som drivs med fossila bränslen (WCD 2000). Efterhand som magasinerna åldras minskar dock deras produktion av växthusgaser.

Även i själva dammen uppstår med tiden negativa effekter. Vattenregleringen ger en erosion av stränder som leder till urlakning av sediment, organiskt material och närsalter. Initialt brukar detta medgöra en tillväxtökning hos fiskar, men ganska snart utarmas stränderna och fiskproduktionen minskar. Genom regleringen utarmas generellt strandzonens smådjur och växter. Stranden blir ofta smalare och strandvegetationen mindre utbredd. Vid regleringsamplituder över 3 m blir ljuset för vattenväxter ofta för dåligt på djup under regleringsnivån. Då uppstår mycket dåliga produktionsförhållanden för smådjur och fisk genom att primärproduktionen minskar.

När man dämmer över torvmarker frigörs det kvicksilver som deponerats från luften under många år. Kviksilverhalterna i fisk kan bli mycket höga, speciellt om det är stora vattenståndsvariationer som gynnar uppkomsten av metylkviksilver. Sådana effekter har bland annat observerats vid dämningen av Skinnmudselet i Gimån i Västernorrland.

Avsaknaden av naturliga högflöden gör att nedströms habitat starkt förändras. Vattendraget formas ju av högflödena. Försök att artificiellt släppa vatten förbi dammar för att efterlikna naturliga högflöden har visat sig ge viss återställning av naturliga habitat, men enstaka högflöden räcker inte för en återhämtning (Bednarek 2004).

En annan intressant effekt av dammar är att man tror att de kan bidra till övergödningssproblematiken genom att fungera som kiselfällor. Detta kan leda till att tillväxten av kiselalger blir begränsad och cyanobakterier gynnas. Preliminära data som antyder att tillförseln av kisel från Östersjöns avrinningsområde minskat dramatiskt som en direkt effekt av reglering och fördämningar (Humborg m.fl. 2000). Detta kan vara en bidragande orsak till många av Östersjöns algblomningar.

5.5.2 Alternativ till dammar

Om vi antar att dammarna främst anläggs för att möjliggöra vattenkraftproduktion eller vara magasin för vattentäkt (råvatten, bevattning) så kan dammarna ersättas med andra alternativ.

Alternativen ligger inte i andra fysiska ingrepp utan i ett helhetstänkande. Framför allt krävs en hydrologisk restaurering av landskapet och vattendrag som inte kanaliseras utan slingrar sig fram i omgivande landskap (Avsnitt 5.1 resp 5.10).

När det gäller dammar som vattenmagasin för ytvattentäkt eller bevattning är sådana vanligast i de sydliga jordbrukslandskapen. Behovet av dammar har förädlats av att avrinningsområdet dikats ut. Därmed har grundvattennivåer sänkts samtidigt som ytavrinningen går hastigt ur systemet. Ingen naturlig vattenmagasinering i kärr och andra våtmarker finns kvar. Ingen fördröjning av flödena finns i meanderbågar, eller genom en varierad botten och strandzon. Odlas sedan grödor som kräver mycket bevattning blir behovet av ytvatten stort, t.ex. vid grödor som potatis, morot, vitkål och lök. Ser man till vattenbehovet i jordbruket så kan detta minskas betydligt med anpassade grödor, förbättrad bevattningsteknik (t.ex. ramper istället för bevattningskanoner) och tekniska hjälpmedel för att bestämma bevattningsbehov och lämplig tidpunkt för bevattningsstart. Många andra åtgärder finns också som gör att vattenbehovet kan minska, t.ex. inarbetning av mer vattenhållande mull i marken eller att minska bevattning dagtid. Ett tillfälligt alternativ kan vara att leda in vatten i dammar vid sidan av vattenfåran under högvatten på våren och sedan spara detta vatten till sommarens behov. Ett problem blir dock den avdunstning som uppstår.

Ett bidragande problem till vattenbristen i vissa landskap är också att befintligt vatten har reserverats för elproduktion som generellt har företräd framför andra användningar. Det ökande vattenresursbehovet och behovet av en säkerställd biologisk mångfald är svåra att förena med dagens ensidiga vattenutnyttjande (läs mer i Avsnitt 5.6).

När det gäller att ersätta vattenkraftdammar så finns alternativa energikällor som biogas, sol- och vindkraft, eller möjligheten att minska energianvändningen. Vattenkraft är dock en förnyelsebar energikälla som borde kunna nyttjas, men då på ett miljöanpassat sätt och inte som dagens system. I t.ex. Idbyån, Örnsköldsviks kommun, har den nedersta kvarndammen bara byggts över halva vattendraget. Den fria delen av vattendraget är anlagt som en relativt brant strömsträcka/fors. Dock kan troligen de flesta djur passera upp- och nedströms. Men ännu bättre alternativ kan komma. Utomlands diskuteras och testas idag system för att utvinna vattenkraft utan att ha dammar. I regel används propellerdrivna undervattensturbiner, t.ex. CablePower™ och Verdant Power. Ännu är denna teknologi alltför outvecklad för att vara lönsam, men alternativ kan komma i en nära framtid. Tyvärr sker utvecklingen inte i Sverige, trots de stora vinsterna kraftbolagen gör med dagens elpriser.

Slutligen finns också dammar som tjänar som filter, fångdammar, för närsalter. Genom att inte angripa orsaken till närsaltöverskottet i källan utan låta vattensystemen stå för vattenreningen sparas stora kostnader i vissa näringsgrenar, samtidigt som vattenlandskapet utarmas. Otaliga alternativ finns till fångdammar i naturliga vattensystem.

5.5.3 Ekologiska konsekvenser av utrivning

Idag finns ytterst lite forskning genomförd på effekter av dammutrivningar. De utvärderingar som gjorts visar på svårförklarade resultat på t.ex. geomorfologin nedströms efter utrivning (Pizzuto 2002). Generellt gäller dock att ytterst få undersökningar finns genomförda av de ekologiska effekterna av dammutrivning, både internationellt och framför allt i Sverige. Det finns således ett stort behov inför det framtida restaureringsarbetet att kontrollera de hydrologiska, geomorfologiska och ekologiska konsekvenserna. Huvuddelen av föreliggande avsnitt baseras på enstaka amerikanska arbeten samt rena antaganden om förväntade effekter.

En återgång till ett fritt strömmande vatten innebär naturligtvis att vattenlandskapets ekologiska status ökar. I princip kan sägas att de flesta negativa effekterna av dammen torde försvinna på relativt kort tid. Förväntade positiva effekter på det hydrologiska systemet är:

- Återupprättad konnektivitet.
- Återupprättad hydrologisk regim, dvs. naturlig vattenföring, med återkommande högflöden.
- Naturliga högflöden som formar vattendraget nedströms.
- Minskad kvarhållning av närsalter, sediment, död ved och annat organiskt material
- Normaliserade temperaturförhållanden nedströms.

Sammantaget kan det rimligen antas att detta leder till en ökad ekologisk status och en normalisering av växt- och faunasamhället.

I en amerikansk studie visades att nedströms levande akvatiska evertetrater återhämtar sig snabbast efter en utrivning (Stanley & Doyle 2003). Redan efter ett år efter utrivning förelåg inga skillnader på artsammansättningen mellan den tidigare dämnda sträckan och referenser. Dock verkar musslor nedströms kunna störas den ökade sedimentmängden direkt efter utrivningen (Sethi m.fl. 2004). I de fall stormusslor finns nedströms dammlägen bör utrivningen föregås av en miljökonsekvensbeskrivning.

För fiskar kan man generellt sammanfatta befintliga undersökningar som att återhämtningen beror på om problemet för fiskfaunan berodde på att dammen var ett vandringshinder eller om dammen i sig minskade mängden tillgängligt habitat. Om vandringshinder var problemet i systemet föreligger ofta en snabb återkolonisation av uppströmssträckor. Var det dock tillgängligt habitat som är problemet följer fiskens återhämtning den geomorfologiska återhämtningen av vattensystemet (Doyle m.fl. 2005).

Förändringar i strandvegetationen tar längst tid, och det behövs troligtvis ett eller två decennier innan man fullt ut kan avgöra vilken ekologisk effekt en utrivning haft. Det finns i princip inga långsiktiga

studier som visar utvecklingen för enskilda dammutrivningar. Orr (2002) och Orr & Stanley (2006) har dock studerat tretton olika utrivningar, i ålder mellan 1 till 30 år. De drar slutsatsen att den initiala koloniseringen går fort. Det är dock stora skillnader mellan dammlägen. Andelen bart sediment blev snabbt väldigt låg (<1%). Det är därför inte troligt att det kommer att finnas bart exponerat sediment under någon längre tid efter en utrivning, vilket ofta befarats bland allmänheten. Blottade bottnar i magasin som avsänkts koloniserades av små snabbväxande örter och gräs. I de äldre tömda magasinerna hade denna vegetation ersatts av träd- och buskvegetation. Hur den långsiktiga vegetationsutvecklingen i tömda magasin ser ut är viktigt för hur stabil fåran kommer att vara. En strand med väl utvecklad vegetation av träd och buskar är betydligt bättre armerad än en strand med enbart gräs och örter.

Ett problem då man river ut dammar är ju att förutsäga vad som händer hydrologiskt och geomorfologiskt; många kan t.ex. vara rädda att översvämningsrisken ökar. Roberts m.fl. (2007) anser dock generellt att risken för översvämnningar inte ökar. Dammens funktion som sedimentationsbädd kommer att försvinna, vilket möjligen kan uppfattas som negativt. Dammen har så att säga utgjort ett skydd mot oförsiktigt brukande av avrinningsområdet uppströms som resulterar i förhöjd sedimenttransport. I de stora magasinerna ligger sedimenten i regel kvar vid normal drift, medan de i genomströmningsdammar delvis kan sköljas ut vid högflöden. Efterhand som genomströmningsdammar grundas upp brukar de som sköter dammarna tömma dem på bottensediment genom att öppna bottenluckor. Då kommer stora mängder sediment ut och påverkar säkerligen nedströms bottnar negativt. Utrivning kommer att medföra en enda förhöjd puls av sediment. Detta i jämförelse med de återkommande pulser som uppkommit vid dammrensningar förr.

De flesta geomorfologiska förändringar efter utrivning av dammar i små till medelstora vattendrag sker under de första fem åren, vilket är i linje med de förändringar man kan se efter exempelvis extremt höga flöden och jordskred (Doyle m.fl. 2003a, Doyle m.fl. 2005). De flesta förändringarna

verkar vara av lokal natur, dels i själva reservoaren, och dels i sträckorna omedelbart nedströms dammen.

Dammar utgör generellt miljöer där närsalter som fosfor och kväve renas ur vattenmassan. Fosfor brukar sjunka till botten bundet till partiklar, medan kväve kan reduceras till kvävgas och avgå till luften. Om man enbart river ut en damm utan andra åtgärder kommer vattenhastigheten att öka och därmed kommer fosforretentionen att minska (Doyle m.fl. 2003b). I områden med hög närsaltbelastning bör därför utrivning kombineras med habitatrestaurering som återskapar meandrar, en varierad bottenstruktur samt möjliggör god kontakt med å-/älvplanet.

Om dammen rivs ut kommer grundvattennivån i närområdet att sänkas. Detta kan påverka vegetation och enskilda brunnar. När det gäller vegetation är det naturligtvis en återgång till naturliga förhållanden och motsvarande vegetation brukar etableras närmare den nya fåran.

Generellt kan således förutsägas att en återgång till normala hydrologiska förhållanden efter utrivning går snabbt i små system med liten störning, där t.ex. en låg genomströmningsdamm legat. Däremot kan de ta lång tid för faunan att återkolonisera eftersom kolonisationskällorna kan ligga långt nedströms. Generellt kan man också säga att flora- och faunasamhällen återhämtar sig fortare i varmare och produktivare system.

Även om dammutrivningar innebär många positiva förändringar i ekosystemet är det viktigt att inse att riva ut en damm innebär inte enbart att man återställer vattendraget, utan bör även ses som en störning som tillförs ekosystemet och att den, åtminstone temporärt, kan inverka på ett sätt som kan uppfattas negativt på vatten-systemet.

5.5.4 Förberedelser

Om en damm ska rivas avgörs av en mängd faktorer. Ofta är det en komplex process som vanligen tar flera år att genomföra. Kulturella, ekologiska, ekonomiska, juridiska och rent emotionella aspekter måste vägas samman.

Vattenlandskapsaspekter

Utgör dammen en strategisk punkt för att rehabilitera vattenlandskapet? Dvs. finns dammen nedströms som begränsar den positiva effekten av utrivning? Förekommer sådan vattenreglering uppströms att flödesförhållandena ändå kommer att bli mycket onaturliga?

Kommer vandrande arter att kunna kolonisera de nya habitaterna? Kan en sådan etablering hota befintliga kulturmiljö- och naturvärden?

Fyller dammen en funktion genom att den förhindrar uppströms spridning av främmande arter, t.ex. signalkräfta?

Kan bortrivning av dammen återskapa naturliga miljöer nedströms, t.ex. bättre kontakt med åplanet och förbättrad strandvegetation?

Har dammen så stor magasineringsförmåga och sådan reglering att den utgör ett skydd mot översvämningar som kan påverka fastigheter nedströms?

Skalaspekter

En utrivning av en damm får påverkan i fyra skilda tidsskalor. Effekten av dessa måste bedömas. Initialt finns en störning vid arbeten i dammläget och effekter av t.ex. förhöjd grumling under några dagar.

Den andra tidsskalan utgör den första såsongen med dess förhöjda sedimentation nedströms och sättningar samt erosion i övertäckta sediment i dammläget. I samband med detta kan stora mängder organiskt material i dammläget och utefter stränder nedströms sköljas vidare. Dessutom brukar strömsträckan ovan dammen successivt vandra uppströms tills ett nytt jämviktsläge uppnås, med en uppflyttad övre forsacke.

Under några år efter utrivning förväntas vattendraget ovan, i och nedom dammläget och dess organismsamhälle sakta förändras tillbaka till sin förutvarande status.

Slutligen finns en fas över flera decennier då vattendraget på grund av yttre faktorer som klimat och hydrologiska förändringar uppströms (t.ex. av mer utrivna dammar) kommer att förändras förbi sitt tidigare stadium. Detta är en effekt av att dammens kontroll av nedströms habitat

försvunnit. Vattendraget kan söka sig nya vägar, till och med till områden där det inte varit i historisk tid.

Så här långt kommet bör kontakter tas med länsstyrelsen, dammägaren, kommunen och andra berörda. Först kan kontakterna vara informerande, sedan behöver de formaliseras i ett samråd där länsstyrelsen får underlag för att bedöma om påverkan kan antas bli väsentlig så att ärendet bör prövas i miljödomstol. Normalt är det fallet med dammutrivningar (läs mer i Kapitel 4).

Generella aspekter

- Vilka syften och funktioner hade dammen när den byggdes och idag?
- Vilket kulturvärde utgör dammen och dammbyggnaderna?
- Vilka juridiska beslut (miljö- och vattendomar) finns om dammens drift och funktion?
- Regleras vattenföringen ur dammen? Hur påverkar detta nedströms?
- Vilka är flödeskaraktistika och -nivåer i området?
- Vem äger fallrätten och sköter dammen?
- Vad kan fallrätten vara värd? Speciell värderingsman kan behöva anlitas.
- Är dammen i behov av reparationer? Kanske i så stor utsträckning att det blir dyrt för dammägaren?
- Hur är dammen konstruerad? (Sten-, jord-, trä- eller betongdämmen ger olika logistiska problem)
- Är dammen en genomströmningsdamm eller en damm med större magasineringsförmåga?
- Kommer en sänkt grundvattennivå vid dammläget att påverka enskilda vattentäkter?
- Hur kommer sediment och tillfälligt ökade mängder av organiskt material (t.ex. trädstammar) att påverka nedströms vattenområden?
- Vilka skyddsvärda habitat och arter finns i närområdet?

Att riva ut en damm innebär förändringar, något många människor inte vill ha. Ofta är det svårt att visualisera hur det kommer att se ut utan en damm. Inför publika möten bör man gärna förbereda med bilder från samma, eller liknande, vattendrag med fritt strömmande sträckor.

Det gäller att förbereda goda argument och ha positiva exempel att förevisa när det är dags att informera berörda personer och organisationer (se Avsnitt 5.5.8 samt Maclin & Sicchio 1999). Dammägaren kan ofta övertygas genom att få betalt för sin fallrätt och dessutom slippa framtida reparationer och underhåll. Normalt räknar man med att en mindre damm har en livslängd på 50 år, sedan måste omfattande renovering ske (American Rivers & Trout Unlimited 2002). Det är generellt så att utrivning blir billigare än renovering. Utifrån amerikanska exempel (Maclin & Sicchio 1999) kan beräknas att kostnaden för en utrivning jämfört med att reparera dammar i behov av reparation endast var en tredjedel (medianvärde, $n = 10$). Utrivning är också generellt något billigare än att bygga fisk-

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

Lokalboende kan ha flera invändningar mot utrivning av dammar:

- dammen utgör ett estetiskt tilltalande landskapselement (*vattenspegel*)
- dammen utgör bad- eller fiskevatten
- dammen utgör brand- eller bevattningsdamm
- stora kulturvärden finns kopplade till dammen
- rädsla för marksättningar och skred-dammen har "alltid" funnits där
- dammen antas skydda mot översvämningar.

vägar, speciellt om man räknar in framtida skötselkostnader. Dessutom säkerställs migrationer av djur och spridning av växter och sediment.

Fastighetsägare kan ofta vara rädda för att en utrivning ska medföra att fastighetsvärdet försämras. Eftersom damnutrivningar är en sällsynthet är detta inte undersökt i Sverige. I USA där ca 500 mindre dammar rivits ut fram till år 2003 har man inte kunna påvisa negativa eller positiva effekter på fastighetsvärdet, men alldeles för få studier finns gjorda för generella slutsatser (American Rivers & International Rivers Network 2004).

Platsspecifika aspekter och förberedelser

- Nivåavvägning av dammen, inkluderande även sträckor upp- och nedströms för att bedöma framtida lutningar. Bedömning underlättas av bra kartunderlag.
- Kontroll av den forna fårans läge och utseende utifrån gamla kartor och foton.
- Kontroll av rör och ledningar. Lades de ut före dammen byggdes är de i regel mindre problem, annars kan det krävas att de flyttas.
- Finns närliggande väg och järnväg kontaktas Väg- respektive Banverket.
- Hur mycket sediment finns i dammen och hur kontaminerade är de? En screening av sediment kostar ca 1 000-1 500 SEK per propp.
- Kommer erosionssäkring av sedimentbankar och stränder att krävas?
- Kommer sediment att behöva transporteras ur dammen, kan de omflyttas inom dammläget eller lämnas orörda?
- Hur ska avtappning ske, t.ex. genom bottenluckor, lyftande av sättare eller successivt riva/öppna dammvallen?
- Bör delar av dammvallen lämnas av kulturhistoriska skäl, eller som stöd mot erosion och ras?
- Hur ska förfaras med resten av dammvallen – ska den transporteras bort eller deponeras i närområdet? Generellt rekommenderas att delar av dammvallen sparas intakta på plats för att visa att här har legat en damm, rådgör med kulturmiljöansvariga.
- Hur kan vatten ledas runt, alternativt kanaliseras tillfälligt, inom dammläget under utrivning?

- Stöder vattnet i dammen intilliggande strukturer, t.ex. kvarnhus eller slänter? I så fall måste dessa strukturer stabiliseras innan dammen töms. Dessutom ska tömningen ske långsamt.
- Finns bryggor, badplats eller skoter- och gångbroar som kommer att påverkas? Var t.ex. dammvallen en gångbro kanske denna bör ersättas.
- Hur mycket restaurering av bottnar och vattendragsfårar samt slänter kommer att krävas?
- Detaljplanering av nya fårans läge. Eventuella kompletterande nivåavvägningar. Glöm inte att se hur långt uppströms påverkan sker. Låt inte den nya, sänkta fåran själv erodera sig baklänges tills ett nytt jämviktsstillstånd erhålls med en uppflyttad forsnacke.
- Behöver den nya fåran i dammens botten styras bort från känsliga områden/strukturer?
- Hur kan maskiner nå fram till och arbeta i dammläget? Behövs grävmaskinsmattor eller liknande för att möjliggöra körning på mjuk mark? Behöver temporära tillfartsvägar, omlastnings- och vändplatser byggas?
- Ska allmänhetens tillgång till den restaurerade sträckan underlättas? Eller utgör sträckan en fara i form av drunkningstillbud eller liknande?

Kanske kommer man i projekteringen fram till att dammen inte kan rivas. Ett alternativ kan då vara att åtminstone sänka dammen. En sänkning innebär en lägre fallhöjd vilket underlättar etablerandet av en passage. I kombination med en avsänkning kanske en upptröskling över hindret kan ske så att ett stryk bildas. Alternativt försöker man få till stånd ett inlöp. Ett sämre alternativ kan vara att enbart ordna en passage i form av ett omlöp (Avsnitt 5.7).

Fallrätt

Ersättningen för fallrätten har varierat mycket mellan objekt och regioner. Vid kontakt med Kammarkollegiet framkom att några generella anvisningar för hur fallrätten värderas inte finns. De använder utomstående konsulter vid bedömning av fallrättens värde.

Även små vattenflöden och fallhöjder har idag ett värde i och med de s.k. elcertifikaten, dvs. det statliga stödet till vattenkraftexploatering.

Vi går här inte in på hur fallrätt värderas. Detta får lösas från fall till fall. Enklast blir det om en anläggning funnits i drift då man därigenom har direkta värden på inkomster. Svårare blir det i de fall fallrätten inte nyttjas då kanske även kostnader för byggnation av ett nytt måste vägas in i en analys för att se vad fallrätten egentligen är värd. För dem som vill se beräkningar av fallrättens värde, eller av värdet av att etablera ett kraftverk, kan olika kalkyler återfinnas i Energimyndighetens diarium. Detta är dock kraftverkansökandens siffror och troligen inte i underkant. Även hos Miljödömsstolarna kan värden av fallrätt återfinnas i underlag och domar då den vägts mot miljöintressen.

Beräkning av effekt i kraftverk

Effekten i ett kraftverk (P i kiloWatt) som grovt kan skattas:

$$P = (p \times g \times h \times Q) / 1\,000$$

där $p = 1\,000 \text{ kg/m}^3$; $g = 9,82 \text{ m/s}^2$;
 h = fallhöjden i meter; Q är det avledda flödet i m^3/s .

Om fallhöjden är 5 m och flödet är $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ blir effekten:

$$P = (1\,000 \times 9,82 \times 5 \times 0,5) / 1000 = 24,6 \text{ kW}$$

Exemplet 24,6 kW kanske kan erhållas samtliga årets timmar:

$$= 24,6 \text{ kW} \times 8\,760 \text{ h} = 215\,500 \text{ kWh.}$$

Räknat på ett elpris på 0,4 kr /kWh = ca 86 000 SEK/år

För att sedan värdera fallrätten bör man beakta att man ska räkna av för om nyttjandegraden inte är 100 % av flödet resp förväntad verkningsgrad i turbiner (kanske 85 %) samt antal timmar då tillräcklig vattenföring saknas för drift.

Vidare tillkommer avskrivningar, kostnader för drift och underhåll.

Vem och vilken fastighet som har fallrätt kan framgå av:

- eventuella tillstånd från miljödömsstolen (eller motsvarande bakåt i tiden)
- fastighetsregistret hos Lantmäteriet

Finns det inte i något av dessa är fallrätten förmodligen aldrig utredd.

Man köper en fallrätt på samma sätt som man köper en fastighet. Skriver ett avtal och registrerar köpet hos inskrivningsmyndigheten. Vill man köpa bara fallrätten och inte resten av en fastighet (som den oftast är knuten till) måste man först stycka av fallrätten. Detta ansöker man om hos lantmäteriet. Observera att fallrätt inte innebär att man automatiskt har rätt till ex reglering utan att man också behöver tillstånd för att aktivt använda sin fallrätt.

5.5.5 Beaktande av kulturhistoriska värden

De flesta gamla civilisationer växte fram i floddalarna och tidigt började man leda och dämna vatten. Dammar och kanaler har således varit något som följt den bofasta människan genom årtusenden. Dammar har därför ofta stora kulturhistoriska värden och så långt ekologiskt rimligt bör installationer kring dammarna bevaras. Även om en damm rivs ut kan det gamla dammläget göras synligt i landskapet och t.ex. kvarnar och delar av dammvallen bevaras (ex. Figur 1).

Dämmen i sjöutlopp är ofta möjliga att bevara i så mån att landfästen, dammvall, skibord och sättare kan finnas kvar samtidigt som själva dämmet elimineras. Skiborden, som oftast är av trä, kan t.ex. stenas ner under den sten som används för att tröskla nedströms. Eliminering av dämmen i sjöutlopp brukar kunna genomföras med stor kulturvårdshänsyn (ex. Figur 8 nedan).

Problemen är större när man anlagt en damm i ett naturligt vattendrag. Ofta finns kulturhistoriska intressen knutna till dammen, kanske i form av en äldre kvarn.

Dammen i sig är naturligtvis också av kulturhistoriskt intresse. Bevarande av en damm innebär dock att bevara alla de negativa effekterna med en damm (Avsnitt 5.5.1). En damm hindrar inte bara fiskars

vandring utan påverkar så mycket mer; spridning av växter, sediment, organiskt material samt påverkar lokalklimat, vattentemperatur, lokal flora och fauna och ofta flöden. Ett omlöp runt dammen åtgärdar bara fiskvandring. Därmed kan detta inte vara ett alternativ till utrivning, om inte allt vatten leds i omlöpet. Vatten får då inte först ledas till dammen eftersom den då bibehåller funktionen som sedimentmagasin etc. Det finns restaureringsprojekt på gång där hela dammar bevaras och där vattendraget leds runt dammen, som endast får en liten del av tillrinnande vatten. Vattendraget blir därmed ett gigantiskt omlöp med större delen av vattenföringen. Dammen blir kvar och den stora dödligheten som sker av vandrande laxfisk i dammen undviks.

Alternativ kan vara att tröscla upp vattendraget till dammen (se Figur 4 och Avsnitt 5.7). Då kommer hela vattenföringen att vara tillgänglig för vandring och spridning, men dammen kommer att finnas kvar med sin påverkan på sedimenttransport m.m. Ett annat alternativ är inlöp (se Avsnitt 5.7.3) varvid en del av dammen rivs ut, medan vattennivån bibehålls. Återigen kvarstår dammens negativa effekter i många avseenden.

Vi rekommenderar därför utrivning av dammar som åtgärd där inte stora kulturmiljövärden står på spel. Om det bedöms att alternativa åtgärder kan ge godtagbara negativa ekologiska konsekvenser bör naturligtvis dammen vara kvar. Generellt ska kvarnar inte rivas ut om det kan undvikas. Även kvarnrännor kan lämnas intakta om det bedöms att de inte utgör ett hinder för migration. De bör dock vanligen inte vara vattenförande, eller åtminstone endast ha en mindre del av vattenmängden.

Rester av kvarndammen kan lämnas vid landfästena om det är möjligt. Ofta hjälper detta till att stabilisera omgivande stränder. Dock är livslängden på dammar relativt kort (50 år innan större reparationer behövs) och risken för ras kan göra att en total utrivning krävs. Kontakta alltid länsantikvarien och lokala intresseföreningar innan potentiella kulturminnen påverkas.

Kulturminnen utgör en del av det levande landskapet, men ofta får byggnader företräde framför andra kulturyttringar.



Figur 1. Hovgårdsdammen (till vänster i bild) och kvarnruinen från slutet av 1700-talet efter utrivning av en mindre del av dammen. Dammvallen har bevarats (uppe till vänster) liksom självfallet kvarnruinen nedströms. Kvarnruinen hotas dock att sprängas sönder av träd. Att ta bort träd och rötter försiktigt ökar ruinens "livslängd". Stenån, Hallands län. Plats: 634037-129951, karta 5 B NO Foto: Lars-Göran Pärklint, Fisk- och vattenvård.

Liksom en avvägning ska göras mellan den ekologiska nyttan av total utrivning kontra partiell utrivning och bevarande av vissa delar av t.ex. en kvarndamm, bör fasta kulturminnen vägas mot kulturtraditioner som t.ex. ål- eller laxfisken som funnits högre upp i systemet före en damm.

5.5.6 Praktisk utrivning av dammar

Att riva ut en damm kan vara en mycket snabb process, någon veckas arbete, vilket kan sättas i relation till den ofta långa tid det tar att komma fram till ett utrivningsbeslut. Precis som vid uppförande av en damm krävs vid utrivning ett tillstånd från miljödomstolen (läs mer i Kapitel 3 och 4 samt Naturvårdsverket 2007). Det är viktigt att arbeta vid låga vattenflöden och orsaka så lite grumling som möjligt.

Det kan vara nödvändigt att bygga en mindre tillfällig damm uppströms den egentliga dammen för att kunna föra vatten förbi byggplatsen. Gabioner, mindre sten inneslutna i metallnätputsar, eller sprängsten kan användas för uppgiften. De förra har fördelen att enkelt kunna lyftas bort efteråt. Vattnet kan också ledas i enkla plaströr förbi dammen vid utrivning.

De gånger man noterat problem vid damnutrivning i Sverige har orsaken ofta varit erosion av stränder till den nya fåran eller tillfällig påverkan av sediment nedströms.

Eventuellt bygger man i mindre vatten ett dämme av råspont med ett uttag för ett rör som för undan vattnet. Akta så att inte nedströms bottnar går torra, dvs. placera röret så att det återför vatten till hela nedströms sträckan. Ibland får man justera bottnarna något nedströms för att sprida vattnet.

Eventuella vattendomar måste kontrolleras så att det inte finns vissa givna nivåer som måste vidmakthållas. I så fall krävs noggrannhet vid nivåavvägning och det rekommenderas att arbeta med grävmaskin med laseravvägningssystem.

Kablar och rör som behöver skyddas kan man temporärt lägga ett U-betongblock över under arbetet. Alternativt låter man blocken vara kvar och lägger permanent över massor.

Före projektstart måste dammens bottnar ha undersökts, t.ex. genom att köra ner armeringsjärn eller liknande, alternativt genom att handloda eller genom dykinspektion. Alternativt, och bäst, gör man en provavsänkning av dammen och kontrollerar då bottnarna. Försök att bedöma sedimentens tjocklek, volym, sammansättning och bärighet för maskiner.

Sedimentmängderna i dammen är ofta ett problem och betraktas enligt avfallsförordningen som avfall om man flyttar på dom. Deponering av muddermassor är tillståndspliktigt enligt Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Vid deponering krävs tillstånd från länsstyrelsen. Är dessa fria från föroreningar kan de antagligen tillåtas att spolat ur, alternativt stabiliseras på plats. I nödfall kan de grävas ut, då till stora kostnader. Om det är fråga om liten utgrävning och det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen kan skadas till följd av vattenverksamhetens inverkan på vattenförhållandena (11:12 MB) kan det räcka med ett samråd enligt 12:6 MB, annars krävs tillstånd för vattenverksamheten (se även Kapitel 3 och 4). Man får aldrig gräva ut sedimenten med vatten kvar i dammen.

Det blir för stora grumlingar och dessutom stora mängder som ska flyttas. Lämpligen bör sedimentmassorna torka 3–4 dagar innan grävning sker.

De sedimentmängder som ansamlats i dammen bör screenas för miljögifter innan utrivning om misstankar finns om att miljöstörande industrier, deponier eller gruvor uppströms kan ha medfört kontaminering. Innehåller sedimentet höga miljögifthalter får det i regel behandlas som miljöfarligt avfall enligt avfallsförordningen (2001:1063) och kan bara deponeras enligt tillståndet på särskilda deponier, mot hög avgift. I regel är det enklast att i sådana fall låta sedimentet ligga kvar. Mer information om hantering av muddermassor finner du i Naturvårdsverkets rapport 5696, Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor.

Sänker man dammen successivt kommer exponerad sedimentbotten att stabiliseras och beväxas med vegetation. Optimalt gör man successiva avsänkningar under flera år, så att de blottade sedimenten successivt stabiliseras av vegetation. I regel är detta dock inte praktiskt möjligt. Den ursprungliga fåran brukar erodera fram efterhand, alternativt får man gräva fram den och då lägga sediment på sidorna. Erosionssäkra stränder med grövre sten för att förhindra ras. Annars får man i en nyligen utriven damm med kvarliggande sediment på sidorna en fas med vertikal erosion varvid en djup och smal vattenfåra bildas. I nästa fas kommer de branta sidorna att erodera vilket får fåran att breddas och stabiliseras. Bästa är att förebygga denna erosion genom att fasa av kanter och stensätta stränder.

Är sedimentet inte förorenat kan det ibland användas för att skapa markytor som snabbt beväxas. I regel behöver man inte plantera något, men föreligger risk för erosion av den blottlagda markytan kan man lägga över kokosmattor eller geotextil.

Det är dock enklast och billigast att låta sedimentet sköljas ur nedströms. Detta kan ske om det är små sedimentmängder och nedströms habitat med dess fauna och flora anses kunna tåla en tillfällig sedimentökning. Gör sådana ingrepp med varsam urtappning vid höga flöden och låg vattentemperatur. Detta kommer trots all försiktighet att ge en störning. Det finns

utländska exempel på störningar från sediment under lång tid (12 månader; Thomson m.fl. 2005) och långt nedströms (10 km) dammar (Stanley & Doyle 2003). Denna störning brukar dock vara av övergående natur (Bednarek 2004, Bushaw-Newton m.fl. 2002, Stanley & Doyle 2003). Man bör tillåta denna störning med tanke på att åtgärden som helhet kommer att ge långvarigt positiva effekter. Fisk och rörliga botten djur brukar rekolonisera snabbt, medan större fastsittande mollusker och vegetation kan störas betydligt.

Vill man påskynda urspolningen kan man kvarhålla vatten i uppströms dämmen och sedan släppa ut vattnet som ett högförlöde. Detta skapar dock stora säkerhetsproblem och kan bara användas i områden där man har full kontroll över vattendraget.

Efter tömning av sediment genom urspolning ur Laggaredammen i Hökesån (Habo kommun) förelåg påföljande somrar (2005, 2006) normala tätheter av öringungar och signalkräftar nedströms dammen (muntligen Per Sjöstrand). Vid utrivning av en damm i Vessingeån år 1993 täcktes nedströms elfiskelokal delvis med 0,5 m sand påföljande sommar. Två år senare var lokalen rensköld och fisktätheterna normala (muntligen Hans Schibli).

En riskbedömning måste ske för det enskilda fallet. Önskvärt vore mer forskning på området. Tills vidare får sedimentmängd, vattenhastighet, längden strömbiotoper samt fauna och flora nedströms ingå i en riskbedömning. Små mängder sediment, hög vattenhastighet, långa strömsträckor och en utarmad eller trivial artsammansättning utan inslag av t.ex. stormusslor kan utgöra indikationer på lämpliga platser där urspolning kan tillåtas. Speciellt gäller detta om rekolonisation av arter enkelt kan ske både upp- och nedifrån. Finns naturliga sedimentationsbäcken i form av sjöar eller stora sel utan stormusslor kan detta också vara en faktor som kan vara gynnsam för urspolning. En faktor som ytterligare minimerar negativa effekter är om utrivning sker vid lågvatten före vårflod. De stora vattenmängderna i vårfloden i kombination med kallt vatten och relativt inaktiv fauna kan vara fördelaktiga, såvida inte stora mängder fiskrom-/yngel ligger begravda i nedströms bottenar.

Stormusslor

I Sverige har vi sju inhemska arter av stormusslor. Samtliga sitter i bottenarna och filtrerar näring ur vattnet. Alla arter lever i rinnande vatten, men några lever huvudsakligen i sjöar. Stormusslor har en avancerad fortplantning som bygger på att deras larver parasiterar på fiskars gälar innan larverna blir fullt utvecklade musslor. Olika stormusslor har olika värdfiskar. Gemensamt för stormusslor är också att de är långlivade, könsmognar sent och generationstiden således lång. Med specifika krav på värdfisk, lång generationstid samt känslighet för förhöjd sedimenttransport, förorening och krav på fria vandringsvägar för värdfisken har stormusslorna problem i vattenlandskapet. Utrivning av dammar med minimal grumling gynnar stormusslorna, men exempel finns på tillfälligt negativ påverkan på grund av översedimentation efter utrivning (Sethi m.fl. 2004).

Flodpärlmussla och tjockskalig målar-mussla är fridlysta i Sverige. Den förra lever i klara och kalkfattiga strömvatten med hårdbottnar i moränlandskapet. Den senare lever i jordbrukslandskapets åar i södra och sydöstra Sverige.

Läs mer i Guide till Sveriges stormusslor av von Proschwitz m.fl. 2006.



Flodpärlmusslor. Påträffas stormusslor vid grävning ska de sättas tillbaka i åfåran. Foto: Andreas Broman.

Vid större dammar som avsänkts för snabbt har man fått kraftig erosion nedströms samtidigt som det forsande vattnet kan bli övermättat med gaser. Sådan gasövermättnad kan vara harmful för fisk. Effekten är dock vanligen obefintlig eller åtminstone ringa och snabbt övergående.

Rent praktiskt så rivs de flesta dammar bara med grävmaskin, speciellt om det gäller äldre stendamm. För att riva betongkonstruktioner kan man använda en grävmaskin utrustad med en tandad skopa – en tandskopa. Tar man i får hårt går tänderna av - inte hela skopan. Vid hårdare betong kan grävmaskinen utrustas med hydraulhammare. Hydraulhammare kan även användas manuellt, men det bör undvikas eftersom det är arbetsamt och kan vara riskfyllt. Denna utrustning går att hyra, men billigare blir generellt att anlita en kunnig entreprenör.

Man kan också riva betong genom sprängning, eller hellre snigeldynamit. Vid båda fallen får man borra hål, lämpligen med en bergborrmaskin, t.ex. en Cobra. Den kostar ca 50–250 SEK i hyra per dag beroende på storlek.

Vid både utrivning och restaurering av den gamla fåran är det viktigt att arbeta med upprepad nivåavvägning så man får de höjdnivåer och lutningar som önskas. Saknar grävmaskinen laseravvägningssystem kan ett mobilt, handhållet sådant köpas in för ca 5 000–7 000 SEK.

Kostnaderna för en dammutrivning i Åtgärdsdatabasen är i median 1 000 000 SEK/fallhöjdsmeter (62 000–299 000), dvs. generellt jämförbart eller något billigare än att bygga en faunapassage genom eller förbi hindret. Som nämnts tidigare blir utrivning betydligt billigare än en passage sett till säkerställd funktion och minimal tillsyn och skötsel. Kostnaden för utrivning ökar med dyra fallrätter, besvärliga (toxiska) sediment, stora vatten, stora kulturvärden som måste beaktas, svårframkomlig terräng, behov av kompletterande biotopvårdsåtgärder och skredrisk i området. Utifrån amerikanska exempel (Maclin & Sicchio 1999) var mediankostnaden för utrivning 240 000 SEK per fallhöjdsmeter, dvs. högre

än för svenska förhållanden. Dessa dammar hade dock en medianhöjd av 6,5 m, jämfört med 3 m i Åtgärdsdatabasen. I ett annat amerikanskt material angavs både längd och bredd på dammen och priset per kvadratmeter dammfront (höjd × bredd) kunde beräknas. Medianvärdet var 2 700 kr per m² (43 dammar, medelhöjd 6 m, medellängd 83 m; <www.amerivcanrivers.org>).

5.5.7 Utrivning av mindre dämmen i sjöutlopp

Många sjöar har små dämmen i utloppet. Dessa dämmen kan ha haft flera funktioner förr, t.ex. att vara flötningsdamm, för reglering av vattenflödet nedströms eller för reglering av sjönivån. Ofta är det sistnämnda funktionen som återstår idag. Antingen är det ett enkelt oreglerat överfall över en tröskel eller skibord, eller så kan det vara konstruktioner med sättare för att kunna reglera sjön utöver den normala tillrinningen.

I regel vill man behålla funktionen som nivåreglerare hos utloppet. Ibland kan denna funktion vara fastställd i vattendom. Eftersträvas naturliga förhållanden ska översvämning och naturliga vattenståndsvariationer återskapas, men ofta måste man göra en kompromiss mellan natur-, kulturvård, lagstiftning och lokalboendes önskemål. De senare har ofta farhågor att bryggor, fastigheter, båthamnar och badstränder påverkas negativt, för att inte nämna påverkan på landskapsbilden.

Går det inte att riva ut dämnet helt så kan man ofta fundamenten vara kvar för att stödja ett nytt utlopp. Detta kan byggas som en stentröskel eller så tar man bara bort sättare och skibord och trösklar upp vattendraget nedströms upp till dämnet. Alla sättare behöver inte tas bort, bara de som dämmer medan sättare i luften kan lämnas kvar som en eftergift åt kulturvården. Även vissa stockar eller andra delar av skibordet kan lämnas intakta. Av dessa åtgärder får man kvar ett enkelt överfallsdämme som inte längre hindrar passage av djur.

Om man behåller fundament och annat så kan de gamla fundamenten dämna sjön vid högflöden, speciellt om utloppet byggts som en enkel tröskel. För att öka avrinningsförmågan kan utloppströskeln göras som en hästsko eller åtminstone konvex nedströms. Då får man en större sträcka/kant som kan svara för avtappning vid högflöden. Gör man på detta sätt är det viktigt att se till att v-skära tröskeln så att vatten genom utloppet alltid säkerställs vid lågflöden.

Det är ofta svårt att exakt avgöra dämningseffekterna av en ny stentröskel. Räkna med att återvända efter några dagar för att se vattenståndsförändringarna. I samband med högflöden kan man också räkna med att behöva justera tröskeln genom ta bort eller lägga till sten. Planera in dessa åtgärder i projektet från början. Oftast kan dessa efterkorrigeringar göras med handkraft och blir inte dyra.

När man i princip bara tar bort ett dämme i ett sjöutlopp och ersätter det med någon form av stentröskel eller över-/underfallsutskov blir självfallet kostnaderna betydligt lägre än ovan för utrivning av en damm. Allt beror av hur omfattande åtgärder som görs, fallhöjd och bredd. Vanligen kan kostnaderna hamna under 5 000–10 000 SEK i mindre sjöutlopp.

5.5.8 Lyckade exempel

Det finns publicerat sammanställningar över lyckade dammutrivningar från frivilligorganisationer i USA (t.ex. Maclin & Sichiio 1999). Exempelvis kan nämnas Butte Creek, Kalifornien, där lekpopulationen av Chinook-lax ökade från 14 stycken till över 20 000 efter utrivning av fyra bevattningsdammar (total projektkostnad ca 60 miljoner SEK). För svenska förhållanden finns ännu inga sammanställningar eller utvärderingar. Vi väljer att redovisa ett antal framgångsrika objekt som kan tjäna som förebild.



Figur 2. Hökhultsdammen i Tabergsån, Jönköpings län, före utrivning. Dammen var 5 m hög och 350 m lång. Den tömdes försiktigt så att inte sedimentet rubbades. Sedimentet var förorenat och den bästa lösningen var att låta det ligga kvar, men täckas över. Plats: 640033-139960, karta 7 D SO. Foto: Per Sjöstrand, Jönköpings fiskeribiologi.



Figur 3. Hökhultsdammen efter utrivning. Efter utrivning blev ytterligare 1 km av Tabergsån tillgänglig för vandrande fisk, t.ex. insjööring från Vättern. Tätheten av öring har ökat från 5,2 till 140 per 100 m² två år efter åtgärd. Notera hur stränderna stenkläts för att minimera erosion. Genom stenutläggning i fåran har variation och mindre forsackar erhållits. Plats: 640033-139960, karta 7 D SO. Foto: Per Sjöstrand, Jönköpings fiskeribiologi.



Figur 4. Dammen vid Flyggers färg i Sörån, Grönkullen i Bollebygd, Västra Götalands län, före (övre bild) respektive efter (nedre bild) åtgärd. Det tog 5 år att projektera, förankra, köpa fallrätt och genomföra förbipassage av dammen. Dammen innehöll 3 000 m³ sediment som visade sig vara förorenat med dioxin. Det gällde således att låta dammen och sedimentet vara kvar. Istället höjde man vattendragets nedströms, s.k. upptröskling (se Avsnitt 5.5) genom att lägga ut 1 000 m³ sten. Plats: 639870-130873, karta 6 C NV. Foto, övre: Robert Versa, Ignita. Foto, nedre: Andreas Bäckstrand, Länsstyrelsen i Västra Götalands län.



Figur 5. Utrivning av Hovgårdsdammen, Gåsslösa naturreservat, i Himleåns vattensystem, Varberg, Halland. Fallhöjden är ca 4 m och grävmaskinen arbetar ovanifrån på grund av svårframkomlig terräng nedströms. En fyrhjulsdriven traktor med dumperkärra transporterar bort massorna. Två sådana ekipage betjänade grävmaskinen för optimalt utnyttjande. Plats: 634037-129951, karta 5 B NO. Foto, nedre: Lars-Göran Pärklint, Fisk- och Vattenvård.



Figur 6. Resultat efter utrivning av Hovgårdsdammen. Observera att muren sparats (syns i bildens vänstra del). Vattendragets botten har stensatts (s.k. stensula; natursten 120–500 mm i ca 0,7 m tjockt lager) för att inte erodera ned i de gamla sedimenten från dammen. Sedan har några större stenar lagts i för skapa habitatvariation och minska vattenhastigheten. Foto: Lars-Göran Pärklint, Fisk- och Vattenvård.



Figur 7. Utløpsdämme vid Storsjön; Strömbäcken i Lögdeälven. Den tidigare flötningsdammens dammtröskel, skibord och sättare har tagits bort (vänster bild). Istället har en naturlig stentröskel etablerats (höger bild). Man kan lämna ännu kvar mer av de tidigare dammstrukturerna utan att påverka. Observera dock att fundamenten innebär att sjöns däm vid höglöden. Plats: 708670-163790, karta 20 I NO. Foto Roger Vallin, Länsstyrelsen i Västerbotten.



Figur 8. Utrivning av dämme vid Lillsävarträsk utlopp, Sävarån, Västerbotten. Dammtröskeln (vänster bild) har tagits bort och en lätt passerbar tröskel har byggts upp (höger bild). Dämmets fundament finns kvar dels för att stabilisera utloppet, dels av kulturvårdsskäl. Genom tröskeln erhålls samma vattenyta i Lillsävarträsk. Plats: 714319-170758, karta 21 K NV. Foto Före: Mats Norberg, Efter: Per Kroon, båda länsstyrelsen i Västerbottens län.

5.5.9 Källor och underlag

Allan, D.J. 1995. Stream ecology: Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London, 400 s.

American Rivers & Trout Unlimited, 2002. Exploring dam removal. A decision-making guide. 80 s. Återfinns på <www.tu.org>.

American Rivers & International Rivers network, 2004. Beyond dams. Options & Alternatives. 79 s. Återfinns på <www.americanrivers.org>.

Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8:255-283.

Bednarek, A. 2004. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environ. Mgmt* 27(6):803-814.

Bushaw-Newton, K.L. m.fl. 2002. An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: The Manatawny Creek study: Dam removal. *J. Am. Water Resources assoc.* 38(6):1581-1599.

Doyle, M.W., Stanley, E.H. & J.M. Harbor, 2003a. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resources Research* 39(1):1-15.

Doyle, M.W., Stanley, E.H. & J.M. Harbor, 2003b. Hydrogeomorphic controls on phosphorus retention in streams. *Water Resources Research* 39(6):1-17.

Doyle, M.W., Stanley, E.H., Cailin, H.O., Selle, A.R., Sethi, S.A. & J.M. Harbor, 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the heartland. *Geomorphology* 71:227-244.

Fearnside, P.M., 1995. Hydroelectric Dams in the Brazilian Amazon as Sources of "Greenhouse Gases. *Environmental Conservation* 22(1):7-19.

Gregory, S., Li, H. & J. Li, 2002. The conceptual basis for ecological responses to dam removal. *Bioscience* 52(8):713-723.

Heinz Center, 2002. Dam removal – science and decision making. The H. John Heinz II center for science, economics and the environment, 221 s. Återfinns på <www.heinzctr.org/>.

Hjerdt, N. & Birgitta Malm Renöfält, 2006. Att riva dammar och restaurera vattendrag. *Älvräddaren* 2006:14-19.

Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A. & V. Ittekkot, 2000. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio* 29(1):45-50.

Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfält, 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81(4):899-903.

Maclin, E. & M. Sicchio, 1999. Dam removal success stories. Restoring rivers through selective removal of dams that don't make sense. *American Rivers, Friends of the earth & Trout unlimited*, 146 s. Återfinns på <www.americanrivers.org>.

Naturvårdsverket, 2003. Bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag. Rapport 5330.

Naturvårdsverket 2007. Omprövning av vattenverksamhet. Fakta 8287.

Naturvårdsverket 2007. Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och mudermassor - Lämplighet och potential för svenska förhållanden. Rapport 5696.

Nilsson, C. & K. Berggren, 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50(9):783-792.

von Proschwitz, T., Lundberg, S. & J. Berggren, 2006. Guide till Sveriges Stormusslor. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Naturhistoriska Riksmuseet och Göteborgs naturhistoriska Museum.

Malm Renöfält, B., Nilsson, C. & R. Jansson, 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *J. Biogeogr.* 32:2025-2037.

Orr, C.H., 2002. Patterns of removal and ecological response: a study of small dams in Wisconsin. *Licentiatavhandling, Univ. of Wisconsin, Madison* (Citerad genom Doyle m.fl. 2005).

Orr, C.H. & E.H. Stanley, 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River research and applications* 22:281-295.

Pizzuto, J., 2002. Effects of dam removal on river form and process. *BioScience* 52(8):683-691.

Roberts, S.J., Gottgens, J.F., Spongberg, A.L., Evans, J.E. & N.S. Levine, 2007. Assessing potential removal of low-head dams in urban settings: An example from the Ottawa River, NW Ohio. *Environmental Assessment* 39(1):113-124.

Sethi, S.A., Selle, A.R., Doyle, M.W., Stanley, E.H. & H.E. Kitchel, 2004. Response of unionoid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (USA). *Hydrobiologia* 525:157-165.

Stanley, E.H. & M.W. Doyle, 2003. Trading off: the ecological effects of dam removal. *Front Ecol. Environ.* 2(1):15-22.

Straskraba, M. 2005. Reservoirs and other artificial water bodies. Sid: 300-328. Ur: *The lakes handbook*, volume 2. Red: P.E. O'Sullivan & C.S. Reynolds. Blackwell Publishing, 560 s.

Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. & D.M. Winter, 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *J. North Am. Benthological Soc.* 24(1):192-207.

WCD (World Commission on Dams), 2000. Dam reservoirs and Greenhouse gases. Report on the workshop held on February 24 & 25, 2000: Hydro-Quebec, Montreal, 17 s. Återfinns på: <www.dams.org/docs/kbase/thematic/drafts/tr22_workshop.pdf>.

Planeras:
Naturvårdsverket. Vägledning enligt 11 kap. miljöbalken om muddring och hanteringen av muddermassor (beräknas vara klar 2008).

5.6 Miljöanpassade lågvattenflöden

Erik Degerman

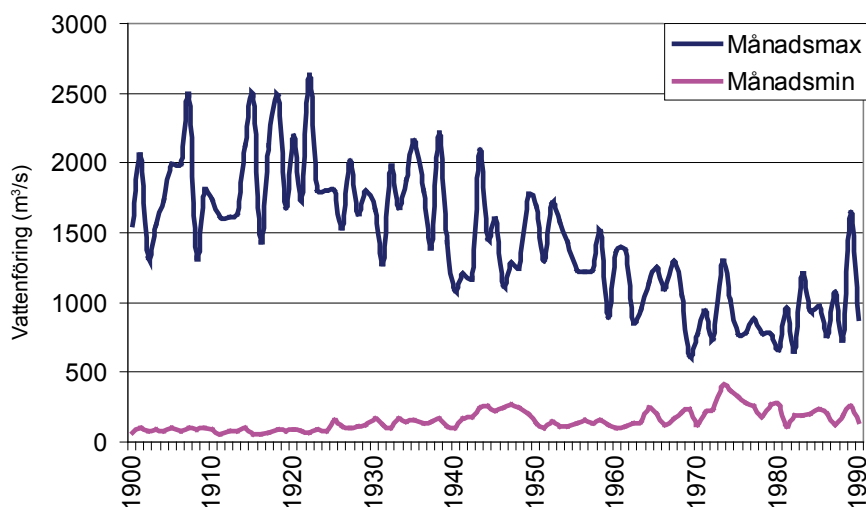
5.6.1 Det reglerade vattenlandskapet

Alltsedan medeltiden har vattnets kraft utnyttjats. Först var fördämningarna små och alltså finns många små dammar kvar, framförallt i södra och mellersta Sverige. I Norrland byggdes under senare hälften av 1900-talet gigantiska reglerings- och kraftverksmagasin. Idag finns ca 1 800 vattenkraftverk i Sverige och antalet ökar. Man antar att ca 80 % av den tillgängliga vattenkraftpotentialen är tillvaratagen och utbyggd i Sverige.

För att optimera energiutvinningen och värdet av vattnet så magasineras det. Många mindre kraftverk har i princip bara genomströmningsmagasin med liten möjlighet att förändra vattenföringen, annat än under lågflödesperioder. De har egentligen ingen vattenmagasinerande effekt utan har

byggts för att öka fallhöjden. Just under lågvattenperioder kan de dock tillfälligt magasinera tillrinningen och sedan köra kraftverket en kort tid, för att därpå åter magasinera och vid lämpligt tillfälle köra kraftverket, s.k. "spolkörning".

När det finns större magasineringsmöjligheter sker en påtaglig påverkan även utanför lågflödesperioden. Ofta förändras flödesregimen helt så att maxflödena minskar medan lågvattenföringen ökar sett över året genom den mängd magasin som byggs (Figur 1). De negativa effekterna ackumuleras nedströms i många vattensystem där multipla dammar finns (ex. Jansson m.fl. 2000). Dammarna placeras ofta så nära varandra att alla strömsträckor försvunnit. Olika tappningsregim i vattensystem med olika ägare till kraftverk och regleringsdammar skapar en oerhört komplex flödesregim, t.ex. i Ljungan.



Figur 1. Högsta och lägsta månadsmedelvattenföring åren 1900-1990 i den sedan 1921 alltför reglerade Luleälven (Data SMHI).

Ju mer av tillrinningen dammarna kan magasinera, desto större påverkan får de på nedströms morfologi och hydrologi. Dammarna som kan magasinera ett års tillrinning eller mer har mycket stor negativ påverkan på ekosystemet (Heinz Center 2002).

Minskningen av extrema maxflöden innebär att de processer som vidmakthåller och förnygrar fåran minskar. Dessa höglöden sorterar också om och förflyttar botten-substrat. Utan sådana flöden stabiliseras fåran, samtidigt som den sedimenterar igen och får mycket bottenvegetation. Normala höglöden som återkommer årligen är viktiga för att knyta ihop vattnet och stranden genom översvämningar.

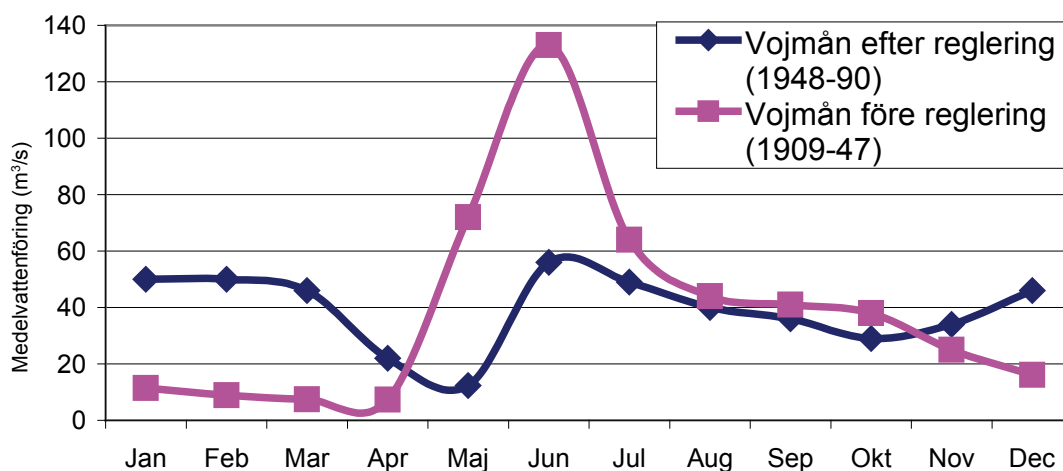
Förändringen sker också inom året eftersom vårfloden hålls inne och utjämnas över året, framför allt för att kunna användas under vintern då energibehovet är stort (Figur 2). Man brukar tala om "vänd vattenförling" där det mesta vattnet rinner på vintern istället för under vår och sommar. Totalt får dessa förändringar av vattenflödet stora konsekvenser för vattendragets flora, fauna och geomorfologi (läs mer i Avsnitt 5.5).

En vattenreglering innebär inte bara att själva vattendraget förändrats, integrerat med vattendraget är dess strandzon som också påverkas starkt (ex. Jansson m.fl. 2000). Extrema höglöden som återkommer med 5–10 års intervall sätter gränsen för träd i strandzonen. Utan en naturlig hydrologisk regim kan den naturliga vegetatio-

nen i strandzonen inte bevaras (Johansson & Nilsson 2002, Renöfalt 2004). Reglerade vatten får en smal och ensartad strandzon. Lågflöden sommartid bestämmer ofta utbredningen av akvatisk vegetation. Låg och utjämnad vattenförling utan extrema höglöden är troligen orsaken till att reglerade älvar har så mycket mossor, löktåg och ibland alger.

Ofta kan långa sträckor nedströms kraftverksdammar vara torrlagda, s.k. *torrfåror*; större delen av året för att vid riktigt höga flöden användas som extra utlopp. De eroderas därvid starkt.

Nedströms många kraftverk utsätts vattendraget dessutom för korttidsreglering. I takt med elbehovet (och därmed elprisets) förändringar under dygnet eller veckan ökas eller minskas abrupt vattenförlingen. Ibland kan vattenförlingen strypas helt, så kallad *nolltappning*. Detta skapar naturligtvis väldigt stressande förhållanden för djur och växter nedströms. Bottendjursfaunan reduceras i takt med ökad korttidsreglering (Raddum m.fl. 2006). Fiskar riskerar att ibland stranda och ibland spolras bort. Extrema höglöden kan bestämma en populations årsklasstyrka genom att helt enkelt spola bort ungar (Britton m.fl. 2004). Låmpliga habitat växlar ständigt och fiskarna får lägga mycket energi på habitatbyten och mindre fisk blir då lätt offer för predatorer (ex. Kraft 1972). I denna miljö brukar endast ett fåtal arter av så kallade generalister överleva.



Figur 2. Månadsmedelvattenförlingen i Voimån innan reglering (perioden 1909-1947) och efter reglering (1948-1990). Den kraftiga vårfloden är borta och vattensystemet växer och sedimenterar igen. Data SMHI.

5.6.2 Behovet av naturliga flöden och naturlig flödesregim

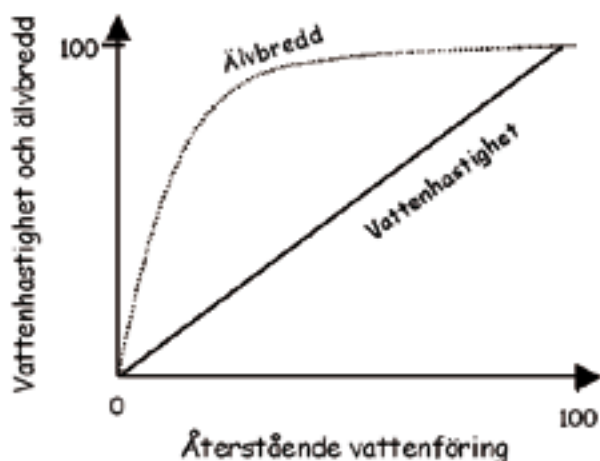
Mycket av denna manual handlar om livsmiljöer. Sådana skapas inte bara av de fysiska strukturerna utan naturligtvis också av vattnet. Ofta är vattenkvaliteten begränsande, men också vattenkvantiteten och -dynamiken.

Den vattentäckta ytan och vattenhastigheten är korrelerade med flödesmängden (Figur 3). Därmed är flödesmängden också proportionell till produktionen av fisk och smådjur i strömmande vatten. I ett flertal kustvattendrag förekommer extremt låg vattenförling på grund av förändringarna i landskapet. Låg vattenförling ger liten areal av strömhabitat. Beståndstätheten av lax och öring i vattendrag på svenska västkusten är därför direkt korrelerad till lågvattenförlingen sommartid (Degerman m.fl. 1997).

Under de senaste 15 åren har vetenskapen samlat allt fler bevis för att ett vattendrags naturliga flödesregim, mönstret med höga och låga flöden över året och mellan år, har avgörande betydelse för att vattendrags ekologiska status (ex. Poff m.fl. 1997, Saltveit 2006). Den "naturliga flödesparadigmen" säger att hela skalan av inom- och mellanårsvariation i hydrologiska regimen, med associerade egenskaper som varaktighet, tidpunkt, frekvens och förändringshastighet i flödet, är kritiska för att vidmakthålla den fulla naturliga biologiska mångfalden (ex. Gorbunov 2001). Vissa flöden får fisk att starta vandringar och lek (ex. Slavik & Bartos 2004), andra flödesmönster ger stimuli för viktiga faser i insekters liv, rekrytering av strandvegetation, transport av sediment och erosion. Minst 40% av normal vattenförling vid aktuell tidpunkt anses krävas för att stimulera lax och öring att vandra uppströms (Winstone m.fl. 1985). Cowx & Welcomme (1998) har uttryckt detta som att vandringarna initieras vid 80 l/s och meter vattendragsbredd och kulminerar vid 200 l/s och meter vattendragsbredd. I ett vattendrag med 10 meters bredd skulle detta innebära att en nedre gräns för vandring av lax och öring erhålls vid 0,8 m³/s och att vandringen kulminerar vid 2 m³/s.

Efter naturliga extrema högflöden sker en föryngring och vitalisering av faunan, och trots att fiskar tillfälligt kan dislokaliseras, har man noterat 5–10 % ökning av fisktäthet och biomassa snart efter sådana flöden i europeiska floder (Lusk m.fl. 2004). Det kan nämnas att utvandrande ungar av laxfisk, s.k. smolt, ofta vandrar vid högflödesperioder, troligen för att snabbare komma till havet och därmed minska risken att bli uppäten på vägen. I vattensystem där dessa högflöden hålls inne, eller kommer vid andra tidpunkter, har smoltutvandringen försvårats.

Det går således inte att ändra flödesregimen utan att ekosystemet förändras. Om flödet begränsas i kvantitet, t.ex. vid minimitappning, minskar proportionellt mängden habitat, speciellt strömhabitat, nedströms (Figur 3), dessutom kommer de hydromorfologiska förutsättningarna nedströms att förändras. Ett minskat flöde innebär en snabbare uppvärmning eller avkylning, med andra ord ökar temperatursvängningarna som en ren volymeffekt. Vidare ökar känsligheten för andra störningar som får större effekt vid små flöden, t.ex. försurande tillflöden eller punktvis tillförsel av sediment eller avlopp. Dessa



Figur 3. Samband mellan vattenförling (från 0–100 % av naturligt flöde) och medelvattenhastighet resp vattendragsbredd. Figur: Ingemar Näslund, Länsstyrelsen i Jämtlands län.

förändringar kommer att få så kallade kaskadeffekter i ekosystemet där habitatförändringarna eskaleras i förändringar av arter och processer. Cirka 100 djurarter och ca 15 kärlväxter antas idag hotade av vattenkraften (muntligen Birgitta Renöfält).

5.6.3 Miljöanpassade flöden

Definition

Definitionsmissigt kan miljöanpassade flöden sägas vara "det flödesmönster och -kvantitet som krävs för att vidmakthålla en godtagbar ekologisk status". Miljöanpassade flöden (ecological flows), eller ekologiskt hållbart flöde, är samhällets avvägning mellan de krav som finns för att tillförsäkra god ekologisk status i vattendrag och samtidigt gynna andra intressen (se mer i Renöfält & Nilsson, 2005). Det innebär att vattenkraftutnyttjande och bevattningsuttag kan fortgå, men att de måste ge utrymme för det naturliga vattenlivet och -dynamiken. Miljöanpassade flöden är därmed den nödvändiga nivån av flöden som krävs för ursprungliga och livskraftiga populationer, en avvägning mellan flera intressen där ingen får mycket, men alla klarar sig.

Naturlig flödesregim

Vattenflödet kan karakteriseras av fem faktorer:

- flödesmängd (mängd)
- frekvens av olika flöden (frekvens)
- varaktighet av olika flöden (varaktighet)
- tidpunkt för olika flöden (tidpunkt)
- förändringstakt vid flödesförändringar (förändringstakt).

Dessa faktorer kan sägas beskriva flödesregimen. Det finns framtaget datorprogram som hjälper en att bedöma påverkan av vattenflödets fem komponenter utgående från dagliga flöden (ex. <www.nature.org/initiatives/freshwater/conservationtools/art17004.html>). Läs mer i Richter m.fl. (1996, 1997).

Metodik för att bestämma miljöanpassade flöden

För att bestämma det erforderliga miljöanpassade flödet har i praktiken tre angreppssätt använts:

- 1) Hydrologiska metoder
- 2) Habitatsimuleringsmetoder
- 3) Holistiska metoder.

Hydrologiska metoder (1) baseras på flödesstatistik, ofta i form av månadsmedelvärden. Utgående från t.ex. fiskars behov eller hydromorfologi bestäms att en viss procent av medelvattenföringen krävs under lågvattenperioder för att vidmakthålla god status. Metoden är ofta använd internationellt för att bestämma minimivattenföring nedom kraftverksmagasin. Av tradition i Sverige har man vid vattenkraftutbyggnad försökt att få till stånd just ett sådant statiskt flöde, som åtminstone skulle kunna möjliggöra viss lekvandring, reproduktion och uppväxt för laxfiskar. Därmed har man dock lämnat alla övriga arter och processer därhän.

De vattenkvantiteter som krävs för att vattendraget ska hysa en naturlig och produktiv fauna är endast framtagna för enstaka områden och oftast för laxfisk. Den klassiska modellen kallas "Montana-metoden" (Tennant 1976). Den har utvecklats för amerikanska mellanvästern och baseras på skattningar från ett flertal system. Metoden fokuserar på vilka vattenkvantiteter som krävs som minimiflöden. I princip konstaterades att vid 60–100 % av medelvattenföringen (medel-Q) sommartid var systemet i utmärkt status. Vid 40 % av medel-Q ansågs statusen vara god och vid 30 % måttlig ("fair"). Nivån 40 % för god status har verifierats för kanadensiska laxälvar, där man också noterat att behovet av en god lågvattenföring vintertid är lika viktig som en god sommarlångvattenföring (Scruton & Ledrew 1997).

Sådana fasta riktvärden tar dock ingen hänsyn till den variabilitet som krävs i flödet. Att ta hänsyn till kravet på variationer i flödet har utvecklats vidare i RVA-modellen (Range of Variability). Här arbetar

man ofta med flödesdata från opåverkade sträckor för att bedöma behovet av naturlig variation i flödet. Hill m.fl. (1991) har studerat flödesregimerna i Salmon River, Idaho, USA. De kom fram till vid jämförelse med naturliga förhållanden att det reglerade flödet inte fick förändras med mer än 10 % mellan två dagar.

Habitatsimuleringsmodeller (2) baseras på att ett antal nyckelarters behov av flöden (och därmed vattenhastighet, djup och olika processer) får bestämma vilket flöde och flödesvariation som krävs. Ofta har dessa nyckelarter varit laxfiskar. Instream flow incremental methodology (IFIM) utvecklades på 1970-talet för laxfiskars behov (ex. Stalnaker 1979). Tyvärr har man sällan tagit hänsyn till de flöden som krävs för att vitalisera fåran, eller ens vad som krävs för att laxfiskar ska kunna genomföra hela sin livscykel. En del av IFIM, nämligen PHABSIM (PHysical HABitat SIMulation), har senare använts för att integrera effekten av flödet och tillgängligt habitat. Detaljerade fältundersökningar krävs för att kunna modellera effekten av olika flöden på vattenhastigheter och djupförhållanden. Utgående från goda förkunskaper om olika arters habitatkrav kan olika flödes effekter på mängden tillgängligt habitat undersökas. Idealt erhålls för varje flöde en WUA (weighted usable area); ett mått på hur stor del av vattendraget som kan nyttjas av arten eller rent av storleken av fisk. Ofta arbetar man med relativt korta segment, med en längd på ca 20 gånger vattendragsbredden. PHABSIM är därmed mest tillämpligt för studier nedströms enskilda vattenregle-

ringsställena. I och med att den naturliga flödesdynamiken inte vägs in är resultatet av begränsad användbarhet. PHABSIM är också platsspecifik och kostsam att ta fram. Dessutom tar den bara hänsyn till enskilda arter under korta perioder. En dynamisk modellering för flera arters och fårans behov överstiger vad våra modeller är kapabla till. Ansatser finns dock till att ta hänsyn till flödenas variabilitet.

Holistiska metoder (3) har främst utvecklats i länder med vattenbrist, Sydafrika och Australien. Det är idé-baserade modeller som bygger på en avvägning mellan ekosystemets behov (ex ekologi, hydro-morfologi) och samhällets behov, med den kloka insikten att båda dessa behov behöver jämkas för en fungerande miljö vilken utgör basen för ett fungerande samhälle. Även här finns olika metodologier utvecklade. Oftast tillsätts en expertgrupp som representerar olika intressen, t.ex. biologi, geomorfologi, hydrologi, vattenkraft etc. Denna diskuterar sedan fram en lämplig flödesdynamik. Ibland arbetar man uppifrån och drar successivt bort flöden för olika behov. Ibland arbetar man nedifrån, dvs. från ett noll-läge och lägger efterhand till de flöden som anses krävas för olika behov och processer. I "building block methodology" (King och Louw 1998) arbetar man med fyra delar, byggstenar. Först fastställs ett nödvändigt minimiflöde för det akvatiska livet, därefter vad som krävs för att geomorfologiskt vidmakthålla vattenfåran. Som en tredje byggsten bestäms vad som krävs för att upprätthålla olika habitat och slutligen vad som krävs för migration av fisk.

5.6.4 Miljöanpassade lågvattenflöden nedom kraftverksanläggningar

Lagrum

Ett minimiflöde är det minsta vattenflödet förbi eller genom ett kraftverk eller en regleringsdamm. Kraftproducenten är enligt MB skyldig att vid omprövning av tillståndet för vattenkraft utan ersättning tåla att vatten motsvarande mellan 5 % och 20 % av produktionsvärdet släpps förbi eller igenom kraftverket till förmån för fiske- eller naturvårdsintresset. De hittills gjorda omprövningarna har emellertid utmynnat i en praxis om 5 %. Detta gäller dock endast om det går att påvisa att det finns sådana naturvärden att detta krävs. Ofta finns emellertid behov av att långt mer än 5 % av vattenföringen släpps för miljövärden. Allt överskjutande de 5 % får i så fall lösas in av staten eller annan intressent. Vattenföring utöver dessa 5 % har på detta sätt lösts in i Mörrumsån och Gullspångsälven. Det är inte realistiskt att förvänta sig att samhället kan gå in med medel för sådan inlösen annat än i speciellt skyddsvärda vattendrag.

I MB har det införts en anmälningsplikt, som komplement till tillståndsplikten. Bortledning av vatten av högst 600 kubikmeter ytvatten per dygn från ett vattendrag, dock högst 100 000 kubikmeter per år behöver enbart anmälas till länsstyrelsen. Dygnsvärdet innebär en bortledning av 7 l/s, vilket kan innebära mycket för små vattendrag i regnfattiga områden. Speciellt om det finns flera bevattningsföretag utmed vattendraget kan vattenföringen helt förbrukas.

Här föreslås därför att i vattendrag med höga naturvärden och liten vattenföring under sommarmånaderna kan anmälningslistan inte kan tillämpas och således måste verksamhetsutövarna söka tillstånd från miljödomstolen alternativt ordna sin vattenförsörjning på annat sätt än från dessa vattendrag. Länsstyrelsen har enligt den nya anmälningsplikten en möjlighet att förelägga verksamhetsutövaren att vidta försiktighetsmått eller söka tillstånd för

verksamheten enligt 11 kap. 9§ miljöbalken. Sammantaget innebär detta att det är upp till de enskilda länsstyrelserna att arbeta aktivt för att samordna bevattningsuttagen till rimliga nivåer.

Vi fördjupar oss här inte i lagrum med mera för vattenverksamhet eller omprövning av givna tillstånd. För de intresserade hänvisas dels till Kapitel 3, dels till "Tillsyn över vattenverksamhet", Strömberg 2000 resp "Omprövning av vattenverksamhet", Naturvårdsverket 2007. Det kan dock konstateras att krav på minimitappning oftast saknas.

Lågvattenföringen anses ofta vara det som begränsar flora och fauna i våra vattendrag och det råder delade meningar om hur stor den behöver vara för att upprätthålla ett fungerande ekosystem. Naturskyddsföreningen har för sin miljömärkning av el istället sagt att minimivattenföringen skall motsvara normal lågvattenföring, därmed ca 5–20 % av medelvattenföringen beroende på plats. Visserligen ger detta högre vattenflöden än enligt miljöbalken, men fortfarande ett väldigt statiskt flöde. Dagens lagrum och praxis vid tillämpning ger mycket litet utrymme för god ekologisk status i vattendrag med reglerad vattenföring.

EU:s Ramdirektiv för vatten är infört i svensk lagstiftning och innebär att det krävs omfattande åtgärder för att uppnå de miljökvalitetsnormer som sätts upp för varje vattenförekomst. De åtgärder som behövs fastställs i ett åtgärdsprogram per vattendistrikt och kan exempelvis bestå av anläggande av faunapassager, förändrad minimitappning och restaurering av biotoper.

Vi kan här konstatera att det idag inte finns fördjupad kunskap om miljöanpassade flöden i Sverige, och att ingen utveckling skett (Svensson 2004). Incitament för ett nationellt arbete finns dock (Renöfält och Nilsson 2005) och i maj år 2007 etablerades ett nätverk för utveckling av miljöanpassade flöden vid Swedish Water House. Läs mer på <www.swedishwaterhouse.se> samt <www.swedishwaterhouse.se/opencms/projects/index.html?event_id=183>.

Vad kan göras inom befintliga ramar?

De rekommendationer som ges här är föreslagna åtgärder och nivåer i skyddsvärda vattendrag. De utgör på intet sätt myndigheternas ställningstaganden.

1. Inlösen av fallrätt och utrivning av dammen. Detta är ekonomiskt möjligt bara för mindre vattensystem. Fallrätter har idag lösts in för några hundratusen kronor upp till ca 20 miljoner. I större system kan man tänka sig att lösa in del av fallrätten, t.ex. genom att "köpa loss" vatten, såsom skett i Gullspångsälven.
2. Införande av minimitappning av vatten till torrfåror. Ibland är dessa de enda återstående strömhabitaten i utbyggda system. I många fall blir detta isolerade strömhabitat i en lång radda av regleringsmagasin, men i många vattensystem skulle stora naturvärden återskapas. Åtgärden torde kräva omprövning av vattendom eller frivilliga överenskommelser. Återföringen av vatten måste ofta kombineras med anpassad biotopvård för att samla och styra vattnet. Tillförsel av lekområden, lekgrus, är också nödvändig.
3. Förändring av befintlig minimitappning genom omprövning. Strävan bör vara att minimivattenföringen över tid minst ska motsvara *naturlig* lågvattenföring med naturlig dynamik för årstiden.



Figur 4. Torrfåra nedom Lasele kraftverk i Ängermanälven.

4. För större älvar där huvuddelen av vattnet går i den gamla fåran kan det finnas möjlighet att så långt möjligt efterlikna den naturliga flödesregimen efter omprövning eller frivilliga avtal. Högre vårflöden, lägre vinterflöden och minimerad korttidsvariation är väsentliga faktorer för en bättre status.

5. I mindre vattendrag med minikraftverk bör kravet vara att ingen eller ringa korttidsvariation i flödet erhålls. Detta kan t.ex. erhållas om intermittent körning inte tillåts där flödet är tillräckligt för att medge kontinuerlig drift. Dessutom bör anordningar finnas som minskar risk för driftstopp, t.ex. galler eller länsar uppströms samt rörliga skovlar på turbiner. Återigen torde detta kräva omprövning eller frivilliga överenskommelser.

6. Prövning av vattenkraftutnyttjande som saknar fastställda villkor. Ett antal av de mindre kraftverken drivs av "gammal hävd" utan att ha lagligförklarats. Dessutom finns det en mängd domar utan fastställd minimitappning. I regel är det ett tidsödande arbete att genomföra detta varför det fått avvakta.

7. För fiskvägar vid dammar och kraftverk finns det ofta skäl till att särskilt anpassa vattenhushållningen för att vandringen ska kunna fungera. Exempelvis kan det i en miljödom vara nödvändigt med villkor om att kraftverket måste stängas av helt under några dygn och allt vatten släppas genom dammen eller fiskvägen (s.k. klunktappning). En annan bra ide kan vara att ha ett villkor om att "vatten som inte kraftverket förmår sluka" (s.k. överskottsvatten) ska i första hand släppas i fiskvägen. Under våren kan det för den utvandrande smoltens skull vid många kraftverk vara nödvändigt att stänga av verket och släppa vattnet genom dammen istället.

Rekommenderade nivåer på miljöanpassade minimiflöden

Det finns olika sätt att gå till väga för att få fram önskvärd minimitappning sommartid. Vanligast i Sverige är att man rekommenderar att en del av årsmedelvattenföringen ska utgöra tillåten minimivattenföring, tyvärr oftast bara 2–5 %. I exempelvis Mörrumsån utgör dock minimitappningen 25 % av årsmedelvattenföringen, vilket gör att laxfiskproduktionen kunnat upprätthållas på en hög nivå. Efter utbyggnaden av Gullspångs kraftverk var minimitappningen länge 1,2 m³/s, dvs. endast 2 % av årsmedelvattenföringen, medan minimivattenföringen sommartid i Gullspångsälven idag utgör 9 m³/s av medelvattenföringen på 63 m³/s, dvs. cirka 14 %. Som en nedre riktlinje anges att lågvattenföringen sommartid aldrig får påverkas så att den understiger *naturlig* lågvattenföring i vattendrag (Degerman m.fl. 1997). Med naturlig förstås normal lågvattenföring under opåverkade förhållanden.

Speciellt i vatten utan laxfisk har man tillåtit låg minimitappning. I Svartån i Örebro är minimitappningen 0,5 m³/s vid en årsmedelvattenföring av 12 m³/s, således endast 4 %. Självklart är detta starkt negativt för faunan nedströms. Normal lågvattenföring är 23 % av årsmedelvattenföringen i Svartån, och detta borde vara det lägsta alternativet för en minimitappning.

Kanadensiska studier (Scruton & Ledrew 1997) visar att behovet av en tillräcklig vinterlågwaterföring också är viktigt för överlevnaden av större laxfiskungar. Ett älvsystem, West Salmon River, på Newfoundland hade en fastställd reglerad vintervattenföring på 20 % av medelvattenföringen vilket visades sig vara för låga nivåer för att säkerställa goda laxpopulationer genom att övervintringshabitat förlorades. Resultaten styrker Tennants (1976) föreslagna nivåer på minst 30–40 % av medelvattenföringen i lågvattenföring för måttlig resp god status på laxfiskpopulationer.

Det saknas idag möjligheter att ange riktvärden för svenska förhållanden. Naturvårdsverket har försökt ta fram miljökvalitetsnormer för flöden/nivåer i rinnande

vatten men konstaterade att nivåerna måste anpassas till varje enskilt vattendrag. En enkel regel för minimitappningen nedom vattenmagasin kan förslagsvis vara:

- lågvattenföringen, sommar och vinter, får aldrig påverkas så att den understiger naturlig lågvattenföring.
- för laxfiskvatten eller andra värdefulla vatten krävs minst 30–40 % av årsmedelvattenföringen som lågvattenföring (sommar som vinter).

För flödesbehovet över året finns inga riktlinjer idag, men vikten av en simulering av naturlig flödesdynamik är uppenbar. Framför allt är det av stor vikt att åter skapa naturliga högvatten vid naturlig tidpunkt för att underlätta vandringer och för att få en vitalisering av fårans form, stränder och bottenstruktur.

Återigen betonas att detta inte utgör Naturvårdsverkets eller Fiskeriverkets åsikter, utan ska ses som rekommendationer från författaren och faktagranskare över rimliga miniminivåer som kan krävas.

Kontrollera vattenregleringen

Det händer alltför ofta att vattenreglering inte sköts enligt vattendomen. Ofta finns det vattennivåmätare, s.k. peglar, uppsatta där vattenståndet kan läsas av. Utgående från avläsning av pegel och så kallade avbördningskurvor kan man sedan ur en tabell utläsa aktuell vattenföring. Avbördningskurvorna är platsspecifika och oftast bekostade av regleringsföretaget.

Vem som helst har inte rätt att komma in hos kraftföretaget och läsa av vattenföringen. Detta kan i regel bara utföras av allmän åklagare, länsstyrelsen, tjänstemän vid SMHI, samt tjänstemän vid Fiskeriverket eller fisketillsyningsmän som förordnats speciellt härför. Det är inte ovanligt att kraftföretagen i miljödom ålagts att sätta ut och underhålla s.k. bygdepegel, dvs. peglar tillgängliga för allmänheten, som därmed kan få insyn i hur regleringen sköts. Det blir dock allt vanligare att man i förhandlingar i Miljödomstolen lyckas slippa dessa åtaganden.

Erhållna resultat

En hög och anpassad lågvattenföring i nivåer av 30-40 % av årsmedelvattenföringen renderar ofta i fiskpopulationer av god status (ex Scruton & Ledrew 1997). Från Sverige kan Mörrumsån framhållas där en minimivattenföring på 25 % av medelvattenföringen gett en god artdiversitet, dock med problem med igenväxning och sedimentation på vissa sträckor. Enligt Fiskeriverket (muntligen Arne Johlander) ger även dessa nivåer på minimivattenföringen alltså störningar av laxfiskproduktionen vissa år.

Internationellt arbetas med att ta fram ekologiskt nödvändiga flödesregimer över hela året för vattendrag (ex Serban 2004), men endast ett litet fåtal av vattendrag har erhållit sådana miljöanpassade flöden. I ett antal tyska floder (ex. delar av Main och Rodach) har restaureringen av en naturlig flödesdynamik ökat artrikedomen och täthet av fiskar (Speierl m.fl. 2002). Rapporter finns också om positiva effekter på strandskogar och fåglar (Rood m.fl. 2003).

5.6.5 Miljöanpassade flöden vid bevattningsuttag

I södra Sveriges kustlandskap är sommarvattenföringen extremt låg på grund av förändringar i landskapet och bevattningsuttag. Vattendragen är ofta breda och grunda och effekten av vattenuttag blir stor.

Lagrum

Uttag av vatten för bevattning kräver tillstånd enligt 11 kap 9 § MB. MB medger dock att om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas genom vattenuttagets inverkan på vattenförhållandena behövs inget tillstånd enligt 11 kap 12 §. Bevisbördan för att ingen skada sker ligger hos utövaren och denna är skyldig att utföra sådana undersökningar av verksamheten och dess verkningar som behövs för att konstatera att verksamheten inte bryter mot bestämmelserna i MB. Länsstyrelsen kan således förelägga en verksamhetsutövare att inkomma med uppgifter som behövs för tillsynen enligt 26 kap 21–22 § MB. Tyder data på att skada

föreligger eller om inget underlag inkommer kan länsstyrelsen förelägga vid vite att en verksamhet ska upphöra.

I MB har det införts en anmälningsplikt, som komplement till tillståndsplikten. Bortledande av vatten av högst 600 kubikmeter ytvatten per dygn från ett vattendrag, dock högst 100 000 kubikmeter per år behöver enbart anmälas till länsstyrelsen. Dygnsvärdet innebär en bortledning av 7 l/s, vilket kan innebära mycket för små vattendrag i regnfattiga områden. Speciellt om det finns flera bevattningsföretag utmed vattendraget kan vattenföringen helt förbrukas.

Här föreslås därför att i vattendrag med höga naturvärden och liten vattenföring under sommarmånaderna kan anmälningslistan inte kan tillämpas och således måste verksamhetsutövarna söka tillstånd från miljödomstolen alternativt ordna sin vattenförsörjning på annat sätt än från dessa vattendrag. Länsstyrelsen har enligt den nya anmälningsplikten en möjlighet att förelägga verksamhetsutövaren att vidta försiktighetsåtgärder eller söka tillstånd för verksamheten enligt 11 kap 9 § miljöbalken. Sammantaget innebär detta att det är upp till de enskilda länsstyrelserna att arbeta aktivt för att samordna bevattningsuttagen till rimliga nivåer.



Figur 5. I jordbrukslandskapet är bevattningskanoner en vanlig syn under torra högsomrar. Om en sådan kanon sprider 10 l/s och ett vattendrag har tio vattenuttag leds 100 l/s bort, vilket kan innebära att många mindre vattendrag får extremt låga vattenföringar.

Bevattningsamfälligheter

Bevattningsuttagen bör för att undvika skador på det akvatiska livet helst regleras genom riktlinjer från länsstyrelsen eller miljödom. Eftersom det i vissa vattensystem kan finnas ett otal bevattningsuttag är oftast den bästa lösningen att dessa samlas i en bevattningsamfällighet. I en sådan kan den samlade påverkan bedömas och de enskilda uttagen dimensioneras i samråd. I Vramsån i Skåne har man beräknat att bildandet av en bevattningsamfällighet, med ca 60 enskilda företag, skulle kosta ca 300 000 SEK (Grosen 2007). En kostnad som drabbar de enskilda. Denna utredning innefattar då bildandet av samfälligheten och även en hydrologisk undersökning av vattendraget vid olika vattenföring för att bedöma hur olika flöden påverkar vattendragets habitat. Undersökningen används för att bedöma hur olika flöden/uttag påverkar åns vattenhabitat (arealer, djup, strömförhållanden).

Rekommendationer för bevattningsuttag

Generellt bör hänsyn tas vid bevattningsuttag så att:

- Bevattning ej sker dagtid vid torka.
- Bevattning av stråsäd, trindsäd och oljeväxter ska ej ske.
- Vattenkrävande växter bör odlas i områden med god och säkerställd vattentillgång.
- Vattenuttagen ska samordnas mellan utövare, helst genom en bevattningsamfällighet.
- Bevattning bör ej ske vid stark vind.
- Peglar bör sättas upp och kalibreras så att flödesnivåer är kända.

Enskilda länsstyrelser har gett riktlinjer för vid vilka nivåer bevattningsuttag inte får ske. Länsstyrelsen i Halland har sedan länge en bestämmelse om att uttag i laxvattendrag ej får sker under nivåer av 25 l per sekund och meter åbredd. Underlaget för denna rekommendation är inte klarlagt. I smala vattendrag ger det låga flöden. Exempelvis laxvattendraget Himleån har en medelvattenföring på 2,6 m³/s och en normal lågvattenföring på 0,44 m³/s (17 % av medelvattenföringen). Medelbredden på lokaler undersökta med elfiske är 5,1 m. Tillämpas riktlinjen skulle det innebära att vattenuttag får ske ned till 0,125 m³/s, dvs. ned till 5 % av medelvattenföringen.

Här föreslås istället en ekologiskt anpassad tillämpning så att uttag ej får ske vid flöden under 30 % av medelvattenföringen i värdefulla (ex. med lax, stormusslor) vattendrag. I mindre värdefulla vattendrag är värdet 20 % eller lägst normal minimivattenföring.

Återigen betonas att detta inte utgör Naturvårdsverkets eller Fiskeriverkets åsikter, utan ska ses som rekommendationer från författaren och faktagranskare över rimliga miniminivåer som bör eftersträvas i restaureringsarbetet.

Bevattningsbehovet i de mest högvastande jordbruksmarkerna kan vara 100 liter per kvadratmeter och säsong (1 000 m³ per hektar). Ett enormt vattenbehov som helt kan torrlägga mindre bäckar.

5.6.6 Källor och underlag

- Britton, J.R., Cowx, I.G., Axford, S.N. & P.A. Frear, 2004. An overview of recruitment patterns of roach *Rutilus rutilus* (L.) between 1969 and 2001 in the rivers of England and their influence on population abundance. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):91-102.
- Cowx, I.G. & R.L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO handbook. Fishing News Books, 260 s.
- Degerman, E., K. Niskakoski & B. Sers. 1997. Betydelsen av minimivattenföring sommartid för lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) på västkusten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1):41-54.
- Degerman, E., Nyberg, P., Näslund, I. & D. Jonasson, 1998. Ekologisk fiskevård. Sportfiskarna, 225 s.
- Gorbunov, A.K., 2001. Impact of river flow regulation on the hydrological regime and ecosystems of the Volga delta. Sid: 103-107. Ur: River restoration in Europe – practical approaches. Proceedings. RIZA-rapport 2001:023, Holland, 343 s.
- Grosen, J. 2007. Remiss: Riktlinjer för vattenuttag för bevattning m.m. inom Skåne län. Länsstyrelsen i Skåne län, 14 s.
- Heinz Center, 2002. Dam removal – science and decision making. The H. John Heinz II center for science, economics and the environment, 221 s. Återfinns på <www.heinzctr.org/>.
- Hill, M.T., Platts, S. & R.L. Beschta, 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. *Rivers* 2:198-210.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfalt, 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81(4):899-903.
- Johansson, M.E. & C. Nilsson, 2002. Responses of riparian plants to flooding in free-flowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *J. Applied Ecology* 39:971-986.
- King, J.M. & M.D. Louw, 1998. Instream flow assessment for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. *Aquatic Ecosystems Health and Management* 1:109-124.
- Kraft, M.E., 1972. Effects of controlled flow reduction on a trout stream. *J. Fish. Res. Bd Canada* 29:1405-1411.
- Lusk, S., Hartviih, P., Halacka, K., Luskova, V. & M. Holub, 2004. Impact of extreme floods on fishes in rivers and their floodplains. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):173-181.
- Naturvårdsverket, 2003. Miljö kvalitetsnormer för flöden/nivåer i rinnande vatten. ISBN 91-620-5259-6.pdf.
- Naturvårdsverket, 2007. Omprövning av vattenverksamhet. FAKTA 8287, 24 s.
- Poff, N. L., Allen, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47: 769-784.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunndyr. Sid. 65-79. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags og energidirektorat, 152 s.
- Renöfalt, B. 2004. Vegetation patterns and processes in riparian landscapes. Doktoravhandling, Umeå Universitet.

- Renöfalt, B. & C. Nilsson, 2005. Miljöanpassade flöden. Sammanställning av forskning och utveckling med avseende på "flödesregimer". PM Landskapsekologigruppen, Umeå universitet, 20 s.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & D.P. Braun, 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10:1163-1174.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wingington, R. & D.P. Braun, 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37:231-249.
- Rood, S.B., m fl, 2003. Flows for floodplain forests: a successful riparian restoration. *Bioscience* 53(7):647-656.
- Saltveit, S.J. (red.), 2006, Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannførendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags og energidirektorat, 152 s.
- Serban, A., 2004. Ecological discharges and demands for river ecosystems. Sidor: 345-354. Ur: River restoration. Ed. D. Geres, Hrvatske vode – Croation waters, Zagreb, 394 s.
- Slavik, O. & L. Bartos, 2004. Brown trout migration and flow variability. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):157-163.
- Speierl, T., Hoffmann, K.H., Klupp, R., Schadt, J., Krec, R. & W. Voelkl, 2002. Fish communities and habitat diversity: the effect of river restoration measures on the Main and Rodach. *Nat. Landschaft* 77(4):161-171.
- Strömberg, R., 2000. Tillsyn över vattenverksamhet. Naturvårdsverket Rapport 5126, 26 s + bilagor.
- Scruton, D.A. & L. J Ledrew, 1997. A retrospective assessment of the flow regulation of the West Salmon River, Newfoundland, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 4 (6), 467–480.
- Svensson, B., 2004. Minimitappning i reglerade vattendrag: begrepp, forskning och naturvårdsmål. PM Swedpower AB, 25 s.
- Stalnaker, C.B., 1979. The use of habitat structure preferanda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. Ur: Ward & Stanford (eds). Proceedings of the 1st international symposium on regulated streams. The ecology of regulated streams, Plenum press, sid 321-337, 398 s.
- Tennant D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1(4): 6-10.
- Winstone, A.J., Gee, A.S. & P.V. Varallo, 1985. The assesement of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. *J. Fish Biol.* 27(Suppl A):75-83.

5.7 Fiskvägar

Erik Degerman

5.7.1 Vandringshinder i landskapet

De flesta akvatiska djur och många växter behöver öppna vandringsvägar för att kunna sprida och fortplanta sig. Fiskars vandringar sker mellan lek-, uppväxt- och födoområden. Förflyttningar sker också för övervintring eller för att undvika tillfälligt ogynnsamma förhållanden. De mest extrema vandringarna företas av anadroma arter som lax eller katadroma arter som ål (se Faktaruta). Arter med så stora krav på fria vandringsvägar, intakt konnektivitet, har drabbats hårt av alla dämmen.

Vandringar bör kunna ske både longitudinellt (utmed vattendrag och inom vattensystem), lateralt (inom sjön och från huvudfåra till biflöden och åplan) samt vertikalt (till olika djup). Framför allt longitudinellt och lateralt har vandringshinder etablerats i form av dammar, kulvertar, kanaliseringar och homogena vassbälten eller annan onaturligt tät vattenvegetation.

Fiskvägar är passager runt eller genom dessa hinder. När det gäller fiskars uppströmsvandring har fiskvägarna också ofta funktionen att minska vattnets energi för att möjliggöra uppströmsvandring. Fiskarna vandrar nämligen ofta vid hög vattenföring då nedströms vandring underlättas av den extra farten och uppströmsvandring underlättas av högre vattennivåer vid hinder. Dessutom medför högvatten att risken att observeras och fångas av rovfisk och andra rovdjur (predatorer) minskar.

Beteckningen fiskvägar kan tyckas något oegentlig då inte bara fiskar nyttjar de öppnade vandringslederna. Namnet är dock så etablerat att det bibehålls istället för alternativ som akvatiska faunapassager eller liknande.

När man förr rensade branta forsar på sten skapades ibland hinder som inte gick att passera på grund av den höga vattenhastigheten och avsaknaden av strömlä. Sådana områden kan åtgärdas genom biotopvård (Avsnitt 5.9) och behandlas ej vidare här.

Självfallet ska naturliga hinder inte åtgärdas. Förr har man byggt förbi stora hinder. Det är dock ibland svårt att avgöra vad som är ett naturligt hinder, speciellt för fiskar där vissa individer kan ta sig förbi extrema hinder vissa år. Naturliga hinder av tillfällig karaktär (t.ex. brötbildningar, bäverdämmen, skred) bör kunna elimineras om det är viktigt för en hotad art, stam eller population, men generellt bör naturen ha sin gång. Vi kommer inte att behandla detta vidare.

Anadrom + Katadrom = Diadrom

Arter som reproducerar sig i sötvatten men vandrar till havet för att växa sig stora kallas anadroma. En typisk sådan art är lax, men också havsnejonöga och vissa populationer av öring, sik, harr, abborre, flodnejonöga m.fl. kan vara anadroma.

Katadroma arter har vänt på steken. De reproducerar sig i havet, men kan växa sig stora i sötvatten. Ett typiskt exempel är den rödlistade ålen vars honor vandrar upp i våra sötvatten för tillväxt.

Anadroma och katadroma arter kallas med ett samlingsnamn för diadroma, sådana som under livet växlar mellan lek och uppväxt mellan sött och salt vatten.

Vattendrags mynnningar kan sättas igen av flera processer. De naturliga lämnas därhän, men de som orsakas av mänsklig påverkan bör åtgärdas. Det är främst igenväxning med vassar på grund av övergödning och vattenreglering, igensättning med sediment på grund av ökad erosion uppströms samt igensättning av kustvattendrag på grund av ökad materialtransport i kustzonen.

I Vättern byggdes under 1970-talet utanför flera viktiga insjööringbäckar erosionskydd kring mynnningarna i form av långa stockar för att förhindra att sand satte igen mynnningarna. Också kring flera havsmynnande mindre vattendrag har man skyddat mynnningarna med större sten eller pirar.

I Tanaälven, gränsälven mellan Norge och Finland, orsakade vägar, och broar och jordbruksmark ökad erosion som i vissa mindre biflöden satte igen mynnningar så att lax inte längre kunde simma uppströms (Erkinaro 2002). Grunda deltan bildades utanför minst sju biflöden. Detta åtgärdades genom grävning av fåror som sedan stensatts, vilket varit framgångsrikt. Parallellt med åtgärdandet av mynnningarna har olika åtgärder satts in för att minska erosionen uppströms. Liknande grunda deltabildningar som orsakats av förhöjd erosion på grund av kanalisering och utdikning bör naturligtvis åtgärdas, men naturliga deltan är en mycket ovanlig naturtyp och ska naturligtvis bevaras.

Muskler och mjölksyra hos fisk

Fiskar har två typer av muskelvävnad, röd resp vit. Den röda yttre muskelvävnaden arbetar uthålligt under syretillförsel och det finns en balans mellan tillförd energi och metaboliter (restprodukter i kroppen). Den vita muskelvävnaden, som utgör merparten av muskelmassan, används däremot under maximal ansträngning under kort tid. Energin kommer från anaerobisk (syrefri) nedbrytning. Energiutvecklingen är så stor att restprodukten mjölksyra inte hinner transporteras undan. Det tar lång tid för muskelvävnaden att bli kvitt detta överskott av mjölksyra och därmed begränsas användningen av den kraftfullare vita muskelvävnaden till korta ruscher.

5.7.2 Sim- och hoppförmåga

Vissa arter, och framför allt små individer, har svårt att simma mot stark vattenström. Den kritiska vattenhastigheten, dvs. den vattenhastighet när fiskens simförmåga inte klarar att hålla den kvar i vattenströmmen, är så låg som 0,1–0,2 m/s för de flesta fiskyngel – även öring. Nu vandrar i regel inte så små stadier några längre sträckor, men vid en storlek av ca 50–70 mm kan flera arter behöva vandra. För de sämsta simmarna av denna storlek är den kritiska vattenhastigheten 0,3–0,4 m/s. Detta gäller t.ex. typiskt bottenlevande arter som simpör, sutare, nissöga, gers, lake och sandkrypare. Något bättre simmare, som abborre, faren och mört, kan klara 0,5 m/s. Bra simmare som lax, öring, harr, röding, färna klarar högre vattenhastighet. Den kritiska vattenhastigheten har ett visst intresse för t.ex. fiskars habitatval, mer intressant i detta sammanhang är däremot de vattenhastigheter som fiskar förmår att aktivt vandra mot.

Man brukar skilja på marschfart (sustained speed), förhöjd fart (prolonged speed) och rusher/maximal fart (burst speed) (Beamish 1978, se även Sandell m.fl. 1994). Marschfart kan fisken upprätthålla under lång tid, man brukar ange minst 200 minuter som gräns för lång tid. Förhöjd fart är en fart som fisken orkar upprätthålla 20 sekunder till 200 minuter. För lax och öring är den förhöjda farten ofta 2–4 gånger kroppslängden per sekund.

Den maximala simhastigheten, en hastighet som bara upprätthålls i maximalt 20 s, som en art kan uppnå brukar relateras till kroppslängden (L). För lax och öring brukar man i litteraturen finna värden runt 10L för deras maximala simhastighet per sekund, dvs. för en 20 cm öring således 2 m/s. Lekvandrande lax och stor öring kan dock uppnå mycket höga hastigheter (Tabell 1). Lax har noterats vid simhastigheter upp till 8 m/s (ca 29 km/h). Den maximala farten används vid jakt, men också vid passage av forsar och fall. Äl anses ha en maximal simhastighet på ca 2L (DWA 2005).

Andra djur än fiskar har svårt att ta sig fram simmande genom långa starkt strömmande sträckor. Grodor kan nå maximala simhastigheter på strax över 1 m/s och simmar således över 10L (Johansson & Lau-

der 2004). Larven av dagsländan *Chloeon dipterum* kan simma med 21L, vilket innebär ca 0,2 m/s (Brackenbury 2004). Andra simmande djur än fiskar har således god simförmåga, men begränsas istället av sin ringa storlek. Litenheten gör dock att de kan krypa efter botten och kan finna viloplatser i substratet.

Generellt minskar simhastigheten till hälften hos kallblodiga djur när temperaturen sjunker från 20 till 5 °C. Under 5 °C har fiskar svårt att passera ens låga hinder.

Fiskvägar bör inriktas på den förhöjda farten, dvs. de bör utgöra ett relativt enkelt passerbart objekt. Den maximala farten kan endast utnyttjas vid enstaka hinder. Upprepade rusher ger hög mjölksyrabildning och det tar lång tid för fisk att återhämta sig. Om fiskvägen är 100 m lång och ska fungera för alla stadier och arter bör vattenhastigheten inte överstiga 0,2 m/s. Detta är i regel svårt att uppnå, men arter som lake och simpör klarar inte högre vattenhastigheter om de ska vandra upp oavbrutet längre sträckor (ex. Katapodis 1977, Pavlov 1989). Sker uppvandringen i delsträckor med vilobassänger emellan strömsavsnitten kan fiskvägen möjligen tillåtas ha en medelvattenhastighet av 0,4–0,5 m/s. Framför allt om ett varierat bottensubstrat ger lägre vattenhastighet nära botten och därmed medger passage för svaga simmare.

Många fiskar klarar att hoppa två-tre gånger sin längd (t.ex. öring, lax, mört). För havsöring och lax finns hopp på 1–2 m belagda, i extremfall upp till 3,7 m för lax (Cowx & Welcomme 1998). Vid konstruktion av fiskvägar bör man dock räkna med 15 cm som högsta tillåtna höjdskillnad om flera upprepade hinder ska passeras.

Det är belagt genom laboratorieförsök att optimala hoppförhållanden för fisk föreligger när djupet på höljan nedströms är 25 % större än hopphöjden. Dock brukar man som generella riktlinjer använda ett 50 % större djup i höljan som optimalt (Robison m.fl. 1999). Genom detta får fisken en möjlighet att ta sats inför hoppet och ibland också en skjuts av strömbilden.

Tabell 1. Simhastighet (m/s) för lax och stor öring (Powers m.fl. 1985).

Art	Marschfart	Förhöjd fart	Maximal fart
Lax	1,2	3,6	8
Öring	0,7	1,9	3,8

Nu hoppar inte alltid fisk vid ett dämme eller vattenfall. Det kan ofta vara lättare att simma upp i vattenstrålen, speciellt vid lägre höjder. Måste fisken hoppa är synen ofta viktig. Fisken behöver kunna se hindret och sådana hinder passeras därför oftast vid ljusare timmar på dygnet. Öring som misslyckats att passera ett mindre hinder har faktiskt observerats ställa sig nedströms och betrakta hindret, t.o.m. med huvudet ovanför vattenytan, innan de gör ett nytt försök. Detta innebär att för passage av hinder bör man tillse att fisk har möjligheter att se och bedöma hindret. Uppvandrande laxfisk vandrar normalt i dagsljus, men undantag finns. Många fiskvägar fungerar även i mörker så något absolut behov av synen tycks inte finnas i en väl fungerande fiskväg utan hopp.

Men, och det är viktigt, många arter undviker eller kan helt enkelt inte hoppa. Simpör och lake är typiska sådana exempel. Enstaka mindre ålar, s.k. uppvandrande gulål på 7–20 cm, kan klättra upp för vertikala hinder av några meter, t.o.m. släta betongväggar. Men större delen av populationen brukar bli kvar nedströms. Kräftor kan gå upp på land fuktiga nätter och skulle i princip kunna vandra förbi hinder. Det har dock veterligen inte observerats. De gånger kräftor återfinns på land är det ofta på flykt från dåliga förhållanden i vattnet.

Planera således akvatiska passager, dvs. fiskvägar, för uppströms simmande och krypande, inte för hopp. Ska även de minsta djuren kunna passera måste sammanhängande stråk med vattenhastigheter under 0,2 m/s finnas. Genom att göra botten och stränder ojämna, med t.ex. stora stenar, skapas långsammare vattenhastigheter.

5.7.3 Fiskvägar för uppströmsvandring

Fiskvägar ska vara *passerbara* och *attraherande*, dessa två aspekter bestämmer deras funktion. I detta avsnitt behandlas passerbarheten, medan attraktionen till fiskvägen behandlas i nästa avsnitt (5.7.4).

För uppströmsvandring finns i princip fyra naturlika möjligheter (*naturlika fiskvägar*);

- utrivning av hindret och etablering av kort strömsträcka,
- upptröskling (lyftning) så att ett stryk bildas över hindret,
- naturlig fåra förbi hindret inom vattendraget (s.k. inlöp),
- naturlig fåra runt hindret (s.k. omlöp).

Därutöver finns i princip fem tekniska lösningar (*tekniska fiskvägar*);

- byggande av utskov eller trappsteg i hindret som medger passage,
- kammartrappa,
- vertikalslitsränna,
- denilränna.
- Dessutom kan också speciella ålledare anläggas.

Utomlands finns också fiskslussar och fiskhissar, men de berörs ej här.

Genomgående gäller att de naturlika passagera ska prioriteras då de flesta akvatiska arter kan passera sådana om de anläggs rätt. De tekniska lösningarna, tekniska fiskvägar, används framför allt vid hinder av typen kraftverksdammar och där fallhöjden är stor. På ett antal platser i landet har man kombinerat de olika typerna, det finns t.ex. omlöp som överst har en slitsränna. Nedan kommer vi inte att gå in närmare på de olika kombinationsmöjligheterna.

Syftet ska alltid vara att möjliggöra passage för alla förekommande arter, såväl fisk som bottendjur, däggdjur och groddjur. Detta innebär att naturlika fiskvägar ska prioriteras. Där det inte är lämpligt på grund av risk för spridning av t.ex. signalkräfta, kan en naturlig fiskväg anläggas med ett hopp, alternativt väljs en teknisk lösning. Det är också viktigt att betona att passager som i naturligt tillstånd varit

svåra att passera, t.ex. en bergklack, inte ska restaureras så att de blir enklare, dvs. har det varit så att endast havsöring och ål tagit sig fram ska man inte i restaureringsarbetet gynna ytterligare arter. Eftersom många av de fall och forsar som dämats igen varit svårpasserbara för annat än de skickligaste vandrarna innebär detta att många passager även framgent kan komma att etableras som tekniska fiskvägar.

Utskov är anordningar för att kunna reglera vattnet, oftast använt vid dammar. Ett utskov är en fast konstruktion som kan släppa vatten ytligt eller vid botten, bottenutskov. Utskovet kan vara fast eller reglerbart. Många fiskvägar kan kräva att man installerar ett reglerbart utskov i den övre delen. Det ger möjligheter att på plats reglera inflödet av vatten vid olika vattennivåer. Dessutom ger det möjligheten att helt stänga fiskvägen vid behov, t.ex. vid byggnad, vid reparation, vid extrema flöden eller inför vintern. Lämpligast installeras ett bottenutskov i form av en lucka (spettlucka) som kan höjas till lämplig nivå. Bottenutskov, underfall, fungerar även vid låg vattenföring och det är ett krav vi bör ha på en passage, nämligen att de fungerar vid både hög- och lågvattenföring.

Utskoven görs ofta av betong och med luckor eller sättare av trä. Det finns prefabricerade utskov att beställa. Att gjuta ett på plats är ofta väldigt dyrt. Glöm inte att erosionssäkra kring utskovet så att inte stränder eller botten eroderas.

Flödet (m^3/s) genom ett utskov kan beräknas utifrån ekvation 1 (<www.kuhlins.com>):

Ekvation 1:

$$\text{Utskovsflöde} = c \times B \times a \times (2g \times Do)^{0,5}$$

c = avbördningskoefficient (0,6 vid skarp kant; 0,75 vid strömlinjeformad)

B = utskovets bredd (m)

A = utskovsöppning, höjd över tröskeln (m)

G = Gravitationskonstanten (= $9,81 \text{ m/s}^2$)

Do = Vattendjup över tröskeln (m)

Exempel: Ett 1 m brett utskov har öppnats 0,2 m. Vattenytan ligger 0,4 m ovan tröskeln och tröskelkanten är skarp (= 0,6). Insatt i formeln ger det ett flöde på $0,34 \text{ m}^3/\text{s}$.

Utrivning

Vid utrivning av en damm eller annat hinder etableras passagen i den befintliga fåran och kommer normalt att omfatta hela vattenmängden. Därmed är denna naturlika fiskväg den som kommer att fungera bäst på alla arter och storlekar. Utrivningen brukar åtföljas av att man bygger upp en naturlig strömsträcka vid platsen för hindret.

Vattenhastigheten kan öka utmed sträckan varför erosionssäkring av strandbrink rekommenderas. Gör en varierad strandzon så skapas möjligheter för andra arter än fisk att vandra i den reducerade vattenhastigheten strandnära. Ju högre lutning, dvs. ju högre vattenhastighet, desto mer och större sten får läggas ut för att skapa vandringsmöjligheter.

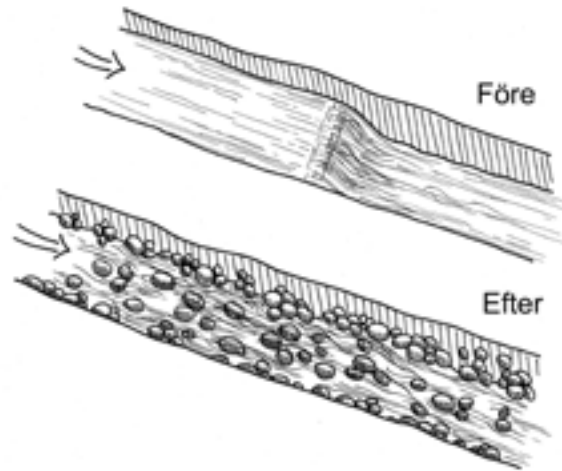
Generellt kräver åtgärden ingen tillsyn och är relativt billig att genomföra. Den nya strömsträckan fungerar ofta som viktiga habitat för öring, ål och andra strömlevande arter (Bangsgaard 1994).

Innan man river ut ett dämme bör man beakta den funktion dämmet kan ha för befintliga kulturmiljö- eller naturvärden, t.ex. funktionen som sedimentationsbassäng. Dessutom bör man beakta om det finns kontaminerat sediment bakom dämmet. Hur man rent praktiskt går till väga för att riva ut ett hinder behandlas i Avsnitt 5.5.

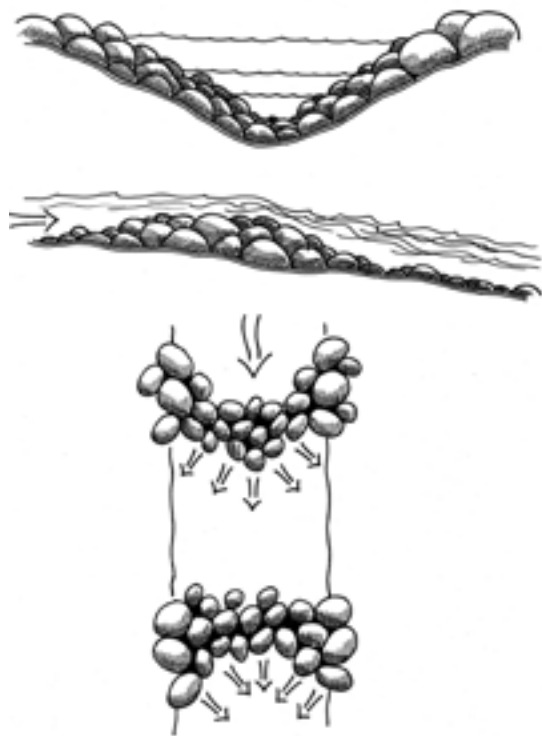
Tröskling

Tröskling används när man vill bevara befintliga vattennivåer, men strävar efter att höja nedströms (ibland uppströms) nivå så att en passage formas. Vid låga hinder kan man höja vattennivån, både upp- och nedströms, så att djur kan passera utan att behöva hoppa. Man kan anlägga trösklar som låga trappsteg. Höjdskillnaden mellan trappstegen bör vara så liten som möjligt, helst ej över 15 cm. Lämpligt är också att ha smala slitsar eller en generell v-profil i trösklarna som tillåter fisk och smådjur att passera uppströms utan att hoppa (Figur 2). V-profilen gör att trösklarna fungerar vid olika flöden.

Tänk på erosionen av botten nedströms tröskeln, den s.k. stötbotten. Vid hög vattenförling kan tröskeln fungera som ett mindre vattenfall om den inte anläggs korrekt.



Figur 1. Enkla hinder rivs ut och nivåskillnaden tas upp av en kort strömsträcka.



Figur 2. Tröskel som anlagts för passage av ett lågt hinder. Genom tröskeln bibehålls vattennivån uppströms och genom öppningen/v-profilen i tröskeln kan olika arter passera. Anläggs tröskeln med mitten riktad nedströms (konvex) så kommer strömmen vid högre vattenförling att styras bort från mittfåran och stranderosionen ökar. Anläggs trösklarna med mitten riktad uppströms (konkav) så samlas strömmen mot vattenfårans mitt, vilket rekommenderas. Gör trösklarna osynliga, dvs. sträva efter att få ett naturligt utseende på åtgärden. Optimalt ska ingen kunna se att den utförts.

Då kommer en stor erosion av botten att uppstå. Stensätt nedströms botten om erosionsrisk föreligger, annars undermineras tröskeln

Trösklarna bör byggas med natursten, men kan i vissa fall byggas upp med krossten underst och natursten överst. Används krossten bör det vara grovkross (>200 mm) eftersom finare fraktioner kan sköljas ut och komma ned i bottenarna. Där kan de skada fiskrom och smådjur.

Tänk på att trösklar kan se väldigt onaturligt ut. Det är inte trösklar vi vill ha utan tröskeleffekten, dvs. den successiva höjningen av vattennivån. Den kan nås genom att helt enkelt bara lägga ut stor sten i ett oregelbundet mönster. Stenen kommer att dämna och höja vattennivån.

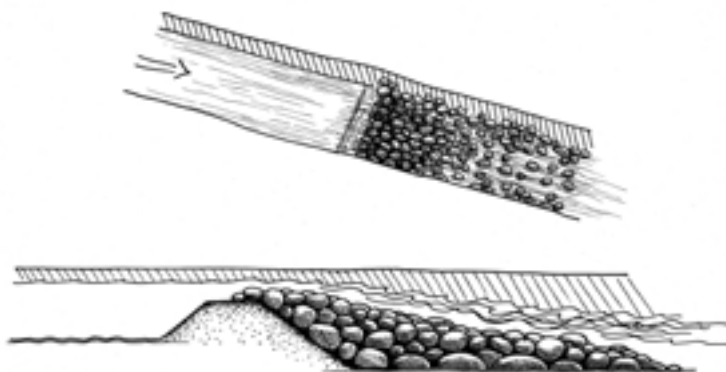
Stryk eller upptröskling

När flera trösklar etableras tillsammans kan de bilda en mer eller mindre sammanhängande ramp (Figur 3). Sådana artificiellt uppbyggda bottenar, en upptröskling, förbi ett hinder kallas ofta stryk. De är ofta relativt branta och har relativt hög vattenhastighet.



Figur 4. Upptrösklingen i Sjörydsbäcken, Hjo kommun, ger ett stryk med v-formad bottenprofil för att fungera såväl vid låg som hög vattenföring. Fotot är taget under konstruktion och marktäcke m.m. är ännu ej på plats. Botten har tätats med fint material. Konstruktör: Robert Versa, Ignita. Plats: 646681-141089, karta 8 E SV.

Figur 3. Passage av ett enkelt lågt hinder, som man inte kan riva ut, kan ske genom att tröscla nedströms i sådan omfattning att det bilas en ny sluttande botten (på engelska fish slope eller rocky ramp). Upptrösklingen resulterar i att ett stryk bildas, en strömsatt brant sträcka. Att bygga upp en ny botten kan kräva stora stenmassor och blir ofta dyrt. Använd eventuellt krossten som underlag och lägg natursten som den nya övre bottenytan så förbilligas sådana konstruktioner, dessutom blir de ofta stabilare. Helst bygger man över hela bredden, men att använda delar av vattendraget är vanligt utomlands. I den yttre kanten av stryket kan man lägga större sten för att stabilisera konstruktionen. Tänk på att erosionssäkra och variera stranden. Efter Cowx & Welcomme 1998.





Figur 5. Hemsjö övre fiskväg anlagd som ett inlöp parallellt med Mörrumsån. Stålspont har körts ned i botten, s.k. Larssenspont som används i hamnar. Inlöpet fungerar också som extra utlopp vid högflöden då vattnet spiller över skiljeväggen. Observera att vattenföring vid låg- och normalvatten säkerställts med utskov, som syns i inlöpets övre del. Konstruktör: Mats Hebrand. Plats: 624586-143170, karta 3 E NO. Foto: Arne Johlander.

Inlöp

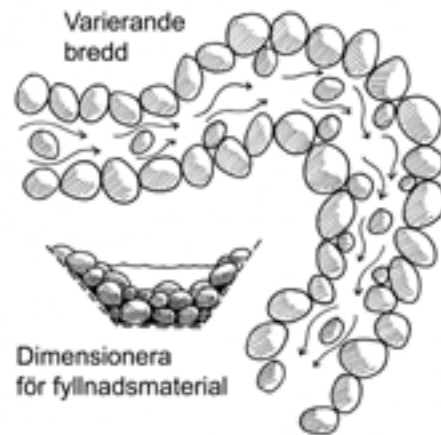
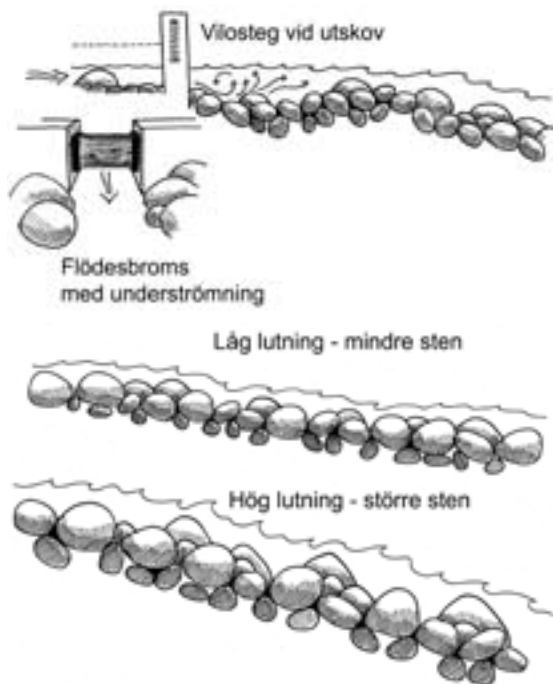
Inlöp är en naturlig väg genom hindret och anläggs i själva vattendraget. Detta till skillnad mot omlöp som anläggs runt hindret utanför det befintliga vattendraget. Inlöpet kan designas så att det tar en given mängd vatten vid olika vattenföring. Inlöp är lämpligt när det är svårt att ta i anspråk ytterligare mark kring hindret. I och med att det anläggs i vattendraget och ges en naturlig botten är det lätt för vandrande djur att hitta det. Även spridning av växter nedströms underlättas. Troligen är inlöp effektivare för passage än t.ex. omlöp, men här saknas idag forskning. Dock är inlöp dyra och svåra att anlägga. Det råder också osäkerhet om underhållsbehovet och hållbarheten.

Den spontade eller gjutna skiljeväggen mot vattendraget (Figur 5) måste göras mycket stabil. Är det mjuka sediment kan en spontning vara tillfyllest, medan gjutning måste till vid grövre sediment eller bergklackar. Olika typer av stålspont kan beställas t.ex. från <www.tibnor.se> eller <www.spontab.se/>.

Ett problem med inlöp kan vara den starka erosion som kan uppstå på stränderna vid högvatten då vattenströmmen styrs över spontningen mot stranden (Figur 5). Erosionssäkringen av stränderna måste vara mycket kraftigt tilltagen.

Omlöp

Omlöp är naturlika passager som anläggs runt hindret. Öring och andra starka simmare kan passera omlöp med 3-9% lutning utan problem om skyddande ståndstenar finns som skapar läområden. Generellt brukar dock 2 % lutning anges som högsta lämpliga lutning för alla fiskarter och storlekar för korta omlöp (<50 m). För längre omlöp bör riktvärdet vara maximalt 1,5 %. Lutningen kan vara högre (helst under 5 %) om vilobassänger anläggs samtidigt som kanalen byggs med ojämn botten som skapar strömlä nära botten och kanter. Några säkra riktlinjer för hur tätt vilobassänger bör anläggas finns inte eftersom det varierar med utformningen av omlöpet. Är vattenhastigheten ringa och det finns gott om ståndplatser torde vilobassänger var 75-100:e meter vara tillfyllest. Med ökad lutning och vattenhastighet kan vilobassänger behövas var 50:e meter. Observera att vilobassängerna inte bör utformas som djupa höljetor om det finns risk för ansamling av gädda. Ofta är det bättre att bygga breda och relativt grunda habitat där vattenhastigheten minskar. Eventuella djupare partier bör vara väl strömsatta.



Figur 6. Olika förslag till hur omlöp utformas beroende på lutning och vattenståndsvariationer uppströms. Ett flödesdämpande utskov med underströmningsöppning ger en modererad vattenhastighet (överst till vänster). Genom att variera bredd och djup kan vattenhastigheten modereras (till vänster). Ju större lutning desto mer stor sten och kortare avstånd mellan stenen (ovan). Observera att det i längre omlöp med lutningar över 1,5 % kan krävas vilobassänger. Dessa kan utformas som bredare partier med mindre lutning (Figur 7).



Figur 8. Ritning över omlöpet vid Holstebro kraftverk, Danmark. Omlöpet är 655 m med en fallhöjd på 5 m. Sex vilobassänger och lekgrus är delar av omlöpet. Upp- och nedströms finns fingrindar/ledarmar i form av metallgaller (spjälavstånd max 20 mm) som styr fisk mot omlöpet. Vattendragets medelvattenföring är 8,9 m³/s. Lutningen i omlöpet 1 % och där lekgrus är utlagt 0,4 %. Stenutfyllnaden av omlöpet krävde 1 025 m³ sten, lekgrus 50 m³, dessutom ca 100 större ståndstenar. Från Hansen 1996.



Figur 7. Omlöpet runt Slussen i Svartån i Örebro. Omlöpet är 180 m långt. Ett vilområde är placerat i kröken (närmast i bilden) som är bredare än övriga delar. Omlöpet har en lutning på 1,1 % och vattenhastigheten i omlöpet har mätts till 0,5–0,7 m/s i mitten, men naturligtvis är det lugnare nära botten och bakom de stenar som lagts ut. Bredden är 3,3 m, medeldjupet 0,3 m, med ett maxdjup av 0,65 m. Det har visats fungera för alla arter, t.ex. benlöja, mört, färna, gädda, regnbåge m fl. Utskovet göts på plats under en gångväg och blev därmed dyrt. Konstruktör: Lars Pettersson. Plats: 657263-146762, karta 10 F SV.



Figur 9. Omlöp vid Åsvallehult i Svartån, Tranås kommun, byggt 2006. Omlöpet är 100 m med en lutning på 2 %. Överst finns ett prefabricerat utskov (från Skanska Prefab AB). Foto & konstruktör: Per Sjöstrand, Jönköpings fiskeribiologi. Plats: 643321-145018, karta 7 F NV.



Figur 10. Omlöp förbi stendammen i Sunnäsbruk, Tvärån i Söderhamns kommun. Byggt år 2005. Dammen är en rest av ett gammalt järnbruk och har stort kulturellt värde, varför den bevarades orörd. Vy uppströms. I bildens nederdel syns övre delen av vägtrumma för passage under en bilväg. Lutningen är hela 5 % men de flesta arter bedöms kunna vandra. Konstruktör: Peter Hallgren. Plats: 677750-157030, karta 14 H NV.

Slingriga omlöp (Figur 9) blir erosionskänsliga. Vattenströmmen tvingas ideligen att byta riktning vilket ger hög erosion av stränder. Det är stor risk att omlöpet svämmar över vid högflöden om inte vattenintaget regleras, här krävs alltså ett utskov.

Dessutom finns risk att vattnet söker sig ned i marken och skapar nya vägar i fallinjen. Det gäller att säkra bottnarna med täta lager, t.ex. geotextiler.

Omlöp med lutningar på 5–9 % har byggts i form av korta forsar. Man får då använda stora stenar för att skapa strömlä (Figur 6). Vid de högre lutningarna fungerar omlöpet bäst vid lägre vattenflöde. Vid stort flöde ökar vattenhastigheten alltför mycket.

Omlöpen kan anläggas som helt naturliga strömpartier och kan därmed ha en funktion som uppväxthabitat för fisk, insekter och andra smådjur. I det omlöp som anlades förbi Slussen i Örebro (Figur 7) påträffades vid elfiske den högsta artrikedomen (9 fiskarter + signalkräftor) i något elfiskat vatten i Närke. Här fångades öring, benlöja, gers, lake, abborre, stensimpa, bäcknejonöga, mört och den rödlistade ålen på en sträcka av 180 m med bara 3,3 m bredd. I Danmark är det vanligt att man anlägger lekbottnar i omlöpen. De utgör ofta de enda återstående hårdbottenpartier i ett kanaliserat jordbruksvattendrag.

En svaghet med omlöp är att de är känsliga för variationer i vattenståndet uppströms. Genom att skapa ett skarpt v-skuret inlopp kan omlöpen komma att mer likna slitrännorna (se nedan) och kan därvid tåla större variationer i vattenståndet (Figur 6). Alternativet är givetvis att installera ett utskov.

Studier i Emån visade att mellan 90–100 % av de laxar och öringar som kom in i omlöp passerade igenom dem med en medianhastighet på 180–190 m i timmen (Calles & Greenberg 2005). I samma omlöp såg man hur fiskarter som färna, vimma, abborre, sutare, lake också använde omlöpen. I genomsnitt passerade 74 % av fiskarna hela vägen genom omlöpen (Calles 2006).

Omlöpen är en verkligt bra passage genom att även andra djur än fiskar kan passera, dessutom åt båda hållen. Speciellt nedvandrande utlekt laxfisk kan använda omlöpen (Calles & Greenberg 2005), medan utvandrande laxfiskungar (smolt) ofta går i den starkaste vattenströmmen och därmed riskerar att missa omlöpet. Konstrueras omlöpet så att det förmår att klara stor vattenförlösning kan flödet under smoltens utvandring styras över mot omlöpet i större utsträckning. Speciellt lämpligt är detta där man har strömkraftverk som inte förmår utnyttja vattenförlösningar över medelvattenförlösningen. Observera att man måste överväga designen noga i detta fall eftersom de stora

variationerna i vattenförlösning ställer höga krav. Det har skett att man vid förhöjd vattenförlösning fått omlös som inte varit passerbara för uppströms vandring, trots att de lockat fisk.

Hur ål kan använda omlöpen är inte känt i Sverige, men ål fördröjs vid dammar då de letar efter en lämplig väg nedströms varför möjligen även utvandrade ål kan dra nytta av omlöpen. Nordamerikanska resultat från Pebscot River visar att ål kan använda omlös för nedströmsvandring. Calles (2006) rapporterade också fångst av två ålar i omlös i Emån, och som nämnts tidigare fångades ål i omlöpet i Svartån, Örebro (Figur 7).

Beräkningar av flöde och vattenhastighet

Mannings ekvation kan användas för att skatta viktiga hydrauliska värden. Vattenhastigheten (m/s) ges av:

$$\text{Ekvation 2: } V = 1/n \times R^{2/3} \times S^{0,5}$$

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

I en rektangulär fåra: Area = Bredd $\times$ Medeldjup
Perimeter = Bottenlängden från strand till strand.

I en fyrkantig kanal: $P = \text{Djup} + \text{Bredd} + \text{Djup}$
 $R = A/P$

I ett rektangulärt omlös med bredden 3 m, vattendjupet 0,2 m är tvärsnittsarean ($3 \times 0,2$) = 0,6 m². Den våta perimetern (P) är ($0,2 + 3 + 0,2$) = 3,4 m. Den hydrauliska radien (R) = $0,6/3,4 = 0,176$. (Ofta används medeldjup som en approximation av R .)

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

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

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

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

Föreslagna värden på Mannings n

Stora floder(>30 m breda)	0,02–0,033
Små vattendrag; släta med lite vegetation	0,03–0,035
Små vattendrag, mycket vegetation	0,035–0,05
Små vattendrag, mycket död ved, lite vegetation	0,05–0,07
Små vattendrag, sten och grus få block	0,04–0,05
Små vattendrag, mycket block	0,05–0,07
Betongvägtrumma	0,010–0,013
Heltrumma av korrugerad plåt	0,017–0,021

Hydrauliskt kan beräkningar av flöde och vattenhastigheter ske med Mannings ekvation där omlöpet behandlas som en naturlig ränna (se Faktaruta).

Tekniska fiskvägar för uppströmsvandring

Gemensamt för dessa konstruktioner är att i regel endast fiskar kan passera. De är ofta mycket selektiva, endast vissa arter och storlekar kan passera. En och samma fiskväg kan ibland passa ena arten och vid andra förhållanden en annan art. Förutom denna nackdel kräver fiskvägar omfattande tillsyn och är dyra att anlägga. Generellt ska fiskvägar undvikas till förmån för naturlika fiskvägar, men om partiet naturligt varit svårpasserbart för annat än vissa fiskar (t.ex. lax och öring) är en fiskväg ett lämpligt val. Som nämnts är det också ett val man tvingas göra vid höga fallhöjder vid dammar.

Fiskvägar är svåra att dimensionera så att vattenföring, -nivåer och -hastigheter blir de önskade. Vi rekommenderar att man vid större projekt anlitar personer kuniga inom hydraulik, helst med tidigare erfarenhet av att bygga fiskvägar. *Det är också viktigt att dessa konstruktörer inte bara levererar en ritning utan även besöker platsen under byggnationen, så slipper vi många misstag.*

Dämpning av vattnets energi och utformning av utloppet är kanske de viktigaste delarna i fiskvägen. Det gäller att utloppet konstrueras så att det underlättar invandring, men framför allt att det utformas så att en lockande vattenström bildas nedströms (se Avsnitt 5.7.4).

Enkelt fast utskov

I sin enklaste form kan en fiskväg göras som en öppning i ett dämme, någon form av utskov.

Sjöar utan reglering i utloppet kan ge låg sommarvattenföring nedströms därför att människan har påverkat flödessituationerna drastiskt under det senaste seklet. Markerna har effektivt dikats ut, sjöar avsanckts, bevattningar och olika regleringar styr flödet under året. Vattnet rinner ut ur markerna snabbare och medför därför mycket höga vårflöden och mycket låga

sommarnivåer. Utskovet måste utformas så att dämnet fortfarande fyller sin funktion, medan fiskpassage möjliggörs. Strävan bör vara att fisk ska slippa hoppa varför en underströmningsöppning är att föredra (Figur 11).

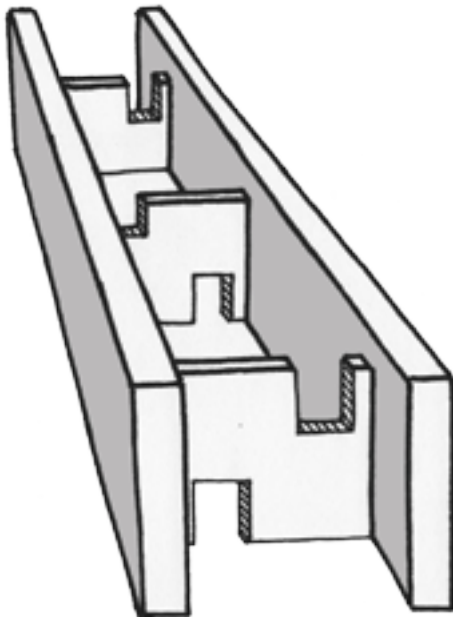
Det gäller att få ned vattenhastigheten så mycket som möjligt i utskovet. Ju mindre fallhöjd, desto lägre vattenhastighet (Ekvation 1). Vid behov kan man behöva tröskla upp nedströms vattenyta. Som riktvärde gäller att nivåskillnaden mellan upp- och nedströms yta ska vara mindre än 15 cm, och helst under 10 cm om alla arter ska passera. För större öring är 30 cm tillfyllest.

Kammartrappa

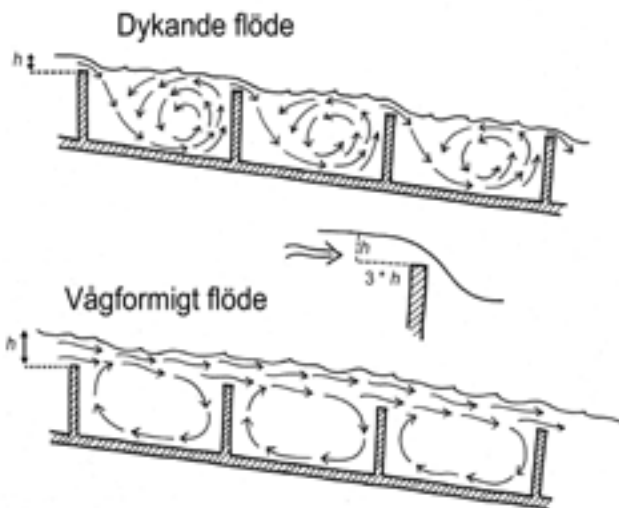
Kammar- eller bassängtrappor (pool and weir fishway) är den vanligaste typen av fiskväg i Sverige. De utgör i princip en lång serie av trösklar med pooler däremellan, alltså en uppskalad version av en enkel tröskling förbi ett lågt hinder. Trösklarna eller bassängerna tar hand om vattnets energi så att fiskarna kan vila efter passagen av respektive tröskel/tvärvägg. I sin enklaste konstruktion är tvärväggarna byggda i form av ett litet dämme. Fiskarna måste simma över eller till och med hoppa över. Detta kallas också en överfallstrappa.



Figur 11. Enkelt flödesutjämnande utskov med underströmningsöppning för fiskpassage vid Boens utlopp i Silverån, Emåns vattensystem (jämför Figur 6). Såväl öring som elritsa har observerats passera. Konstruktör & Foto: Urban Hjalte, Länsstyrelsen i Östergötlands län. Plats 640089-147086, karta 7 F SV.



Figur 12. Kamartrappa med underströmningsöppningar och dessutom öppningar i tvärsektionens krön. Anpassas vattennivån kan fiskar simma uppströms i den nedre eller övre öppningen. Observera att öppningarna ofta placeras växelvis på vardera sidan för att undvika för höga vattenhastigheter. Detta medför dock större risk för att bråte fastnar och kommer att öka tillsynsbehovet!



Figur 13. Flödesmönstret i kamartrappan kan vara dykande eller mer vågformigt beroende på hur högt vattennivån står över tvärsektionerna/trösklarna. Höjden av vattennivån ovan tröskelkrönet mäts något uppströms (se liten infälld figur). Dykande flöde är att föredra i fiskvägen. Ibland kan det vara nödvändigt att fasa av tröskelns överkant för att få ett mer dykande flöde.



Figur 14. Kamartrappan i Gullspångsälvens nedre del förbinder nedre habitat med den gamla torrfåran som numera har vatten. På grund av hög lutning, men ringa vattenståndsvariationer har man valt att bygga en kamartrappa. Flödet genom trappan är $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Konstruktör: Lars Pettersson, Mats Hebrand. Plats: 654183-140238, karta 9 E NV. Foto: Arne Johlander.

Vanligare är dock att man också har s.k. underströmningsöppningar och även slitsar i tvärväggens övre del, underströmnings-trappa (Figur 12). Öppningarna i krönet bör inte vara mindre än 40 cm och underströmningsöppningarna kan vara kvadratiska med 30–35 cm sida (Johlander 1997, Washington Dept. of Fish and Wildlife 2005).

Kammartrapporna finns med alla dessa möjliga varianter; bara överfallstrappa där allt vatten strömmar över tvärväggen, enbart underströmningstrappa där bara hål i tvärväggens nedre del ska släppa fram vatten och fisk, samt kombinationen av de båda. Det senare är oftast att föredra.

Det finns också olika ytterligare anpassningar med olika inbyggda strukturer som ytterligare begränsar vattenhastigheten. Är vattnets energi hög måste bassängerna vara stora för att kunna minska vattnets energi. I sådana stora bassänger kan enkla strukturer som ger skyddade uppehållsplatser och samtidigt vänder vattenströmmen uppströms i närhet av underströmnings-

öppningen vara bra. Som generella riktlinjer kan anges att bassängerna bör vara 1,2 m långa vid små flöden (0,1 m³/s) och 4,5 m i flöden med 1 m³/s. Underdimensionera inte. Det är ett vanligt problem med kammartrappor.

Flödesmönstret i kammartrappan bestäms av bassänglängd, vattenflöde och lutning. Flödesmönstret kan vara antingen dykande eller vågformigt (Figur 13). Dykande flödesmönster erhålls när vattennivån står lågt över tvärsektionerna.

När vågformigt flöde uppkommer så blandas ytskiktet inte lika bra med vattnet nere i bassängerna. Därmed erhålls inte så bra energidämpning, man får ett snabbt rusande övre vattenskikt som är svårt att simma emot. Därför eftersträvas det dykande flödesmönstret. Då är vattenhastigheten högst precis ovan tröskeln, men är betydligt lägre nära vattenytan. Dessutom blir det bara en kort sträcka med hög vattenhastighet om fisken vandrar ytnära. För att säkerställa ett dykande flödesmönster

Beräkning av flödet för kammartrappa

Det finns inget säkert sätt att beräkna flödet genom konstruktioner. Olika ekvationer har tagits fram. Vi kommer här att följa rekommendationerna från Kamula (2001) för kammartrappor. Flödet i trappan (Q) relateras till ett s.k. dimensionslöst flöde (Q*) enligt:

$$Q^* = Q / (g \times S \times b^2 L^3)^{0,5}$$

där $g = 9,81 \text{ m/s}^2$; S är lutning där 5 % uttrycks 0,05; b = fri öppning, dvs. trappans bredd, L = bassänglängd. Det dimensionslösa flödet kan också beräknas:

$$Q^* = 2,5(h/L)^{1,7}$$

där h = vattennivån ovan trösklarna.

Exempel:

Antag att lutningen är 5 %, bredden 1 m, bassänglängden är 2 m och vattennivån ovan trösklarna är 0,2 m och flödet är dykande. Då är

$$Q^* = Q / (9,81 \times 0,05 \times 1 \times 1 \times 2 \times 2 \times 2)^{0,5}$$

$$Q^* = Q / 1,98$$

$$Q = Q^* \times 1,98$$

Det dimensionslösa flödet kan också beräknas: $Q^* = 2,5(0,2/2)^{1,7} = 0,094$

Alltså:

$$Q = 0,094 \times 1,98 = 0,19; \text{dvs. } 0,19 \text{ m}^3/\text{s}.$$

Beräkning av flödet för slitsrännor

Det finns inget säkert sätt att beräkna flödet. Olika ekvationer har tagits fram. Vi kommer här att följa rekommendationerna från Kamula (2001) för slitsrännor. Flödet (Q) relateras till ett dimensionslöst flöde (Q^*) enligt:

$$Q^* = Q / (g \times S \times b^2 \times L^3)^{0,5}$$

där $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, S är lutning där 5 % uttrycks 0,05; b = fri öppning i slitsen och L = bassänglängd.

För en allmän slitsränna kan man anta (Kamula 2001):

$$Q^* = 0,85(y/L)^{0,9}$$

där y = vattendjupet i slitsen.

Exempel:

Antag att lutningen är 5 %, slitsöppningen är 0,25 m, bassänglängden 2 m. Då är

$$Q^* = Q / (9,81 \times 0,05 \times 0,25 \times 0,25 \times 2^3)^{0,5}$$

$$Q^* = Q / 0,50$$

Slitsen är 1,3 m hög, dvs. y är maximalt 1,3.

$$Q^* = 0,85(1,3/2)^{0,9} = 0,577$$

dvs.

$$Q = 0,577 \times 0,5 = 0,29 \text{ m}^3/\text{s}$$

Alternativ

För den konstruktion som Katapodis (1992) rekommenderar (Figur 16) har han angett hur man kan grovt kan beräkna det dimensionslösa flödet (Q^*) i slitsrännan utgående från slitsöppning (b) och vattennivå (y):

Slitsränna	y/b -intervall	Ekvation
Enligt Figur 16	2,17–13,55	$Q = 2,71(y/b)$

Observera dock att han anger sambandet mellan flöde och dimensionslöst flöde som

$$Q^* = Q / (g \times S \times b^5)^{0,5}.$$

bör vattennivån över tröskelkanten understiga 30 cm. Observera att vattennivån över tröskeln mäts något uppströms tröskeln (Figur 13). Ett sätt att kunna anpassa vattenflödet, och därmed vattennivån, ovan tröskeln är givetvis att använda ett utskov.

Höjdskillnaden mellan bassänger styr vattnets energi och därmed vattenhastigheten som fisken måste simma mot. Generellt får höjdskillnaden inte överstiga 15 cm om flera arter av sötvattensfiskar ska kunna passera som vuxna. För harr anges t.ex. 7,5 cm (Washington Dept of Fish and Wildlife 2005). Inriktar man sig enbart på lax och stor öring kan höjdskillnaden vara inemot 30 cm.

Den maximala vattenhastigheten (v) kan grovt beräknas utgående från vattennivåskillnaden (h) mellan bassänger:

$$v = 0,7\sqrt{(2g \times h)} \quad (\text{Kamula 2001})$$

där g är gravitationskonstanten. Den är $9,81 \text{ m/s}^2$. Om $h = 0,2 \text{ m}$ skulle detta innebära en maximal vattenhastighet på $v = 0,7 \times \sqrt{(2 \times 9,81 \times 0,2)} = 1,4 \text{ m/s}$. Sänks vattennivån över trösklarna till $0,1 \text{ m}$ blir den maximala vattenhastigheten 1 m/s .

Kammartrappor byggs oftast i betong, ibland med inmurad natursten för att smälta in i miljön. Tvärsektionerna kan göras som träsättare i mindre trappor. Det kan vara en fördel när osäkerhet råder om konstruktionen eftersom man då kan prova fram lämpliga nivåer på trösklarna.

Kammartrappor klarar ganska höga lutningar; 10–20 %, men har den stora nackdelen att de är känsliga för variationer i vattennivån uppströms. Varierar vattennivån kan trappan torrläggas eller översvämmas. Kammartrappor lämpar sig därför oftast där man har en nivåreglering uppströms, t.ex. vid kraftverksdammar. Alternativt måste man anordna någon slags nivåreglering vid intaget till trappan, utskov. Anläggs trappan med underströmningsöppningar minskar känsligheten för lågflöden. Rekommendationen är att alltid ha sådana öppningar. Fiskar ska simma genom trappan, inte tvingas att hoppa.

Korrekt konstruerade och med underströmningsöppningar kan flertalet arter som vuxna passera trapporna, t.ex. mört, abborre och laxfiskar. Arter som inte vill hoppa eller simma genom öppningar kan

missgynnas, t.ex. gös. De generella erfarenheterna är att korrekt konstruerade kammartrappor kan vara effektiva fiskvägar. Vanligen byggs de för små, dvs. vattnets energi dämpas inte tillräckligt. Kammartrappor ska vara så breda, långa och djupa som möjligt!

Normalt brukar flödet genom kammartrappor vara $0,1\text{--}2 \text{ m}^3/\text{s}$, men stora system som klarar flöden kring $50 \text{ m}^3/\text{s}$ finns.

Slitsränna

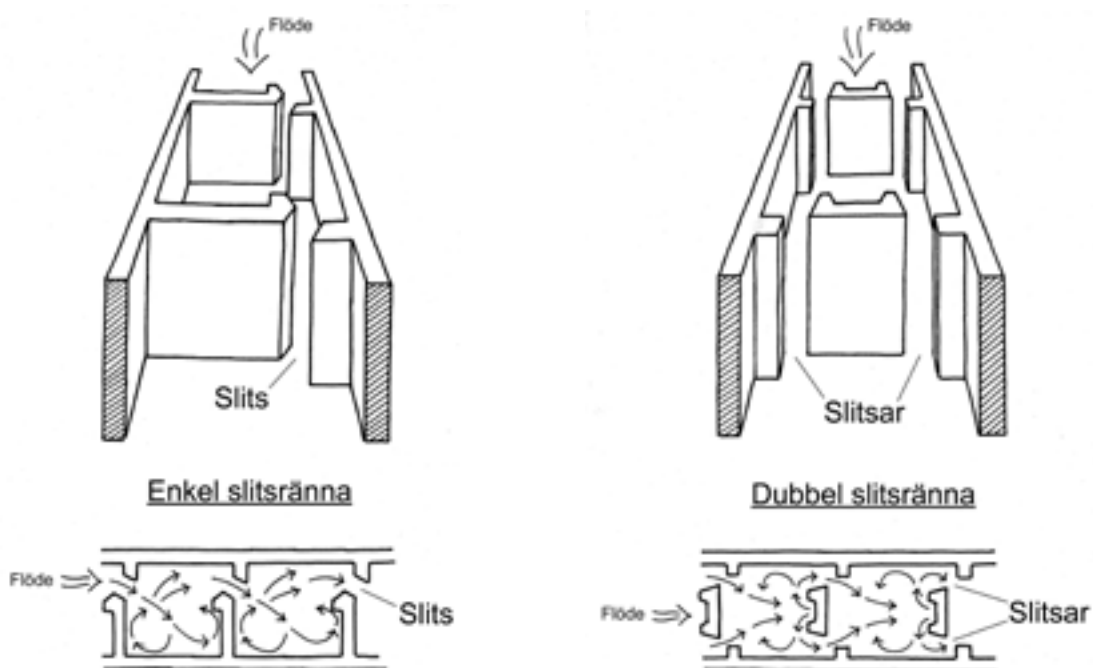
Slitsrännan (vertical slot fishway) liknar kammartrappan, men har en öppen slits i tvärväggen från yta till botten. Härigenom blir de relativt okänsliga för variationer i vattenståndet uppströms. Slitrännor har t.o.m. byggts för att hantera vattenståndsvariationer på inemot 10 m .

En förutsättning är att vattennivån upp- och nedströms samvarierar, eljest kan funktionen försämrats. De byggs antingen som enkel- eller dubbelslitsrännor (Figur 15).

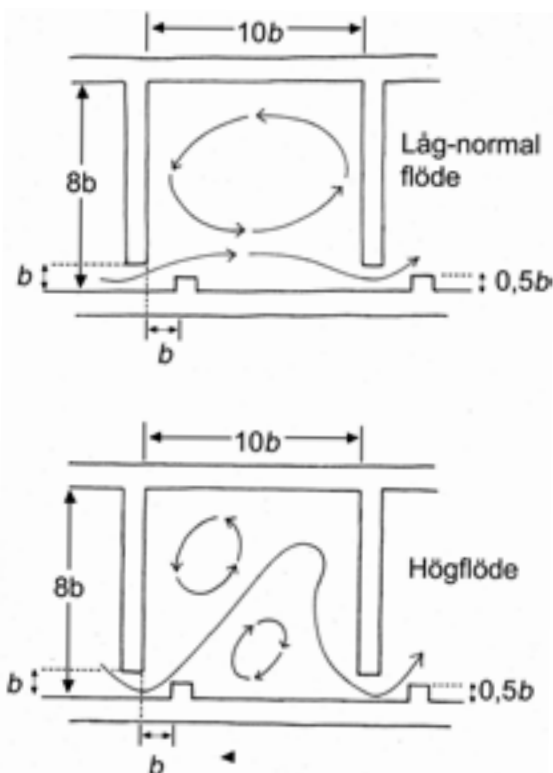
I enkelslitsrännan styrs vattnet av slitsens utformning och placering över till andra sidan. Därvid dämpas vattnets energi i facket innan de strömmar nedströms i nästa slits. Otaliga varianter finns på utformning och placering av slitsarna. I några fall har man byggt låga trösklar (någon decimeter) i själva slitsen för att minska vattenhastigheten vid botten.

Generellt utformas slitsrännan utifrån bredden på slitsen (b). Varje bassäng bör vara $10 \times b$ lång och $8 \times b$ bred. Katapodis (1992) har redovisat 18 olika utformningar av enkelslitsrännor och rekommenderar ett fåtal. Här nöjer vi oss med en grundkonstruktion (Figur 16).

I en slitsränna är i princip vattenhastigheten lika från botten till yta och relaterad till nivåskillnaden mellan poolerna. Eftersom det är nivåskillnaden mellan poolerna som avgör så fungerar slitsrännan likadant vid låg som hög vattennivå. Det fungerar så länge inte tvärväggarna översvämmas. (Om man bygger så att tvärväggarna översvämmas vid högflöden har man fått fram en kombination av kammartrappa och slitsränna.) Bäst funktion uppges föreligga vid vattennivåer över 60 cm , dvs. slitrännor kräver ganska mycket vatten. Franska slitrännor är dimensionerade för $0,7\text{--}3 \text{ m}^3/\text{s}$.



Figur 15. Tvär- och längdsektioner av enkel- resp dubbelslitsränna (efter Sandell m.fl. 1994). I princip använder man dubbelslitsmodellen vid stora flöden. Genom utformningen kolliderar det nedströmmande vattnet i ena sidan med andra sidans vatten, varvid en effektiv energidämpning erhålles.



Figur 16. Grundkonstruktion av slitsränna som rekommenderas av Katapodis (1992). Utav 18 redovisade konstruktioner anges detta som design nummer 6. Bredden på slitsen (b) utgör den dimensionerande faktorn.



Figur 17. Vy uppströms av slitsrännan vid Flaka kvarn i Åtran. Plats 642140-136100, Karta 7 D SV. Foto: Morgan Andersson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

I Österrike har slitsrännor byggts med reglerbara slitsar så att antalet slitsar kan ökas vid högflöden.

En generell rekommendation är att en slitsränna bör ha vilobassänger för varje 6 m fallhöjd om det rör sig om vuxen lax-fisk.

Den maximala hastigheten (v) kan grovt beräknas utgående från vattennivåskillnaden (h) mellan bassänger:

$$v = 0,7\sqrt{(2g \times h)} \quad (\text{Kamula 2001})$$

där g är gravitationskonstanten. Den är $9,81 \text{ m/s}^2$. Om $h = 0,2 \text{ m}$ skulle detta innebära en maximal vattenhastighet på $v = 0,7 \times \sqrt{(2 \times 9,81 \times 0,2)} = 1,4 \text{ m/s}$. Sänks vattennivån över trösklarna till $0,1 \text{ m}$ blir den maximala vattenhastigheten 1 m/s .

Bakom tvärväggarna bildas flera platser med låg vattenhastighet och fisk behåller lätt sin position här. De kan alltså vila mellan språnget genom slitsarna. Liksom för kammarrappor bör nivåskillnaden mellan bassängerna ej överstiga 15 cm om flera arter av sötvattensfiskar ska kunna passera som vuxna. Inriktar man sig på lax och stor öring kan höjdskillnaden vara inemot 30 cm .

Liksom kammarrappor byggs slitsrännor oftast i betong. I mindre konstruktioner kan mellanväggarna göras av trä. Lutningen på rännan brukar vara $5\text{--}15\%$.

Slitsrännor är ganska ovanliga i Sverige. En slitsränna till beskådande finns vid Flaka kvarn, Dalum, i Ätran strax norr om Ulricehamn (Figur 17).

Denilrännor

Denilrännor (Denil fishways) är ytterligare en fortsättning av slitsrännan där man genom att bromsa vattenströmmen underlättar fiskars passage. Denna typ av fiskväg utvecklades år 1908 av belgaren Denil. Den vidareutvecklades sedan av svensken Valter Furuskog som byggde denilrännan i Ätran vid Falkenberg (plats 631310–129995, Karta 5 B SO). Denna ränna har fungerat i över 50 år för passage av lax och havsöring. Fallhöjden är $5,5 \text{ m}$ och lutningen $16,7\%$. Tre vilobassänger finns i fiskvägen. Denna konstruktion fick sedan stor spridning i Nordamerika.

Denilrännor klarar stora variationer i vattenföring och relativt höga lutningar. Principen är att tvärväggar i form av lameller sitter tätt och är riktade snett uppströms. Dessa skapar idealt, men inte alltid, ett flödesmönster av motströmstyp (Figur 18). Fisken hjälps av vattenströmmen att passera uppströms. I regel simmar de kontinuerligt uppåt och denilrännor brukar passeras fortare än kammarrappor och slitsrännor.

Denilrännor är de fiskvägar som klarar den högsta lutningen, inemot 25% för vuxen lax. Ska övriga sötvattensarter vandra igenom bör lutningen inte överstiga $10\text{--}15\%$. Vid en given lutning gör större vattennivå i rännan att vattenhastigheten ökar. Denilrännorna kräver relativt mycket vatten för att fungera bra. Dessutom kräver de tillsyn mer än andra fiskvägar på grund av benägenheten att sättas igen med trädgrenar och annan bråte.

En ytterligare nackdel med denilrännor är att de ibland får dåligt lockvattenflöde eftersom det fördelas på ytan istället för att bilda en stråle som från slitsrännor eller kammarrapporna. I och med att denilrännorna kan dimensioneras för högre flöden kan man kompensera för detta. Dessutom brukar dessa rännor ha hög vattenhastighet vid ytan, vilket kan attrahera fisk. Denilrännorna behöver inte ha lika djupt vid mynningen som andra fiskvägar. Djupet får inte överstiga rännans djup, eljest finns risk för besvärliga bakströmmar in under rännan.

Vattenhastigheten är generellt lägre vid botten av slitsen än högre upp. Dimensioneringen av flödet i rännorna beräknas med formler motsvarande dem för öppna kanaler. Flödet bestäms i princip av vattendjupet över lamelltröskeln (y) och den fria bredden (b) (Figur 19). Ju större y/b -kvot, desto större flöde och vattenhastighet.

Denilrännor kan byggas i trä eller betong (Figur 20). I det senare fallet görs ofta lamellerna av vattenfast plyfa (plywood). Byggs hela rännan i trä kan långa sektioner byggas på land och sedan lyftas på plats.

Vilobassänger bör anläggas med 5 m mellanrum om vuxna sötvattensarter ska kunna passera, för lax och havsöring kan avståndet ökas till 10 m . Flöden i

Beräkning av flödet för denilrännor

Det finns inget säkert sätt att beräkna flödet. Olika ekvationer har tagits fram. Vi kommer här att följa rekommendationerna från Kamula (2001) för denilrännor. Flödet (Q) relateras till ett s k dimensionslöst flöde (Q^*) enligt:

$$Q^* = Q / (g \times S \times b^2 \times L^3)^{0,5}$$

Där $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, S är lutning där 5 % uttrycks 0,05, b = fri öppning i slitsen och L = bassänglängd.

För en allmän denilränna kan man anta:

$$Q^* = 1,0(y/L)^{1,5}$$

där y = vattendjupet.

Exempel:

Antag att lutningen är 5 %, lamellöppningen är 0,25 m, bassänglängden 2 m. Då är

$$Q^* = Q / (9,81 \times 0,05 \times 0,25 \times 0,25 \times 2 \times 2)^{0,5}.$$

$$Q^* = Q / 0,50$$

Slitsen är 1,3 m hög, dvs. y är maximalt 1,3.

$$Q^* = 1,0(1,3/2)^{1,5} = 0,577$$

dvs.

$$Q = 0,577 \times 0,5 = 0,29 \text{ m}^3/\text{s}$$

Alternativ

Katapodis (1992) rekommenderar hur man kan grovt kan beräkna det dimensionslösa flödet (Q^*) i en denilränna utgående från lamellöppning (b) och vattennivå (y):

$$Q^* = 0,94(y/b)^{2,0}$$

Observera dock att han anger sambandet mellan flöde och dimensionslöst flöde som

$$Q^* = Q / (g \times S \times b^5)^{0,5}$$

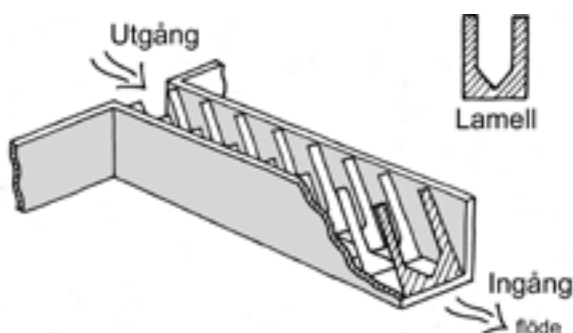
Katapodis (1992) har angett mer precisa ekvationer för att beräkna det dimensionslösa flödet (Q^*) och vattenhastighet (v) i denilrännor (nedan betecknade modell 2–6) utgående från hela rännans bredd (B), slitsbredden (b), lamellavstånd (L).

Design	B/b	L/b	y/b-intervall	Q	v
Modell 2	1,58	0,715	0,5–5,8	$0,94(y/b)^2$	$0,76Q^{0,61}$
Modell 3	1,58	1,07	0,5–1,2	$1,12(y/b)^{1,16}$	
Modell 4	2	0,91	1–5	$1,01(y/b)^{1,92}$	$0,84Q^{0,58}$
Modell 5	2	1,82	1,3–4,6	$1,35(y/b)^{1,57}$	$0,67Q^{0,57}$
Modell 6	2	2,58	0,8–4,3	$1,61(y/b)^{1,43}$	$1,37Q^{0,25}$

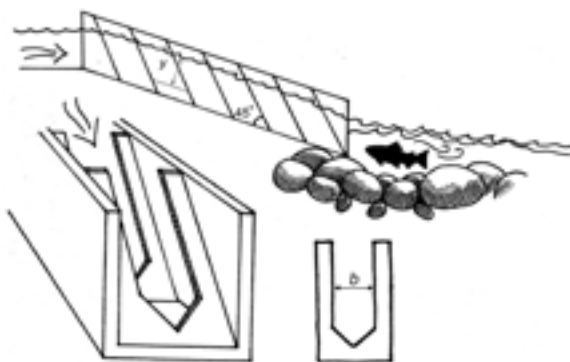
typiska denilrännor brukar vara i intervallet 0,1–1 m³/s. Maximalt kan de vanligen hantera 2–3 m³/s. Denilrännorna designas ofta för en viss vattenföring vid vilken de fungerar optimalt. De blir därmed känsliga för variationer i vattenföringen och vanligtvis måste man anordna speciella flödesreglerande utskov på ovansidan, t.ex. i form av en underströmningslucka.

Generellt kan man säga att fiskar under 25 cm har svårt att vandra genom denilrännorna. De anläggs där man önskar säkerställa vandring av lax och stor öring. Vid extremt låg vattenföring kan små fiskar passera då denilrännorna mer fungerar som kammarrappor.

Danska erfarenheter av denilrännor är inte positiva och rekommendationen är därför att de inte bör anläggas i danska vattendrag.



Figur 18. Denilränna i genomskärning. Notera hur lameller sitter i 45° vinkel mot botten. Lamellernas öppning bör vara minst 20 cm, helst 30 cm.



Figur 19. Flödet i denilrännor bestäms huvudsakligen av öppningen, kvoten y/b samt lutningen (Efter Sandell m.fl. 1994).

Ålledare

När ålen kommer till Sveriges kust efter sin resa från Sargassohavet kommer en del ålar att stanna i våra kustvatten, medan andra vandrar upp i sötvatten för att tillväxa 10–25 år. Detta är företrädesvis honor. De uppvandrande ålynglen är från ca 6–35 cm och relativt dåliga simmare.

Uppvandringen sker främst vid vattentemperaturer över 15 °C, dvs. främst juli-augusti.

Ofta klarar inte ål konventionella tekniska fiskvägar. Däremot är de bra på att klättra (små ålar) och åla sig fram mellan skrymslen och sten. Speciellt där de kan få spjärn med kroppen. Ålen tog sig därför förr långt in i landet. Tidigare anlades ofta ålledare vid dammar för att underlätta ålens passage. Successivt med minskad ålupp-



Figur 20. Denilränna vid Hovermo, Jämtland. Eftersom fallet är naturligt och svärpasserat ansågs denna ränna vara ett lämpligt alternativ för att i huvudsak endast få vandrande öring. Rännan är helt byggd i kärnfuru från området. Den nedersta sektionen kan lyftas ut inför vintern. Fallhöjd 4,4 m och längd 22 m på rännorna, exklusive vilobassänger. Detta ger en lutning på 20 %. Kostnad ca 800 000 kr, dvs. ca 180 000 kr per fallhöjdsmeter. Öring passerar trappan. Konstruktör & Foto: Erik Sjölander, Fisk- och Vattenvård AB. Plats: 697560-142652, karta 18 E NO.



Figur 21. Undersökningar av uppvandrande ål vid Hedefors, Sävån, visade att många missade ålledaren och istället lockades till dammen av spillvatten (Larsson 2006). Där försökte de ta sig upp för 6 meter lodrät dammvall. Foto och undersökning Stefan Larsson, West waters.

Figur 22. Nybyggd ålledare med konstgräs (Enkamat®) vid Hedefors, Sävån. Foto: Stefan Larsson, West waters. Plats: 641173-129152, karta 7 B SO.

vandring har skötseln försummats och flera ålledare har tagits bort. Idag finns ett stort behov av att bygga nya ålledare och att restaurera de gamla. Optimalt rivs självfallet dämnet eller så anläggs en naturlig fiskväg eftersom mindre ålar generellt inte vandrar i tekniska fiskvägar. Bygger man t.ex. ett omlöp kan en del av utrymmet reserveras för en ålledare.

Det är vanligt att samlokalisera ålledare och fiskväg (se Figur 23 nedan). Det är tveksamt om detta är riktigt eftersom ål undviker de starkaste strömmarna, medan laxfiskar kan söka sig till dem.

Det rekommenderas istället att flera ålledare anläggs på varje plats, och då utanför det starkaste strömdraget. I Danmark ska det enligt lag finnas minst en ålledare vid hinder i vattendrag. Är vattendraget bredare än 3 m kan fiskeriinspektoratet bestämma att fler ålledare behövs.

Ålen har svårt att finna ålledarna eftersom det generellt släpps lite vatten genom dem. Om ålen undviker den starka strömmen och söker lockande svagare strömmar vid sidan av är det viktigt att dessa strömmar kommer från ålledarna och inte utgör spillvatten från dammen (Larsson 2006). Lockas ålen till spillvatten från dammen kan de försöka klättra uppför flera meter höga lodräta väggar, ibland lyckas det, troligen sällan (Figur 21). Täta dammen eller led spillvattnet till ålledaren.

Ålledare är små rännor med ett begränsat vattenflöde där ålen kunnat klättra successivt uppåt på lämpliga strukturer. Genom det ringa vattenflödet uppstår inga höga vattenhastigheter. Tidigare var substratet i stort sett piassavaborstar med spröten riktade uppåt. Andra, ännu äldre, alternativ var hönsnät eller liknande fyllt med ris. Idag finns modernare syntetmaterial med lämplig yta. I Danmark, England och på senare tid i Sverige brukar man använda Enkamat®, ett konstgräs, som substrat i ålledare. Enkamat® används ofta som stabiliserande konstgräsmatta i sluttningar. I denna matta kan man så in växter så att slänterna successivt blir "naturliga". Enkamat® är en komposit av fiberförstärkt biologiskt nedbrytbart

material som vävts till ett tredimensionellt nät. Enkamat® med typbeteckningen 7020, ett 20 mm tjockt, grovt nät, placeras inuti långa plaströr (diameter 100–150 mm) eller täckta trärännor (200 × 200 mm) så att hindret överbyggs (Figur 22). Fibermatorna kan läggas plant i en låda eller rullas i ett rör. Se till att det inte uppstår proppar med för tätt med material. Det är bra att planera inspektionsluckor i vandringsvägen så att den kan kontrolleras för igensättning med löv respektive allmän kondition. Det är också viktigt att ålledaren har vatten i hela sin sträckning.

Nedströms mynning bör placeras så att det är lätt att finna och inte ligger i alltför stark ström. Uppströms mynning placeras i lugnvatten så att ålen inte direkt spolats tillbaka.

Vi har idag dålig uppfattning om hur effektiva ålledarna är. Att hundratals ålar passerar innebär ju föga om tusentals misslyckas att finna och ta sig igenom passagen. Generellt undersöks aldrig befintliga ålledares status, lockvatten eller funktion som ålledare. Det är viktigt att i den närmaste framtiden ta ett större ansvar för detta problem.

Ål (*Anguilla anguilla*)

Det finns flera arter av ål i oceanerna. Här talar vi om den europeiska ålen. När ålens ägg kläcks i Sargassohavet har ållarven en resa på 7 000 km till våra kuster, något som tar 1–3 år och underlättas av Golfströmmen.

Väl framme söker sig framför allt honorna upp i våra sötvatten, men idag är ca 80 % av uppväxtområdet blockerat av dammar. Uppväxten i sötvatten på 10–25 år kommer för kanske de flesta av de utvandrande ålarna, s.k. blankål, att sluta i en kraftverksturbin. Ovanpå det avstängda sötvattenlandskapet tillkommer sedan fiske, miljögifter och klimatförändringar. Ålen är idag rödlistad med beteckningen akut hotad.

5.7.4 Utformning av mynning vid uppströmsvandring

Avgörande för de flesta fiskvägar är attraktionskraften, dvs. utformningen av inlopp och de anpassningar som kan göras nedströms för att leda djur till inloppet. Mynningen bör placeras strategiskt så att befintliga vandringsvägar i vattendraget nedströms naturligt leder fram. Ofta föreligger en konkurrerande och ofta större dragningskraft från utflödet från dammen eller turbinerna. Det vatten som strömmar ur passagen, lockvattnet, bör riktas så att det mot den plats fisken vandrar eller samlas nedför hindret. Det bör också strömma ut på lämpligt djup. Generellt kräver lax att det är ringa vinkel mellan lockvatten och huvudströmmen, medan t.ex. öring, som är anpassad att vandra upp i mindre vattendrag, kan vandra upp även i flöden som mynnar vinkelrätt mot huvudfåran. Vid omlöpet i Örebro (Figur 7) mynnar omlöpet i 90o vinkel mot huvudfåran, men ändå vandrar alla förekommande arter upp i det. Mynningen ska ligga djupare än normallåg-vattenståndet (MLQ). De flesta uppströmsvandrande fiskar uppehåller sig relativt ytnära vid passage av hinder, från ytan och ned till ca 2 m vattendjup.

Vattenhastigheten på lockvattnet anses vara avgörande. Pavlov (1989) har efter försök fastställt att lockvattnets hastighet bör vara 60–80% av resp individs kritiska vattenhastighet (Avsnitt 5.7.2). För vuxen fisk innebär det hastigheter kring 0,7–1 m/s, men för mindre fisk (50–70 mm) bara 0,2 m/s. Så låga hastigheter kan dock uppnås i kanten och botten, medan lockvattnets mittfåra vanligen uppvisar högre hastighet. För vuxen laxfisk är det lämpligt att vattenhastigheten i lockvattnet är högre än i huvudfåran. Detta visar vikten av att utforma mynningen så att en komplex, men ändå koncentrerad vattenström uppstår. Samtidigt inses att det är svårt att utforma en fiskväg som passar och lockar "alla".

Ju längre ut i fåran en koncentrerad vattenström når, desto bättre blir anlockningen (som nämnts kan det vara med undantag för ål som söker mindre flöden förbi hindret). Det är därför ofta bra att "kanalisera" flödet så att det inte sprids för mycket. Enklast görs detta med större sten. I fiskvägar

av kammartyp strävar man efter dykande flöde (Figur 13), men i trappans mynning är det bättre med ett vågformigt flöde. Detta kan ofta uppnås genom att göra sista tvärväggen något lägre i en kammartappa, eller hellre ha en större överfallsöppning än vanligt. Beakta dock att sådana anpassningar kan öka anlockningen, men bli svåra att vandra igenom.

Uppströmsvandrande laxfiskar söker vanligen efter det högsta flödet, inom rimliga gränser naturligtvis. Optimalt utgör lockvattnet 100 % av vattenflödet, men så är aldrig situationen. Som en nedre gräns har angetts att lockvattnet bör vara minst 1-5% av vattenflödet på platsen i större vattendrag (Larinier 1990). När lockvattnets andel är liten kan man artificiellt försöka att öka dess attraktionskraft genom att styra lockvattenströmmen mot huvudströmmen, dels genom att rikta mynningen, dels genom att lägga stenar i vattnet som riktar strömmen. Vid dämmen med flera avtappningsmöjligheter kan man se till att öppna luckorna närmast fiskvägen så att huvudströmmen styrs mot fiskvägen (Figur 23).

På senare tid har en del fiskvägar anlagts med extra utströmmande lockvatten som mynnar vid mynningen. Detta vatten leds i en kulvert under fiskvägen och kan mynna i botten eller i sidorna. Det förra



Figur 23. En fiskväg i form av en denilrännan vid Aspens utlopp i Säveån, Västra Götalands län. Observera hur extra lockvatten från Aspendammen styrs mot fiskvägen. Utanpå denilrännan sitter en älledare av trä fäst. Älen har inte samma krav på hög vattenström som laxfisk, varför älledarens placering är tveksam. Plats: 640865-128450, karta 7 B SO.

är att föredra eftersom fisk oftast saknar tendens att försöka vandra ned i botten, dvs. risken att fisk avstannar i sin vandring är liten.

Extra lockvatten kan också fås genom att man från dammen släpper en klunk av höjd vattenföring. Detta får fisk att öka vandringen och resulterar ofta i ökad vandring genom fiskvägar vilket bl.a. konstaterats i Mörrumsån. I kammartappan vid Gullspångsälven (Figur 14) har det i miljödomstol fastslagits ett visst antal dagar under hösten då 5 m³/s ska släppas istället för normala 3 m³/s.

I större vattendrag kan mittströmmen vara så kraftig att fisk och andra djur enbart vandrar uteder den ena eller andra stranden. Ofta finner de då inte en fiskväg belägen vid andra stranden. I sådana lägen behövs två fiskvägar, t.ex. vid Lilla Edet i Göta älv. Det finns också tillfällen när en fiskväg kan behöva två ingångar, t.ex. för att underlätta för olika arter eller hantera stora vattennivåskillnader.

När fiskarna väl simmat igenom fiskvägen är det också viktigt hur uppströms mynning är placerad och konstruerad. Fiskar tenderar att vandra strandnära, men laxfiskar vandrar helst ej i lugnvatten. Mynningen bör således lokaliseras till lagom strandnära ström. Den får dock inte leda för nära dammutloppet eftersom det då finns risk att fisken vandrar/förs nedströms. Mynningsdjupet bör vara samma djup som i fiskvägen.

I vissa fall kan det krävas att man med galler, fingrindar eller ledrist, leder fisken, på väg upp, bort från vattnet från turbinerna. Eljest riskeras att fisken ansamlas där och inte hittar fiskvägen. Uppvandringen genom en denilränna ökade från 3–10% av uppvandrande laxfisk till 25 % efter att en ledrist med 20 mm spjälavstånd installerats i Gudenån i Danmark (Koed m.fl. 1996). Vi rekommenderar därför att grindar anläggs som leder fisk in mot fiskvägen vid behov och då med 20 mm spjälavstånd. Tänk på att grindarna inte ska nå ned till botten för då hindras nedströmsvandrande djur.

Uppströms mynning bör normalt skyddas av någon typ av anordning, läns, som styr undan grenar och bråte. Enklast är stockar med kedjor mellan sig som läggs som en sned linje framför mynningen.

5.7.5 Underlättande av nedströmspassage

I Sverige har nedströmsvandring av fisk negligerats under många år. De medel som satsas på att få fisk att vandra förbi hinder för att leka och tillväxa uppströms förloras ofta på nedvägen.

Östergren & Rivinoja (2006) har visat hur utlekt havsöring i Pite- och Vindelälven omkom vid passage förbi kraftverk, förlusterna var i ena älven hela 69 %. Ål i Åtran antas ha så stora förluster som 70 % av utvandrande ål i varje kraftverk (muntligen Ingemar Alenäs, Falkenbergs kommun). Eftersom det är många kraftverk på vägen, blir det få ålar som återvänder för att leka.

Nedströmsvandrande fisk drifrar i regel med vattenströmmen. Migrationen sker därför oftast i den starkaste strömmen ("fish go with the flow"). Det djup som fisken vandrar på är artspecifikt, men generellt kan sägas att fiskyngel och nedströmsvandrande ung laxfisk, s.k. smolt, ofta går ytligt och ål djupt. Ofta är nedströmspassager anlagda ytligt, vilket kan medföra låg effektivitet för ål. Ålen kan då styras upp från botten mot utloppet med fingrindar. Alternativt anordnas djupt belägna utskov, bottenluckor, för ålpassage.

Det är inte svårt att ordna nedströmsvandring om man antingen kan styra större delen av flödet till en utvandringskanal, alternativt att man med olika styranordningar (fingaller, fingrindar) leder fisken till utloppsanordningen. Det är inte svårt, men sällan genomfört.

För att nyttja dessa passager måste fisken styras bort från turbinernas vattenintag genom fingrindar (gallerridåer) eller andra konstruktioner. Eftersom fingrindarna bromsar vattenflödet minskar vattenkraftanläggningens effekt och därför har man med stöd av lagstiftningen tyvärr kunnat ta bort fingrindarna. Utomlands finns en stor kunskap om hur olika typer av fingrindar och galler kan användas för att styra bort fisk från turbiner till nedströmspassager (DWA 2005). I princip kan sägas att det alltid är tekniskt möjligt att styra undan fisken, problemet ligger i skötsel av anläggningen och kraftförluster. Med bra designade system skulle förlusterna av fisk kunna nedbringas drastiskt.

Utvandrande laxfisksmolt drifftar/simmar i största vattenströmmen nära ytan. De kan ledas bort från intaget med fysiska spärrar, t.ex. genom att man har nät eller fingrindar (enkla galler). De flesta fiskar reagerar på fingrindar genom att undvika dem, de håller ett visst avstånd till anordningen. Ålar däremot brukar kollidera med fingallret, sedan försöker de vända uppströms mot strömmen för att komma undan. Är vattenströmmen för stark ($>0,5$ m/s) trycks ålen fast mot gallret (DWA 2005). Risken för skador av ett galler ökar med vattenhastigheten och gallrets orientering. Ju mer tvärs strömmen gallret ställs desto fler fiskar skadas. De flesta styranordningar används därför i olika vinklar mot vattenströmmen.

Vedertaget i Sverige har varit att kräva ett galleravstånd på 20 mm i fingrindar, vilket är för stort för att hindra att mindre (1-åriga) smolt kommer igenom (sådana smolt uppträder i södra Sverige). Om öppningarna i gallren är 6 mm så brukar inte ens unga smolt komma in i intaget (Aarestrup & Koed 2003). Ska man undvika att annan småfisk kommer in, t.ex. ung benlöja eller laxfiskungar kortare än 60 mm, måste

fingrindarna vara mycket täta, 2,5 mm, vilket är orealistiskt annat än under korta perioder i mindre vattendrag. Det finns vedertagna och publicerade metoder för att bedöma vilka fiskstorlekar som passerar eller inte passerar olika typer av galler eller nätmaskor (DWA 2005). För svenska förhållanden rekommenderas i vatten med naturvärden fingrindar på 15 (maximalt 20) mm.

Nackdelen är givetvis att fingrindarna minskar effekten i kraftverket och att de ständigt sätter igen med skräp. Använd länssar, därutöver får man antingen ha manuell tillsyn eller rensningsrobotar. När tillsynen är manuell brukar man behöva luta grindarna i horisontalplanet till 15–30 grader, vilket ytterligare ökar fallförlusterna. An-

Skattning av fallförlust i mm på grund av fingrindar

(från <www.kuhlins.com>)

Med kännedom om grindens lutning i horisontalplanet (l), grindjárnens form som ger ett visst motstånd (k), grindjárnens bredd (d), spjälavståndet (a) och vattenhastigheten (v) på platsen kan fallhöjdsförlusten (f) skattas i mm.

$$f = k \times \sin l \times ((d/a)^{1,25}) \times (v^2/(2 \times g));$$

där g = gravitationskonstanten $9,81 \text{ m/s}^2$.
 $k = 2,42$ för rektangulära järn och $1,79$ för runda.

För en fingrind med plattjärn på 8 mm bredd och 6 mm spjälavstånd med en vattenhastighet på $0,5 \text{ m/s}$ och 100° lutning på fingrinden ($\sin 100 = 0,1737$) ger:

$$f = 2,42 \times 0,1737 \times 1,43 \times 0,013 = 0,008;$$

dvs. 8 mm fallhöjdsförlust.



Figur 24. Fingrindar vid Vestberge kraftverk i Gudenå, Danmark. Grindarna rensas med robot, vilken syns på fotot. Konstruktionen med fingrinden tvärs vattendraget och så nära intaget till turbinerna medför stor risk att fiskar fastnar mot gallret. Denna typ av fingrindar används ofta främst för att hindra skräp från att komma ned i turbinerna. Speciellt Francis-turbiner är känsliga för skräp.

vänds mekanisk rensning behöver grinden inte luta, eller åtminstone kan mycket svag lutning användas (Figur 24). Rensningsrobotarna kan gå med vissa tidsintervall eller känna av när vattennivån förändras nedom gallret och då börja arbeta. Tänk på att fingrindarna bör placeras så att fisk inte leds in i kraftverkskanaler. De kan ha svårt att hitta ut och ta en annan väg nedströms. Speciellt små fiskar kan sakna möjlighet att simma mot flödet.

Det finns tillfällen då man bedömt att styrning av smolt med fingrindar ut till olika typer av passager inte givit lägre dödlighet än passage genom turbiner (Struthers 1993). Detta är platsspecifikt och bör inte väljas utan noggranna undersökningar.

Utvandrande utlekt laxfisk löper inte stor risk att falla offer för rovfisk på utvägen. De kan därigenom samt sin större simförmåga, jämfört med utvandrande smolt, ägna mer tid åt att söka av vandringsmöjligheterna vid ett hinder. De kan ofta ledas förbi hindret genom ett omlöp eller enkelt utskov i dammen, t.ex. via de isutskov som finns på flera dammar. De utlekta laxfiskarna kan styras undan med ganska grova galler. I Skottland används ett galleravstånd på 50 mm. Detta galler tjänar samtidigt syftet att det hindrar skräp från att dras ned i turbinerna (Struthers 1993). Utlekt laxfisk kan dock vara i dålig kondition och kan därför fastna på gallret om vattenhastigheten är för hög och gallervinkeln för tvär.

Studier i USA har visat att även andra djurgrupper än fisk kan nyttja olika typer av fiskvägar för nedströmsvandring. I Alamitos fisktrappa, Kalifornien, såg man att grodor, sköldpaddor och änder vandrade nedströms, men däremot ej uppströms (Porcella & Nishijima 2006).

Utomlands finns ytterligare andra mer eller mindre komplicerade mekaniska system för att hålla undan fisk från att komma med i vattenintag, t.ex. vid kraftverk, vattenverk och bevattningsanläggningar. Typiska exempel är roterande nättrummor som släpper igenom vatten, men ej fisk och skräp. Genom rotationen hålls de rena från att sättas igen.

Man kan också leda fisken bort från vattenintag med *beteendepåverkande spärrar*. Generellt är dessa inte lika effektiva på alla arter och storlekar som fingrindar, men de används i förhoppningen att kombinera

god förbipassage utan kraftverksförluster. Olika typer av el-, ultraljud-, ljus- och bubbelridåer har testats, men med varierande framgång. Just för utvandrande ål kan dock ljusspärar vara ganska effektiva då ål undviker att vandra vid ljusa förhållanden. Andra arter, t.ex. smolt av laxfisk, kan attraheras av ljuset, men vandrar ofta inte förbi förrän ljuset släcks. När det gäller bubbelridåer undviks de först av fisk, men efter ett tag törs fisken vandra igenom. Elspärar (2–8 Hz, pulslängd 5 ms, 300–900 V) är ofta alltför art- och plats-specifika för att fungera väl. För enskilda arter vid en given situation kan de dock vara effektiva. Ultraljudspärar har ofta starkt varierande effektivitet beroende på art och tillfälle. Vissa undersökningar har visat på avsaknad av effekt på laxsmolt, medan andra givit upp till 88 % effektivitet. Möjligen kan sådana användas för att styra ålen till utvandringsrännor.

Den typ av beteendespärar som verkar mest lovande är louversystem. De består av en rad stålplattor som genom sina vibrationer skrämmer och leder bort fisken (Figur 26). Vanligen kan 50–80 % av utvandrande smolt styras undan, och det verkar fungera på de flesta arter. Dessa plattor som hänger ned kan utformas på olika sätt och vi hänvisar till speciallitteratur.

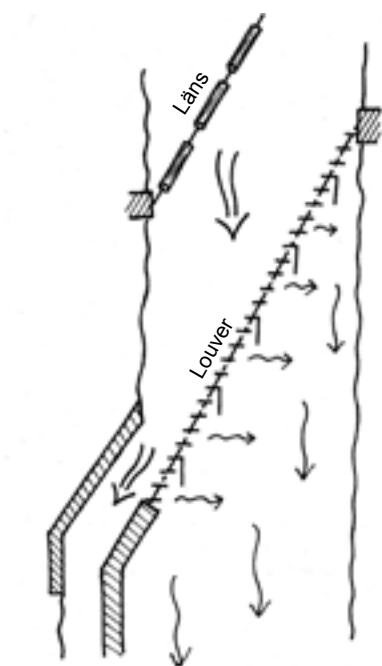
Mest effektiva blir louversystemen om det är mindre än 50 mm mellan plattorna. Dessutom bör systemet omfatta hela djupet om annat än smolt ska styras undan. Som framgått av ovan kräver alla sådana här system tillsyn. Systemet måste t.ex. monteras ned vintertid.

När väl fisken letts till en lämplig passage bör denna utformas så att fisken inte skadas. Det bör inte vara stora fall och helst bör passagen vara ett in- eller omlöp. Det anses viktigt att denna passage har en vattenhastighet som är relativt större än vattenhastigheten i huvudströmmen för att locka in fisken. Skillnaden i hastighet får dock inte vara för stor då det får fisken att tveka.

I många av våra vatten är risken för korrosion ganska hög. Det rekommenderas att offeranoder används kring fingrindar och louversystem.

Fiskvägar för uppströmsvandring kan fungera för nedströmsvandring, men det verkar mindre vanligt, troligen för att så liten del av flödet går denna väg. Försök visar att smolt lättare kan vandra ut via olika avledare om avtappningen ökas vid utvandringen så att en större andel av vattenet går via spillvägen (Rivinoja 2005).

Fisk som vandrar nedströms brukar skadas vid passage av turbiner eller genom fall från hög höjd vid någon typ av utskov. Även skador orsakade av kontakt med galler och styranordningar förekommer. Risker att fiskar skadas av fingrindar beror av utformning, vinkel mot strömmen och vattenhastighet över grinden. Använd om möjligt platta järn, ev med lätt rundade kanter, eftersom fisk lätt kan fastna i grindar av rundjärn. Vill man skydda små fiskar och andra svaga simmare måste vattenhastigheten över grinden vara låg, så låg som deras simförmåga. I USA finns rekommendationer om maximala hastigheter på 0,1 m/s (Washington Dept. of Fish & Wildlife 2000), vilket kan vara svårt att uppnå.



Figur 25. Typisk utformning av Louversystem. Optimalt leds fisken i en vinkel på 10-20° bort från huvudströmmen. Ju lägre vinkel, desto effektivare styrning av fisken. Systemet är känsligt för skräp och länsar bör placeras uppströms.

Generellt dör flest fiskar vid passage av turbinerna. För ryggradslösa djur, botten-djur, finns det inga rapporter om skador vid passage genom turbiner (DWA 2005). Francis- eller Kaplan-turbiner används vid de flesta svenska kraftstationer. De kallas ibland gemensamt för reaktionsturbiner. Francisturbiner används i regel vid något större fallhöjd (ned till 10 m) medan Kaplan används vid låg fallhöjd (ned till metern).

Risken för skador beror självfallet av fiskens längd och fiskarten, där strömlinjeformade fiskar generellt har lägre skaderisk. Dödligheten för laxsmolt vid passage genom Kaplan-turbiner är 1-20 % och i Francisturbiner som bäst likvärdigt, men ofta 3-5 gånger högre (Montén 1985). För Francisturbiner kan dock skador på fisk minskas radikalt genom att köra turbinerna på halv effekt när fiskar vandrar. Förlusten av laxfisksmolt kan sänkas från 40-50 % till 5 % (Montén 1985).

En viktig skillnad mellan Francis- och Kaplan-turbiner är att de senare har 4-8 (ställbara) skovelblad, medan Francisturbinerna har 10-20 (fasta) skovelblad. Oavsett vilken vattenföring som råder så är turbinerna konstruerade så att de roterar ett bestämt antal varav per minut. Generellt kan man säga att ju lägre fallhöjden är desto snabbare konstrueras turbinen att rotera.

Skador på fisk vid passage genom kraftverk uppkommer av:

1. Tryckförändringar på grund av fallhöjd
2. Mekaniska skador från skovelblad – risken att träffas ökar med fiskens storlek, störst risk i Francis-turbin på grund av tätare mellan skovelbladen.
3. Kavitation- störst risk i Francis

Kavitation är ett samlingsbegrepp för flera fenomen som uppstår när fasta kroppar rör sig med hög hastighet genom vatten. Kavitation kan uppstå när propellern är feldimensionerad t.ex. när bladarean är för liten i förhållande till motoreffekten. Störningar eller virvlar i vattenströmmen orsakade av skovelbladens kanter kan ge upphov till kavitation. Bladet som rör sig genom virveln sänker trycket i denna. En vakuumbåsa uppstår och när trycket återigen ökar smäller blåsan ihop varvid den kan skada propellerns yta eller vandrande djur.

Det är möjligt att vidareutveckla turbiner och kraftverk så att fisk kan passera oskadda, men någon sådan utveckling sker inte nationellt. I USA pågår utveckling av fiskvänliga turbiner, t.ex. den spiralförmiga (helical) turbinen. Överlevnaden för fisk under 100 mm är upp till 98 % samtidigt som energieffektiviteten är 90 % (Hecker & Cook 2005). Andra försök har fokuserats på att minska kavitation, turbulens och undertryck. Voith Hydro & Siemens har tagit fram en modifierad Kaplanturbin "fish-friendly turbine" som minskar skador på fisk om den körs vid 1% under full effekt. Ännu är dessa system inte testade i full skala, men spiralturbinen och andra system kan vara intressanta även för svenska förhållanden i en nära framtid.

Oprövade metoder är att helt enkelt stänga turbinerna under utvandring. Det skulle vara möjligt för ålar vars vandringarna ofta sker koncentrerat vid "ålamörker", dvs. mörka nätter.

5.7.6 Projektering och kostnader

Innan en fiskväg anläggs bör alltid en noggrann avvägning göras mellan kostnader och nytta - inte bara i rent ekonomiska termer utan också med tanke på artbevarande, kulturhistoriska värden och risk för spridning av oönskade arter. Därutöver är anläggande av en fiskväg en kombination av biologisk, hydrologisk och byggnadsteknisk kompetens. Vid större konstruktioner bör samtliga dessa tre kompetenser finnas. Ett fåtal personer i landet kombinerar dessa tre och bör konsulteras vid behov.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

Det betonas speciellt att passager ofta kan kombineras med stor hänsyn till kulturmiljöer. När det gäller dammar rekommenderas generellt utrivning på grund av den stora påverkan dammar har på hydrologiska, biologiska och geomorfologiska förhållanden (Avsnitt 5.5).

Betänk att den billigaste lösningen inte behöver vara den bästa. En billig lösning som kräver upprepad tillsyn och reparation blir i längden dyr. Generellt gäller att den minst komplicerade funktionella lösningen är den bästa.

Typ av passage väljs naturligtvis utgående från de lokala förutsättningarna, t.ex. fallrättigheter, kulturhistoriska värden, vattentillgång, möjligheter att fysiskt bygga väg runt hindret m.m. Utöver detta sker valet utgående från arter och storlekar på fisk eller andra djur, vattennivåfluktuationer och lutning. Naturlika fiskvägar ska prioriteras i alla lägen. Om vi undantar dessa kan man om tekniska fiskvägar generellt säga att

- kammartrappor med underströmningsöppningar ska prioriteras
- slitsrännor kan användas vid stora vattenståndsvariationer, men det finns liten nationell erfarenhet
- denilrännor bör undvikas om inte god tillsyn kan ske.

Fiskarnas vandringsförmåga styrs av vattentemperaturen. Vid vattentemperaturer under 8 °C försämras förmågan och en nedre gräns för uppströmsvandring brukar vara kring 5 °C (Sandell m.fl. 1994). Fiskvägar för uppströmsvandring behöver därmed inte vara öppna vintertid, såvida inte fiskvägen även fungerar som habitat eller nyttjas för nedströmsvandring.

Många fiskvägar anläggs i zigzag-form för att få en lägre lutning. Vid de skarpa krökar som byggs kan mycket speciella strömbilder uppstå. Normalt lägger man vilobassänger i dessa svängar. Generellt ska vilobassängen vara minst dubbla bassänglängden i en kammartrappa eller slitsränna. I dessa svängar är det vanligt att vatten spiller över kanten. Se till att ha höga väggar. Höga väggar är också viktigt för att förhindra att fisk hoppar ur tekniska fiskvägar. För lax bör väggen nå minst 1 m över vattenytan.

Fiskvägar ska normalt kunna fungera från normal högvattenföring (MHQ) ned till normal lågvattenföring (MLQ). Konstruktionen som sådan måste dock dimensioneras för att klara extremflöden. Ett alternativ kan vara att stänga passagen vid extremflöden, men det kräver god tillsyn och naturligtvis någon form av lucka (utskov).

Isdrift kan också ställa till stora problem och isförhållandena på platsen bör undersökas. Eventuellt anläggs någon struktur som styr bort stora isflak från passagen uppströms om fiskvägen ska vara öppen vintertid.

Ofta måste grunden under fiskvägen förstärkas eller åtminstone erosionssäkras med t.ex. geotextil. Lämpligt kan vara en stenbädd av krossten som stabiliserar och dessutom förmår dränera undan vatten. Ovanpå denna läggs ett lager med makadam som ett jämnare underlag.

Byggnadsmaterialen domineras av vattenfast betong och trä. Används betong ska den vara vattentät och frostbeständig (Kapitel 4). Dagens betong kan hålla 100 år. Betong har hög tryckhållfasthet, men låg draghållfasthet (ca 10 % av tryckhållfastheten). Efter att gjutformarna byggts ska därför armering med armeringsstål genomföras. Armeringen tar upp drag-, tryck- och skjuvpåkänningar, förhindrar sprickbildning och fördelar belastningen i passagens olika partier. Genom armering kan konstruktionen göras tunnare, men sidoväggar och botten bör vara minst 15 cm. Betonggjutning görs gärna efter att vattnet letts undan, men det går till nöds till och med att gjuta under vatten. Observera att fiskdöd ofta uppträder när betong gjuts i vatten.

Trä kan användas för att göra lameller i fiskvägen, men också för att utgöra hela konstruktionen. När det gäller lameller används ofta vattenfast plyfa (plywood) i

denilrännor. Hela denilrännor kan också byggas av kärnfuru (Figur 21), som väl står emot påfrestningen av fluktuerande våta och torra förhållanden. Livslängden torde dock bli kortare än för en betongkonstruktion.

Beräkning av effektförlust i kraftverk

Vatten som används i en fiskväg innebär en effektförlust (P i kiloWatt) som grovt kan skattas:

$$P = (p \times g \times h \times Q) / 1\,000$$

där $p = 1\,000 \text{ kg/m}^3$, $g = 9,82 \text{ m/s}^2$,
 $h = \text{fallhöjden i m}$, Q är det avledda flödet i m^3/s .

Om fallhöjden är 5 m och flödet är $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ blir effektförlusten:

$$P = (1\,000 \times 9,82 \times 5 \times 0,5) / 1\,000 = 24,6 \text{ kW}$$

Kostnader

Armeringsstål kostar ca 5 SEK metern (exklusive moms), men säljs normalt i stora partier utifrån vikt ($100 \text{ kg} = 160 \text{ m}$ vid 10 mm diameter).

Stenkross kostar ca 100 SEK m^3 .

Makadam kostar ca 200 SEK m^3 .

Natursten kostar ca 200 SEK m^3 , men i vissa regioner är priserna högre, för närvarande i Stockholm ca 560 SEK m^3 .

Betong kostar ca 1 000-1 300 SEK m^3 .

Förberedande frågeställningar inför etablering av fiskväg

1. Huvudsyfte med passagen? Vilka arter och storlekar ska kunna passera? Helst alla!
2. Bedöm risken för spridning av främmande arter
3. Bedöm funktionen ur ett landskapsperspektiv. Finns t.ex. andra hinder som ointetgör funktionen?
4. Anpassa passagen till landskapsbilden och till kulturmiljövårdens behov.
5. Kontakta i tidigt skede med lokala intressenter, kommunekolog, kulturmiljövården och länsstyrelsen (se Kapitel 4). Efter ett samråd bedömer länsstyrelsen om det krävs tillståndsprovning hos miljödomstol. Länsstyrelserna verkar generellt för tillståndsprovning av fiskvägar.
6. Vandringsriktning; enbart ned, upp respektive kombinerat?
7. Vattenbehov för anlockning och passage.
8. Bedöm markbehov för konstruktionen. Kontrollera ägorättsförhållanden.
9. Optimal placering av in- och utlopp för anlockning.
10. Kartering av området, fallhöjder (avvägning) samt bottenprofil vid in- och utlopp.
11. Kontrollera att inga ledningar (el-, vatten-, tele-) berörs.
12. Krävs möjligheter att reglera vattnet i passagen genom utskov med sättare eller lucka i inlopp? Detta möjliggör reglering av nivån samt möjligheter att torrlägga vid reparation och rensning. Dessutom kan man stänga vid extremflöden om erosionsrisk finns. Tänk på att regleringsmöjligheterna måste låsas för att förhindra påverkan.
13. Uppgifter om vattenföring och vattennivåer i vattendraget, speciellt medel-, normalmax- och normalminvärden, tas fram. Prioritera vattennivåmätningar.
14. Bestäm tänkt driftperiod under säsongen med tanke på vattenbehov, vandrings- och vinterförhållanden.
15. Behövs, och i så fall hur utformas, anordningar för att styra undan drivis och bråte?
16. Kommer erosionssäkring av stränder att krävas?
17. Undersökning av rättsläget med avseende på vattendom eller annat nyttjande av vattnet. Inlösen av fallrätt vid behov.
18. Kan allmän väg eller järnväg beröras kontaktas Väg- resp Banverket.
19. Ev geologisk undersökning för att studera jord och bergs bärformåga samt erosionsrisk om hindret rivs ut.
20. Klargör ägande och skötsel av konstruktionen. Ofta blir dammägaren ansvarig för fiskvägen. Upprätta vid behov naturvårds-/nyttjanderättsavtal (Kapitel 4).
21. Välj typ av fiskväg; prioritera utrivning → naturlig fiskväg → annan lösning beroende på arter, lutning och vattenstandsvariationer – räcker det med en typ? Räcker det med en fiskväg per hinder?
22. Preliminär kostnadsuppskattning utgående från liknande och närliggande objekt.
23. Se över finansieringskällor och egeninsats.
24. Överväg om det föreligger risk för sabotage. Hur kan det undvikas?
25. Bestäm uppföljbara och realistiska mål med passagen.
26. Uppföljningsprogram. Bör konstruktionen anpassas för t.ex. placering av fälla eller fiskräknare?
27. Tidpunkt för byggnation med tanke på grumlingar, fågelliv och akvatisk fauna. Lämpligen vid låg vattenföring vintertid eller sensommar.

Design & byggnation

1. Anbud på byggnation, glöm inte att kräva kvalitets- och miljösäkring (Kapitel 4).

2. Begär i anbud utformning anpassad till platsen och vattentillgång med teknisk beskrivning och principskiss. Sträva efter enklaste och mest naturliga utformningen. Material och markarbeten för konstruktionen ska anges m.m.

3. Designen ska eventuellt omfatta uppgift om förväntat flödes-, vattenhastighets- och djupintervall i passagen i registret från MLQ till MHQ.

4. Designen kan eventuellt omfatta styrning av fisk och andra djur till in- och utlopp.

5. Designen ska omfatta behov av och konstruktion av viloområden.

6. Vid behov ska konstruktionen utformas så att tillsyn och skötsel underlättas.

7. Hur klarar konstruktionen extremflöden?

8. Ange maskinellt behov, upplag och körvägar.

9. Tillse att samarbete sker mellan konstruktör och byggare om de är olika personer.

10. Slutbesiktning ska ske, där man bland annat beaktar att konstruktionen är så slät att fisk inte skadas vid passage, om byggnation motsvarat design, om design uppfyller utlovade flöden och vattenhastigheter.

11. Upprättande av skötselinstruktion, installation av peglar.

Kostnader för en fiskväg är mycket svåra att uppskatta beroende på de lokala förutsättningarna, speciellt byggplatsens åtkomlighet, hänsyn till andra intressen, markbärighet spelar stor roll. Gjuts till exempel ett utskov på plats blir det mycket dyrt. Länsstyrelsen i Jönköping har en databas över restaurerings- och fiskevårdsåtgärder (Åtgärdsdatabasen). Ur denna samt med vissa kompletteringar har vissa generella riktlinjer tagits fram. Projekte-

ringskostnaden kan skattas utgöra 10–15 % av totalbeloppet.

Utrivningar av mindre dammar kostade i median 100 000 SEK per fallhöjdsmeter (fm). Utav de åtta utrivningarna som data förelåg för hamnade 50 % i intervallet 62 000–229 000 SEK /fm.

Omlöp kostade i median 200 000 SEK/fm. Inom 120 000–236 000 SEK/fm hamnade 50 % av objekten (n = 16).

Enkla fiskvägar där man med ett utskov eller med handkraft kunnat tröscla upp nedströms nivåer beräknades till ett medianpris av 11 000 SEK /fm (4 000–21 000 SEK/fm innefattar 50 % av objekten; n = 11).

För tekniska lösningar, dvs. tekniska fiskvägar, förelåg ett mindre dataunderlag. Mediankostnaden var för de sex objekten 132 000 SEK/fm (66 000–320 000 SEK/fm). I detta ingår då inte kostnad för att få vatten i fiskvägen eller t.ex. inlösen av fallrätt.

5.7.7 Funktionskontroll

I princip finns bara undersökningar genomförda för fiskars passage genom de olika typerna av konstruktioner, andra djurgrupper har försumrats. Vid olika undersökningar konstateras i hög grad att fiskvägar för uppströmsvandring ej fungerar tillfredsställande. Norska studier har visat att ca hälften av fiskvägar haft dålig funktion (Direktoratet for Naturforvaltning 1990). Svenska studier har visat på resultat i samma storleksordning. Johlander & Sjöstrand (1993) inventerade 65 fiskvägar i sydöstra Sverige och fann att för de 47 fiskvägar som uppgifter förelåg från så ansågs 44 % fungera förhållandevis bra. Andersson (2005) studerade 76 fiskvägar i Västra Götalands län. Av de fiskvägar som besöktes fungerade 53 % tillfredsställande. Observera då att man i regel bara bedömer möjligheten för lax och stor öring att passera. Möjligheten för unga fiskar eller arter som är dåliga vandrare, t.ex. sik, tas inte i beaktning.

När det gäller fiskvägar för nedströmsvandring är resultaten lika beklämmande. Schibli (2002) fann vid en inventering av s.k. smolt- och beseledare (utvandringsväg för utlekt laxfisk) att hälften inte fungerade nöjaktigt. Främsta orsaken var att de ej var i funktion eller hade för lite vatten.

Beroende på typen av fiskväg varierar tillsynsbehovet. Norska undersökningar visade att hälften av de fiskvägar som inte fungerade gjorde det på grund av brist på underhåll (Direktoratet for Naturforvaltning 1990). Schibli (2002) anger tillsynsbehovet till ca 0,4 persondagar per fiskväg och år i Halland.

Ofta är det problem med för höga vattenhastigheter i fiskvägen (passerbarhet) samt med anlockning till fiskvägen eller så problem med vattennivåer. *Det rinner helt enkelt för lite vatten i fiskvägarna.* I anlockningen ligger också det att fisk oftast tvekar innan de simmar in i en fiskväg. Har fisken väl kommit in i fiskvägen så är chansen att de vandrar igenom hela större ju längre upp de kommer. Laine (1990) hävdar att detta beror på att fiskarna successivt lär sig hur fiskvägen fungerar och blir allt bättre på att ta sig vidare i fiskvägen.

Schibli (2002) noterade att ett vanligt problem i fiskvägar i Halland var att väggarna var för låga så att fisken hoppade ur fiskvägen. En så enkel åtgärd som att sätta upp hönsnät kan lösa detta tillfälligt, men väggarna bör givetvis höjas på sikt.

Hur kontrollerar man att passagen fungerar? Kontroll kan antingen ske i fiskvägen eller upp- eller nedströms. Vanligt är att man installerar någon typ av fiskräknare. Observera att många fiskar kan vandra upp en bit i fiskvägen och sedan vända nedströms. Fisk brukar ansamlas i fiskvägars nedre delar. En bra funktionskontroll bör således ske av både hur många som finner öppningen och hur många som vandrar hela vägen igenom. Optimalt kontrolleras också hur många fiskar som finns nedströms som inte ens hittar eller stiger in i fiskvägen.

Fiskräknare finns av två huvudtyper, dels optiska räknare som genom en kedja av infraröda sensorer registrerar fisken, dels resistivitetsmätare som registrerar fisken som en förändring av vattnets resistans. Den senare typen brukar ge goda resultat i alla vatten, medan optiska läsare kan begränsas i mycket turbulenta eller mörka vatten.

Ett alternativ är givetvis att märka fisken med radiosändare och pejla vandringsvägen (Figur 26). Metodiken är dock dyr och expertis bör anlitas.

Att använda fällor för att fånga fisken är en effektiv metod (Figur 27), men innebär samtidigt en stressande hantering av fisk. Används fällor ska de vittjas med korta intervall (timmar) och utformas så att fisken inte skadas eller trycks fast mot gallret av vattenströmmen.



Figur 26. Berit Sers, Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, pejlar vandrande öringsmolt och ål i Bråån.



Figur 27. Björn Tengelin, Egon Sjödin och Erik Sjölander sätter en fiskfälla på plats i utskovet på omlöpet i Svartån, Örebro (jämför Figur 7). Initialt användes ett gles metallgaller för att kontrollera passage av större fisk (se bilden), därefter monterades ett finmaskigt plastnät utanpå fällan för att fånga alla migrerande fiskar under några nätter. Försöket genomfördes i slutet av april-början av maj 2002. Nattetid migrerade tusentals benlöjor tillsammans med hundratals abborrar, mörtar, gäddor, färor, björknor och braxar. Omlöpet fungerar således mycket bra.

Standardiserat elfiske är givetvis en metod som fungerar för kontroll om arter passerar fiskvägen. Däremot kan man inte avgöra i vilken utsträckning fisk passerar, bara att passage av arten sker. Elfiske kan antingen ske för fångst av lekfisk och därmed direkt visa om passagen fungerar för enskilda individer. Fångst av lekfisk kan dock vara känsligt om det är nära inpå lek. Elfiske kan därför inriktas på att studera föryngring och allmän artförekomst, vilket också kan utvisa om passagen fungerar. Genom att jämföra med elfiskeresultat nedströms eller i system utan hinder kan rimliga antaganden om funktionen ske. Studier av fiskvägar i Halland visade att fiskfaunan uppströms nya fungerande fiskvägar snabbt liknande faunan nedströms med ökning av öringbeståndet på 330% samtidigt som artantalet ökade i samtliga undersökta sex vattendrag (Degerman 2004). Detta fungerar när det finns typiskt vandrande arter i vattendraget. Har man ett vattendrag med enbart strömlevande arter kan kontroll med elfiske bli svår att utvärdera eftersom samma arter och numerärer kan föreligga upp- som nedströms. I sådana fall kan man tänka sig att märka större fisk för att se om de förflyttar sig, alternativt att arbeta med fällor eller fiskräknare.

Sedan bör man inte glömma att en okulärbesiktning av en erfaren person kan ge en god bild av fiskvägens status. Standardiseras sådana besök kan okulärbesiktning mycket väl vara en del i funktionskontrollen.

Några företag som marknadsför fiskräknare:

Aqua Pro Counter (www.procounter.com)
Riverwatcher Vaki Aquaculture Systems (www.vaki.is)

5.7.8 Källor och underlag

Aarestrup, K. & A. Koed, 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta* (L)) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Biol Freshw. Fish* 12:169-176.

Andersson, M. 2005 Fungerar våra fiskvägar? Miljömålsuppföljning i Västra Götalands län. Rapport 2005:56, 40 s.

Bangsgaard, L., 1994. Fiskepassage i vandløb. *Vand & Jord* 1:36-38.

Beamish, F.W.H., 1978. Swimming capacity. *Sidorna* 101-187. Ur: W.S. Hoar & D.J. Randall. *Fish physiology*, vol. 7. Academic press, New York.

Brackenbury, J. 2004. Kinematics and hydrodynamics of swimming in the mayfly larvae. *J. Exp. Biol.* 207:913-922.

Calles, O. 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. *Karlstad University studies*, 1403-8099 ; 2005:56). Dissertation (sammanfattning), 51 s.

Calles, E.O. & L. A. Greenberg, 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Research and Applications* 21:9, 951

Cowx, I.G. & R.L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. *FAO handbook*. Fishing News Books, 260 s.

Degerman, E. 2004. Vad händer när en fiskväg etableras i ett mindre vattendrag på västkusten? PM Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 2004-02-19, 3 s.

Direktoratet for naturforvaltning, 1990. Fisketrapper, funksjoner og virkemåte. Innstilling fra fisketrapputvalget. Direktoratet for naturforvaltning.

- DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (<www.dwa.de>), 226 s.
- Erkinaro, J., 2002. Atlantic salmon habitat enhancement in Finland – the Atlantic rivers. In: Habitat protection and restoration. Report of Special session of NASCO, Faroe Islands, June 2002, 75 s.
- Hansen, H.O. (Red.), 1996. Vandløbsrestaurering – eksempler og erfaringer fra Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, 136 s. Faglig rapport fra DMU nr 151.
- Hecker, G.E. & T.C. Cook, 2005. Development and evaluation of a new helical fish-friendly hydroturbine. *J. Hydraul. Eng.* 131:835:844.
- Johansson, L.C. & G.V. Lauder, 2004. Hydrodynamics of surface swimming in leopard frogs (*Rana pipiens*). *J. Exp. Biology*, 207, 3945-3958.
- Johlander, A. 1997. Fiskvägar. Ur: Fiskevård i rinnande vatten. Red. T. Järvi, Fiskeriverket, 201 s.
- Johlander, A. & P. Sjöstrand, 1993. Fiskvägar i sydvästra Sverige – en översikt. Projekt Fiskvägar – funktion och utveckling. Delrapport etapp 1. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Jönköping.
- Kamula, R. 2001. Flow over weirs with application to fish passage facilities. Dep. Of Process and Environmental Engineering, University of Oulu, Finland. Academic Dissertation to be presented with the assent of the Faculty of Technology, University of Oulu. På Internet:<http://hercules.oulu.fi/isbn9514259777/html>.
- Katapodis, C. 1977. Design of culverts for fish passage. Third national hydrotechnical conference. Proceedings, 30-31 May 1977. Can. Soc. for Civil Engineers, vol. 2:949-971.
- Katapodis, C. 1992. Introduction to fishway design. Working document. Freshw. Inst. Dept. Fisheries and Oceans, 501 University Crescent Winnipeg, Manitoba, Canada. R3T 2N6.
- Koed, A. m.fl. 1996. Tangetrappen 1994-95. DFU-Rapport nr 8, 44 s.
- Laine, A. 1990. The effects of a fishway model hydraulics on the ascend of vendace, whitefish and brown trout in Inari, northern Finland. *Aqua Fenn.* 20(2):191-198.
- Larinier, M. 1990. Experience in fish passage in France: Fish pass design criteria and down-stream migration problems. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways 1190, Gifu Japan; sidor 65-74.
- Larsson, S. 2006. Rapport – Ålyngelvandring i Hedefors sommaren 2006. PM till Länsstyrelsen i Västra Götalands län, West waters, 11 s.
- Montén, E. 1985. Fisk och turbiner. Vattenfall, 116 s.
- Pavlov, D.S. 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish. FAO Tech, Paper 308, 97 s.
- Porcella, L. & J. Nishijima, 2006. Alamitos fish ladder. Year 2 monitoring report. Santa Clara Valley Water District, 10 s (<www.valleywater.org>).
- Powers, P.D., Orsborn, J.F., Bumstead, T.W., Klinger-Kingsley, S. & W.C. Mih, 1985. Fishways – an assessment of their development and design. Project 82-14, Final report. Part 3. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon, USA.
- Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. Doktorsavhandling. ISBN: 91-576-6913-9, Vattenbruksinstitutionen SLU Umeå.

- Robison, E.G., Mirati, A. & M. Allen, 1999. Oregon road/stream crossing restoration guide: Spring 1999. (<www.nwr.noaa.gov/>). National Oceanic & Atmospheric Administration, Dept. of Commerce. 88 s.
- Sandell, G., Pettersson, L. & I. Abrahamsson, 1994. Fiskvägar – en litteraturöversikt. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, nr 1, 83 s.
- Schibli, H. 2002. Utvärdering av fiskvägars funktion 2000-2001. Inf. från Länsstyrelsen i Halland 2002:9, 27 s.
- Struthers, G., 1993. Facilities and requirements for the migration of salmonids in Scottish waters harnessed for hydro-electric generation. In: Fish Passage Policy and Technology. American fisheries society, sidorna 75-80.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2000. Fish protection screen guidelines for Washington state. Draft, 53 s.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2005. Fishway guidelines for Washington state. Draft version, <wdfw.wa.gov/hab/ahg/fishguid.pdf>.
- Östergren, J. & P. Rivinoja, 2006. Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts in two flow regulated rivers in Northern Sweden. Manuskript. Ingår i "Migration and genetic structure of *Salmo salar* and *Salmo trutta* in northern rivers. Johan Östergren, Doctoral thesis 2006:112, SLU Vattenbruksinstitutionen.

5.8 Väg- och järnvägspassager

Erik Degerman

5.8.1 Vägar i landskapet

Vattendrag är komplexa system som innehåller och transporterar energi, vatten, organismer, näringsämnen, död ved och sediment. Mänskliga ingrepp i den delikata balansen som utformats genom århundraden får konsekvenser. Idag har vi i medeltal 0,9 km väg per kvadratkilometer yta i Sverige. Hela 1,5 % av den svenska landarealen upptas av infrastruktur i form av vägar och järnvägar (Seiler & Folkesson 1998). Undantaget fjällområdet är få områden belägna mer än 800 m från närmaste väg. Detta innebär att våra sötvatten ideligen korsas eller berörs av vägar. I en studie av 55 kustvattendrag i Sverige fann Degerman m.fl. (2005) att vägkorsningar låg på ett medelvärde av 2,2 km vattendragssträcka. I Västerbotten visade inventeringar också ca 2 km mellan varje vägpassage (Grahn & Öberg 1996). Länets naturliga vattendrag korsas av 20 000 – 35 000 vägar (Norberg & Ahlström 2007)!

Generellt har det visat sig att mängden och diversiteten av fisk (Thompson & Lee 2000, Sharma & Hilborn 2001, Paulsen & Fisher 2001), akvatiska fåglar (Whited m.fl. 2000) och amfibier (Houlahan & Findlay 2003) ofta minskar med ökad vägdensitet (km väg/km²) i avrinningsområdet.

Man kan urskilja sju huvudtyper av potentiell negativ påverkan från vägar/järnvägar på akvatisk fauna i sötvatten:

1. Fragmentering av det terrestra och akvatiska landskapet (Nelson m.fl. 1992, Warren & Pardew 1998, Morita & Yokota 2002).
2. Ökad erosion/sedimenttransport (Gunn & Sein 2000, Roni m.fl. 2002, Steadman m.fl. 2004).

3. Risk för enstaka tillförsel av toxiska ämnen vid olyckor.

4. Tillförsel av salter och andra föroreningar via vägdravvatten (ex. Willander & Willén 1996, Ramstack m.fl. 2004).

5. Ökad avrinning, lägre lågflöden och högre högflöden på grund av diken och hårdtytor (Jones & Grant 1996, Madej 2001).

6. Förlust av död ved, då den inte passerar vägtrumman.

7. Ökad åtkomlighet (ökat fisketryck) (Gunn & Sein 2000).

Påverkan 6–7 torde vara av lokal karaktär (men kumulativa effekter kan finnas). Däremot kan påverkan genom fragmentering (1) och ökad erosion (2) påverka hela avrinningsområdet. Bedömningen är att dessa två faktorer är de viktigaste utifrån ett vattenlandskapsperspektiv.

Sveriges vägnät

Sveriges vägnät består av ca 98 000 km statliga vägar, 37 000 km kommunala gator och ca 280 000 km enskilda vägar (varav 210 000 km skogsbilväg). Detta innebär ett totalt vägnät på 415 000 km, vilket är i paritet med längden vattendrag.

Fakta från Vägverket (<http://www.vv.se/>)

Vägtrummor utgör ofta vandringshinder, i första hand för uppströmsvandring, men ibland även för nedströmsvandrande fisk, speciellt yngre stadier (Warren & Pardew 1998). I en inventering av vägpassager över vatten i delar av Östergötland förelåg i 34 % av utlagda vägtrummor vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Seiler & Folkesson 1998). Detta stämmer väl med uppgifter från Jämtland där ca 35 % ansågs utgöra vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Jacobsson 2005) och Västernorrland där det uppgavs att 42 % av heltrummor utgjorde vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Bergengren 1999). Tar man även hänsyn till bottendjur och andra akvatiska organismer skattades hela 88 % av vägtrummor utgöra hinder (Bergengren 1999)! Detta innebär att minst var tredje vägpassage av mindre vägar (där heltrummor ofta används) kan utgöra ett vandringshinder för uppströmsvandrande fisk och när det gäller andra akvatiska och semiakvatiska djur är situationen ännu sämre (Westman 2003, Bergengren 2007). Trots en mycket ambitiös satsning från främst Vägverkets sida med nya goda riktlinjer för vägtrummor har det visat sig svårt att få nyanlagda trummor att fungera som förväntat. De utgör vandringshinder i lika stor utsträckning som tidigare (Sundin 2005).

Intakta vandringsleder är mycket viktigt för att bevara hotade arter, t.ex. flodpärlmussla och utter. Dessutom är intakta vandringsleder, dvs. ett ofragmenterat blått vägnät, nationalekonomiskt väsentligt då flera av de kommersiellt viktiga fiskarterna vandrar i vattendragen för lek och uppväxt, t.ex. arter som lax, insjö- och havsöring samt ål. Ålen är idag på väg att bli rödlistad i hela Europa. Orsaken till den katastrofala nedgången av ålbeståndet är troligen en kombination av flera orsaker, varav avstängda uppväxtvattendrag är en del.

När det gäller vägar och vägpassager föreligger troligen en kumulativ effekt på faunan som är mycket svår att påvisa och förutsäga. Det är rimligt att anta att antalet vägpassager, t.ex. i form av vägtrummor, minskar den akvatiska faunans mobilitet. Varje enskild passage för sig behöver inte vara omöjlig att passera, men den samlade effekten av flera hinder kan omöjliggöra eller allvarligt försena migration. Det kan också orsaka direkt dödlighet hos vandrande fisk. Laxfiskar som utsatts för tester där de fått simma mot vattenströmmen så länge de orkade har uppvisat stor dödlighet efter avslutade försök (ex. Wood m.fl. 1983). De snabbsimmande och högpresterande vandrarna ligger på en arbetsnivå som kan medföra mjölksyrebildning vid besvärliga passager. Återhämtning efter en svår passage kan ta upp till ett dygn. Upprepade svåra passager kan således försena och uttrötta fisken avsevärt. En sådan fragmentering av vattendrag kan leda till inavel och utdöende. Speciellt kan situationen för den rödlistade flodpärlmusslan framhållas härvidlag. Musslan är beroende av att öring eller lax finns i vattensystemet, då dessa kan fungera som värd för musslans parasitiska ungstadier. Fragmenteras vattensystemet så att öringpopulationerna dör ut eller deras mobilitet minskar kommer även flodpärlmusslan att försvinna.

Kulvert eller vägtrumma?

Kulvert är ett ord av okänd härkomst som började användas i slutet av 1700-talet. Möjligen kan det härledas till ett fornfranskt ord för kanal. Trumma däremot är ett fornsvenskt ord (från tyskan) som kan betyda rör eller ledning. Inom väghållningen används ordet vägtrumma och så även här fortsättningsvis. Ordet kulvert används mest om markdräneringskulvertar, ibland även om rektangulära trummor.

5.8.2 Bedömning av passagemöjligheter

Vägtrummor är ur hydrologiskt synpunkt lyckade konstruktioner som för undan mycket vatten utan att bromsa dess fart. Istället gör de släta väggarna att vattnets energi resulterar i en ökning av hastigheten, ökad turbulens och erosion nedströms trumman. Därmed avviker de mycket från det normala vattendraget. En vägtrumma är också en rigid struktur utan förmåga att anpassa sig till det föränderliga vattenlandskapet.

Vägtrummor ger problem främst av åtta orsaker:

1. Höga vattenhastigheter och turbulens i trumman och in- resp utlopp hindrar djurs passage
2. Trummorna är så långa och utan viloplatser att djur inte orkar passera.
3. För grunt vatten i trumman för migration (ofta i rektangulära kulvertar med slät botten).
4. Utloppet ligger så högt att djur inte når det, utom de som kan hoppa.
5. När det krävs hopp så är vattendjupet ofta för lågt för ansats (se Avsnitt 5.7.2)
6. Igensättning av in- och utlopp eller själva trumman.
7. Avsaknad av passagemöjlighet för landlevande djur.
8. Passagen är utformad så att erosionen av stränder och botten ökat.

Fiskar kan sägas vandra i tre möjliga hastighetslägen; normal (cruising speed), förhöjd (prolonged eller sustained speed) och rusher (burst speed). Normal fart kan användas av fisken över mycket långa perioder (timmar). Förhöjd fart används i skyndsammare lägen och upprätthålls bara under minuter, medan rusher endast genomförs under sekunder (<20 s). Vid normal eller förhöjd fart används de röda musklerna, medan vita muskler (anaerobiska)

används vid rusher. Stor användning av rusher är mycket tröttande och genererar mycket mjölksyra. Generellt gäller att ju större fisk, desto större hastighet kan den hålla. (Läs mer om detta i Avsnitt 5.7.2.)

Oftast använder fisk förhöjd simhastighet när de vandrar i vägtrummor. Fiskar vandrar även i långa trummor, ibland över en kilometer i form av täckdiken, men satsar inte hela sin energi när de inte ser hur långt de måste vandra. I en lång trumma är det därför väldigt viktigt att vattenhastigheten inte är hög (Robison m.fl. 1999). Korrugerade trummor får en inbromsning av vattenhastigheten närmast intill vägen. Detta skapar möjligheter för mindre fisk och yngel att vandra trots en högre genomsnittshastighet i vägtrumman. Även vissa bottendjur kan successivt krypa längs botten i sådana trummor. Dock uppstår mycket turbulens i korrugerade trummor vid vattenhastigheter över 0,6 m/s, vilket försvårar vandring för mindre djur (Powers m.fl. 1997). Ännu bättre passagemöjligheter erbjuds självfallet i halvtrummor med naturlig botten. Generellt anges att vattenhastigheten bör vara under 0,3 m/s om små fiskar ska kunna passera (ex. Bates 2003).

Det är ofta svårt att avgöra om en enskild fiskart eller -storlek kan passera vägtrumman. Man brukar dela in hindren i fullständiga, partiella och temporära. Partiella hinder hindrar vissa arter och storlekar, medan temporära bara blockerar vandring under en del av året – ofta vid extrema låg- eller högvatten. Svårigheten att passera hindren varierar också över och mellan åren på grund av vattenföring. Enstaka hinder som bedömts som fullständiga hinder kan vara passerbara enstaka år.

Passagemöjligheten beror av vattenhastighet, vattendjup och eventuella fall. Förr byggde man ofta så att det blev i fall i trummans utlopp. Därigenom antogs risken för att trumman satte igen minska. Nedströms många trummor som anlagts utan fall uppkommer snart fall nedströms genom felaktig installation av trumman.

Den enklaste metoden för att bedöma flöden, nivåer och hastigheter är att besöka passagen vid olika vattenföringar och göra mätningar på plats. Alternativt mäter man i liknande passager i samma vattensystem. Saknas data eller om osäkerhet råder finns

empiriska modeller utvecklade som kan appliceras. Av de generella hydrologiska modellerna är den enklaste metoden för att grovt skatta flödet Mannings ekvation, som berördes i Avsnitt 5.7. Mannings ekvation ger i princip utloppshastigheten på vattnet i situationer när trummans vattenföring inte påverkas av vattendraget ovan eller nedströms, eller av utformning av in- och utlopp. Värdena på hastigheten blir därmed ofta överskattade i jämförelse med de verkliga förhållandena.

Avancerade modeller finns att tillgå via Internet, gratis är t.ex. Fishxing (<www.stream.fs.fed.us/fishxing/>) och Fishpass (<www.sf.adfg.state.ak.us/SARR/Fishpassage/FP_SoftwareFP.cfm>). Dokumentationen till dessa program är ganska omfattande. För den som vill fördjupa sig mer i vägtrumms hydrauliska egenskaper rekommenderas "Hydraulics manual" av Washington State Department of Transportation (2006). Dessa program och modeller kräver ganska komplicerade indata, men ger sofistikerade analyser.

Krav för faunapassager under väg och järnväg:

- Trumman ska så långt möjligt anläggas helt horisontellt.
- Vattenhastigheten ska inte överstiga 0,2 m/s i sammanhängande partier, t.ex. utefter botten, så att små djur kan passera. Vattenhastigheten i vattnets huvudmassa ska inte överstiga 0,4 m/s. Vid högre hastighet ska naturligt substrat användas för att bromsa hastigheten, alternativt åtgärder utanför trumman upp- och nedströms. Eventuellt får trumman överdimensioneras för att minska vattenhastigheten.
- Vattenhastigheten i trumman bör dock inte avvika alltför mycket från den i vattendraget upp- och nedströms.
- Det får aldrig finnas fritt fall nedströms trumman. Vattendragets botten ska ansluta direkt till botten i trumman.
- Nedströms trumman bör vattendjupet vara minst 0,6 m och uppströms minst 0,3 m vid lågvatten.

- Vattendjupet bör ej någonstans understiga 20 cm i trummans "mittfåra" vid normal lågvattenföring.

- Helst bör passagen vara kortare än 30 m om lutningen överstiger 0,5 %.

- Finns uter, bäver, vattennäbbmus och andra semiakvatiska arter ska de obehindrat kunna passera hela deras aktiva år.

Som princip gäller att om trumman vid visuell besiktning inte anses uppfylla kraven ska den räknas som ett vandringshinder, vare sig det rör sig om totalt, partiellt eller temporärt. Några avancerade beräkningar för att bedöma olika fiskarters passagemöjligheter är generellt inte nödvändiga.

5.8.3 Utformning av ekologiskt anpassade vägpassager

Strävan bör vara att vattenfårans naturliga form, lutning och funktioner ska bevaras så långt som möjligt oavsett vilken åtgärd som genomförs. Exempel på funktioner som ska bevaras är möjlighet till fiskpassage, passage av uter och andra djur (vandringsskorridor i landskapet), hydrologisk funktion, möjliggöra transport av död ved och sediment. Idealt innebär detta att en vägpassage ska bevara de förhållanden som existerar före vägbyggnationen. Alla passager bör vara dimensionerade för att klara det maximala högvattensflödet som beräknas kunna inträffa under en 100 års period.

Om åtgärden är någorlunda kostnadseffektiv bör man därför i första hand anlägga broar, i andra hand används halvtrummor och i tredje hand överdimensionerade och nedsänkta (nedgrävda) trummor med naturligt bottensubstrat. I det senare fallet rekommenderas ovala trummor före runda. Endast i undantagsfall, korta sträcka och ingen lutning, kan heltrummor användas utan att använda naturligt bottensubstrat, men generellt är det viktigt att ha naturlig botten i trummorna (Roni m.fl. 2002).

Trumtyper

En stor betydelse för den ekologiska anpassningen har valet av passagetyper (trumtyp). Det finns fem huvudtyper av vägpasagelösningar; broar, halvtrummor, rektangulära trummor, ovala trummor och runda (cirkulära) trummor. Den sistnämnda typen, som är vanligast, är tyvärr den som är sämst ur ekologisk synpunkt. Passagetypernas för- och nackdelar listas nedan i den ordning de bör prioriteras.

Broar

- + bästa alternativet ur ekologisk synpunkt
- + bevarar den naturliga vattenfåran
- + lång hållbarhet
- + lätt att ordna landpassage för t.ex. utter
- ofta höga anläggningskostnader

Halvtrummor

- + bästa alternativet efter bro
- + bevarande av det naturliga bottensubstratet
- + vid installation på land lämnas vattenfåran helt intakt
- störningar i bottenbädden vid installation i vattenfåran

Rektangulära trummor

- + bred bottenyta
- + kan placeras bredvid varandra
- + enkelt att installera strukturer i botten av kulverten
- slät botten ökar vattenhastigheten, kan dock minskas genom nedgrävning och fyllning med natursten eller genom installation vid lägre lutning än vattenfåran
- risk för alltför grunt vatten vid lågflöden, kan dock åtgärdas genom inläggning av bottensubstrat så att en lågvattenfåra bildas.

Ovala trummor

(trumman ska vara bredast nedtill)

- + bred bottenyta
- + låg profil, fördelaktig när höjden är begränsad
- + botten kan lätt täckas med naturligt stenmaterial
- + billig konstruktion

- + korrugerad plåt reducerar vattenhastigheten
- risk för alltför grunt vatten vid lågflöden, kan dock åtgärdas genom inläggning av bottensubstrat så att en lågvattenfåra bildas.

Cirkulära trummor

- + större vattendjup vid lågt vattenflöde
- + billig konstruktion
- + korrugerad design reducerar vattenhastigheten
- kräver en större överdimensionering och nedgrävning för att kunna anpassas till vattenfårans bredd och rymma naturmaterial
- hög vattenhastighet när naturmaterial i botten saknas
- liten effekt av installerade strukturer på vattenhastigheten

Av de olika typerna av heltrummor är generellt ovala trummor att föredra framför runda trummor. Ovala trummor är bättre än runda på grund av att de inte behöver överdimensioneras och grävas ned lika mycket som runda trummor för att bibehålla vattenfårans naturliga bredd. De ovala trummorna kan också anläggas med något större lutning (upp till 1 %) än runda trummor genom att vattenhastigheten ofta är något lägre i ovala trummor. En nackdel är dock att vattendjupet vid lågvatten blir lägre än i en rund trumma och därför bör man, antingen bygga trösklar nedströms för att säkerställa tillräckligt vattendjup eller skapa en vattenfåra i trumman genom inläggning av naturligt substrat.

Kostnader och hållbarhet

Vägtrummor finns tillverkade i betong, korrugerad stål eller plast. Korrugerade ståltrummor rekommenderas därför att de är mer styva och stabila än släta. En ytterligare fördel är att korrugeringen bromsar vattenflödet, vilket underlättar faunapassage. Surt och aggressivt vatten kan dock angripa ståltrummor (oftast varmförzinkad stål) och en analys av vattenkvaliteten bör ske om sådana ska användas (ex. Karlsson 1987). Är det risk för surt och aggressivt vatten finns trummor som ytbehandlats med ett ytskikt av HDPE-plast.

Alternativet är i andra hand betongtrummor som kräver mindre överfyllning och kan överfyllas med material från platsen. Är platsen svår att komma åt med maskiner rekommenderas istället de lättare plasttrummorna, som väger ca 40 kg/m vid dimensionen 800 mm medan en betongtrumma väger ca 750 kg/m vid denna dimension. Plasttrummor kan dock generellt inte göras i grövre dimension än 1 000 mm om fordonstrafik ska tillåtas (Bergengren 2007).

Kostnaden för trummorna är generellt lägst för ståltrummor följt av betong- och sedan plasttrummor. I dimensionen 800 mm kostar ståltrummor ca 350 kr/m, betongtrummor ca 400 kr/m och plasttrummor ca 1 100 kr/m. I grövre dimensioner, där plasttrummor ej tillverkas, ökar pris-skillnaden något mellan stål- och betongtrummor. Halvtrummor är alltid dyrare än heltrummor. En galvad halvtrumma kostar i storleksordningen 2 000–20 000 SEK/m beroende på dimensionen i intervallet 1,5–9 m. Härtill kommer fotplåtar som stöd, ca 1 100 SEK/m. Alternativet med prefabricerade betongfundament kostar i intervallet 3 000–7 000 SEK/m.

Livslängden på en halvtrumma kan vara lång om den placeras på fundament så att korrosionsproblemen minskar. En vägtrumma i metall eller betong håller 40–70 år (Sundin 2005, Norberg & Ahlström 2007). Livslängden för ståltrummor med ett yt-skikt av HDPE-plast anges till över 100 år, medan kostnaden ökar med 25 % jämfört med en galvaniserad trumma.

Trummornas långa livslängd är på sätt och vis också en nackdel. I och med att de håller så länge tar det lång tid innan de byts ut av ansvariga, t.ex. skogsbolag, och det är ofta nödvändigt att gå in för förtida utbyte.

Riktlinjer för utformning under väg och järnväg

Se detta som rekommendationer och rikt-värden. Med erfarenhet och sunt förnuft kan en lokal anpassning ske utifrån speci-fika förhållanden och krav. Beakta också de krav på vattenhastigheter m.m. som angi-vits ovan.

- Välj bro före halvtrumma, och halvtrumma före heltrumma. Av heltrummorna bör oval prioriteras framför rund.
- Ska heltrumma användas utan infört bottensubstrat måste lutningen understiga 0,5 % för rund trumma respektive 1 % för oval trumma. Vid högre lutning och hastigheter väljs bro eller halvtrumma, alternativt grävs trummorna ner och naturligt bottensubstrat införs.
- Vid lutningar större än 0,5 % resp 1 % (oval) bör man överdimensionera trummorna, gräva ned dem i botten och fylla dem med stenmaterial så att vattenfårans naturliga egenskaper i allt väsentligt bibehålls. Heltrummor ska vara nedgrävda 0,3–0,6 m i botten, ju längre trumma och ju större lutning desto djupare.
- Dimensionering bör minst ske efter befintlig vattendragsbredd och djup vid högflöden. Ta som ett riktvärde att diametern på en hel- och halvtrumma ska vara dubbla vattendragsbredden vid högflöden om lutningen överstiger 0,5 %.
- Minsta rekommenderade trumdiameter i fiskförande vattendrag är 0,6 m.
- Generellt bör man undvika att installera artificiella strukturer (stegar, falsar) i trummorna för att minska vattenhastigheten. Det är bättre att överdimensionera trumman och fylla den med naturligt stenmaterial. Om bromsande strukturer behöver installeras är det främst rektangulära betongtrummor och ovala trummor som är lämpade för sådana installationer.
- Om vägpassagens bredd (trumlängden) är större än 30 m, lutningen är större än 3 % eller om vattendraget hyser hotade arter bör man helst använda broar, halvtrummor eller, som sista alternativ, överdimensionerade och nedgrävda, delvis fyllda, ovala trummor för vägpassagen.
- Broar rekommenderas speciellt där mycket död ved och annan bråte förs med vattendraget och där vattendragets bredd är över ca 8 m.
- Trumman eller bron ska ligga i linje med vattendragets huvudriktning. Avviker riktningen för mycket (>30°) skapas ofta förhöjd vattenhastighet och turbulens vid inloppet. Samtidigt eroderas ofta runt trummans ingång eller vid brofästen.

- Nedströms trumman måste botten erosionssäkras så att inte ett fall uppstår med tiden.
- Erosionssäkra stränder så att inte vattendraget ändrar riktning. Det skulle kunna göra trumman opasserbar och kan radera vägbanken.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

5.8.4 Arbetsgång vid projektering och genomförande

Vägpasager ska som andra restaureringsåtgärder planeras och bedömas ur ett landskapsperspektiv eftersom det inte finns medel för att åtgärda alla problem. Identifiera system med stora naturvärden, hotade, känsliga eller ekonomiskt värdefulla arter. Prioritera vattensystem som mynnar i större vattendrag, på kusten eller i stora sjöar eftersom tillrinnande vattendrag ofta är en viktig del i dessa vattenområdens ekologiska funktion. Helst bör trummorna vara orsaken eller åtminstone en del av orsaken för god ekologisk status inte föreligger i vattensystemet. Sådana system bör ges företräde framför andra vatten. Försök även ta fram historiska data om förekommande arter på och i anslutning till lokalen. Finns/fanns t.ex. utter och flodpärlmussla eller andra stormusslor? Exempel på andra arter som kräver särskild hänsyn är utter, lax, ål, flod- och havsnejonöga och öring. Finns uppgifter om t.ex. potentiella habitat för laxfisk uppströms passagen kan det vägas in i bedömningen.

Börja alltid med att inventera samtliga väg- och järnvägspasager (och andra vandringshinder) i utvalda vattensystem

med avseende på möjlighet för passage och status på passagen. Lämpliga inventeringsprotokoll finns framtaget av Vägverket (ex. Westman 2003), inom Biotopkarteringen (ex. Halldén m.fl. 1997 samt Handboken för Miljöövervakning på <www.naturvardsverket.se>) eller inom System Aqua (Naturvårdsverket 2001). Typiska data är lutning, vattenhastighet, vattendjup i och nedströms trumma samt förekomst av fritt fall. Komplettera gärna med uppgifter om erosionsrisk finns i anslutning till passagen. Helst sker inventeringen både vid låg- och högflöden. Utgångspunkten ska vara att samtliga arter och storlekar ska kunna passera och att vid tveksamhet så ska passagen åtgärdas. Glöm inte arter som utter och groddjur.

Beakta om tidigare passager har kulturhistorisk värde. Detta gäller i regel inte olika typer av trummor utan främst broar, speciellt stenbroar. Sådana konstruktioner ska alltid bevaras och restaureras. Här är det viktigt att ta kontakt med lokala aktörer som hembygdsförening och naturligtvis länsstyrelsen.

1. Ta fram avrinningsområdesareal ovan passagen och flödeskaraktistika för vattendraget. Helst bör skattningar av 100-årsflödet finnas med för viktigare vägar. Ta även fram data över lägsta lågvattenföring som information till byggnationen.

2. Identifiera ägare av passagen (ofta markägare eller Vägverket) och diskutera situationen. En del av de större skogsbolagen känner ansvar och hjälper till med att byta ut trummor som är feldimensionerade eller –lagda, andra är ovilliga.

3. Inkludera tidigt i arbetet kommunen, kringboende, kulturmiljö- och naturvårdsintressen, jaktlag och fiskerättsägare vid behov (samråd i tidigt skede). Berör (eller om den ligger i anslutning <100 m) åtgärden statlig väg eller järnväg ska Väg- och Banverket kontaktas. Kommunen kontaktas om åtgärden berör kommunala gator. Genomför samråd. Länsstyrelsen bedömer om åtgärden kan komma att ha påtaglig påverkan på miljön. Läs mer i Kapitel 4. Notera speciellt om kulturmiljövärden finns så att detta kan tas med i planeringen.

4. Genomför en enkel geoteknisk undersökning för att kontrollera jordarter och djup till fast berg. Ofta kan det vara tillfyllest att observera området och sondera marken med t.ex. ett armeringsjärn. Bedöm vilket markunderlagsarbete som behövs för passagen? Normalt kan en markbädd av krossten eller grus/makadam vara tillfyllest. (Glöm inte att kompaktera massorna.)

5. Fotografera gärna området och passagen före åtgärd. Etablera fasta fotopunkter som kan återbesökas efter åtgärd.

6. Bestäm typ av åtgärd; utbyte, förbättringar av befintlig passage eller kanske t o m utrivning av väg. I utbyte ingår att installera en bro eller halvtrumma (valvtrumma), alternativt att lägga en bättre dimensionerad och placerad heltrumma. Dessutom ingår att anpassa passagen för terrestra och semiakvatiska djur vid behov.

7. Identifiera realistiskt uppföljbara mål med passagen. Ibland kan det vara svårt och kostsamt att kontrollera om fauna passerar enskilda passager. Uppföljningen kan inskränkas till att mäta vattenhastigheter och djup vid olika flöden. Detta kan göras samtidigt på flera passager varvid kostnaderna nedbringas. För ett vattensystem kan sedan kontrollpunkter för t.ex. elfiske läggas fördelat mellan övre och nedre stationer.

8. Utforma skötsel- och tillsynsplan. Gör avtal med markägare eller andra om tillsyn.

9. Identifiera lämplig period för genomförande. Ofta vid lågvatten i slutet av juni – början av september. Då minimeras grumling samtidigt som viss återhämtning av vegetation kan ske på bar mark.

10. Bestäm behov av och metodik för omledning eller dämning av vatten under byggnation. Se till att vatten återförs så tidigt som möjligt i fåran så att inte botten ligger bar.

11. Bedöm eventuella behov av motverkan av grumling nedströms (kan ske med länsar, trädgrenar, halmbalar eller liknande). Generellt ska körning, grävning och omlast-

ning ske så att grumling undviks, dvs. helst under torra förhållanden. Viss grumling bör tillåtas om inte nedströms fauna (stormusslor) är uttalat känslig.

12. Detaljutforma design och åtgärder för passagen. Vid broar kan extern expertis konsulteras. Sträva efter att uppfylla de krav som anges sist i Avsnitt 5.8.2. Dimensionera trumman med stor säkerhetsmarginal. Besvärliga lägen med stora flödesvariationer kan behöva bedömas av hydrologisk expertis, alternativt tillämpa ni själva befintliga hydrologiska modeller.

13. Genomför höjdavvägning av området. Bestäm lutning på trumläget och kringliggande vattendrag. Gör enkla ritningar som visar avvägningpunkter, körvägar, upplag och nivåer. Lägg körvägar så att stabil mark används och skada på vegetation, speciellt träd, undviks. Bedöm om olika typer av markskoning kan behövas, t.ex. plåtar eller grävmaskinsmattor.

14. Krävs åtgärder i vattendraget omedelbart uppströms för att förhindra igen-sättning och påverkan från isavgångar på den nya passagen? Att t.ex. lägga ett antal större stenblock en bit uppströms kan minska negativ påverkan från drivande föremål.

15. Behöver strukturer eller organismer flyttas undan från vattendraget under arbetet? Typiska exempel kan vara förekomst av flodpärlmusslor eller lekbankar i anslutning till åtgärden. Om fisk fiskas undan och hålls i sumpar ska vattentemperaturen vara lämplig (<20 °C) och fisken ges stort utrymme. Normalt behöver fisk inte flyttas undan.

16. Utforma arbetsplan, eventuellt som ett underlag till anbud. Lägg speciell vikt vid åtgärder som minskar körning i känslig mark, ger erosion eller kontaminerar. Bedöm också behov av andra restaureringsåtgärder i anslutning (t.ex. etablering av kantzon, omgrävning av fåra, utläggning av strukturer) eller kompletterande åtgärder (erosionssäkring, sådd av gröda, fågelholkar, räcken etc.).

17. Kommer trafik på vägen att påverkas av arbetena? Behöver vägen stängas av eller trafiken ledas om?

18. Besiktning, kontrollerande avvägning och fotodokumentation av arbetet. Använd de fasta fotostationer som upprättades enligt punkt 5.

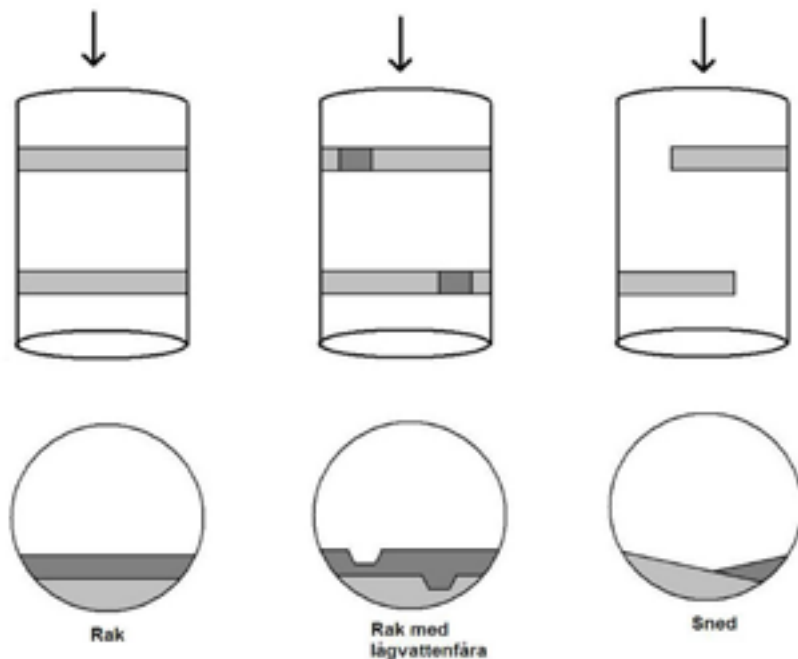
Försök att genomföra åtgärden från stränderna. Helst körs inga maskiner i vattendraget. Se i förväg ut lämpliga platser för uppställning och drivmedelspåfyllning av maskiner. Använd sedan alltid utpekade körvägar och avlastningsplatser. Markera känsliga träd och markavsnitt så att körning ej sker. Luckra, om lämpligt, upp eventuell mark som kompakterats.

Sedan gäller det slutligen att ha ett miljötanckande för de maskiner som används. Se gärna till att all utrustning tvättats med högtryck innan de anländer. Utrustningen bör vara väl servad och utan läckage. I upphandlingen bör man också ha med att det ska användas hydrauliska miljöoljor i maskinerna.

5.8.5 Förbättring av vandringsmöjligheter i befintliga trummor

Trummor som möjligen är vandringshinder ska bytas ut. Ibland är det dock förenat med stora kostnader och kanske även tekniska problem. Som en, *helst tillfällig*, lösning kan man då tillgripa fyra sätt att minska vattenhastigheten i befintliga trummor:

1. Skapa strukturer som bromsar vattenhastigheten i trumman (Figur 1).
2. Höja vattennivån vid utloppet så att lutningen (och därmed vattenhastigheten) minskar. Risken är då att trumman lättare sätter igen.
3. Vattenhastigheten kan bromsas i inloppsområdet genom att lägga ut mer sten uppströms.
4. Genom att sänka bottenprofilen uppströms, således gräva bort en del av vattendragets botten, kan vattenhastigheten sänkas.



Figur 1. Exempel på falsar som kan sättas in i vägtrummor för att minska vattenhastigheten.

1. Att skapa strukturer som bromsar vattenhastigheten kan vara svårt, eftersom de är svåra att få att ligga på plats. Falsar som sätts in i trummor brukar bara underlätta passage för vuxen vandrande fisk (Bates 2003) och bör bara användas vid lutningar upp till 3 %. Sätter man in falsar i trumman så bör deras höjd vara maximalt 10-15 % av trummans totala höjd (diameter). Avståndet mellan falsarna är föremål för olika åsikter. Försök i Örabäcken, Himleåns vattensystem, Varbergs kommun, har visat att om avståndet mellan falsarna anpassas så att det vatten som sköljer över uppströms tröskel hinner dyka ned och så att säga vända upp över nästa fals så sköljs systemet hela tiden rent utan att bråte fastnar (muntligen Lars-Göran Pärklint). Detta kallas ett dykande flöde. Falsarna sätts således in som miniatyrtrösklar och vägtrumman är egentligen på väg att bli en liten fiskväg av typen bassängtrappa. Amerikanska rekommendationer (Robison m.fl. 1999, Bates 2003) är istället att falsarna ska fungera som ett varierat bottensubstrat och generera ett vågformigt och rakt flöde. Vattnet ska inte dyka ned mellan falsarna, som ska sitta tätt. Denna inriktning med täta falsar försöker efterlikna ett korrugerat rör. Falsar kan alltså sättas glest så att det blir likt en fiskväg, eller tätt, likt ett korrugerat rör.

Den senare metoden minskar också risken att skräp ansamlas, istället ökar dock risken att sediment ansamlas. Oavsett utformning är det alltid risk att bråte och skräp fastnar. Ofta är det mycket svårt att rensa en sådan igensatt trumma. Falsar kan egentligen bara sättas in i trummor som man enkelt kan krypa in i och rensa. Helst bör diametern vara >1 300 mm, men i den ovan nämnda trumman i Örabäcken var diametern endast 800 mm.

Den turbulens som uppstår kring falsarna gör att trummans livslängd förkortas. Falsar är absolut sista och sämsta utvägen och kräver mycket tillsyn.

Falsarna kan fästas i väggarna med expanderbult. Detta kräver att trumman är av betong och av sådan diameter att man kan ta sig in i den. De sneda falsarna är det bästa alternativet (Figur 1). De fungerar bra vid lågvatten och samlar ej bråte så lätt.

I mindre trummor kan man lägga in stegliknande strukturer som fästs i över- och nederänden. Åtgärden får ses som en nödlösning i avvaktan på utbyte av trumman.

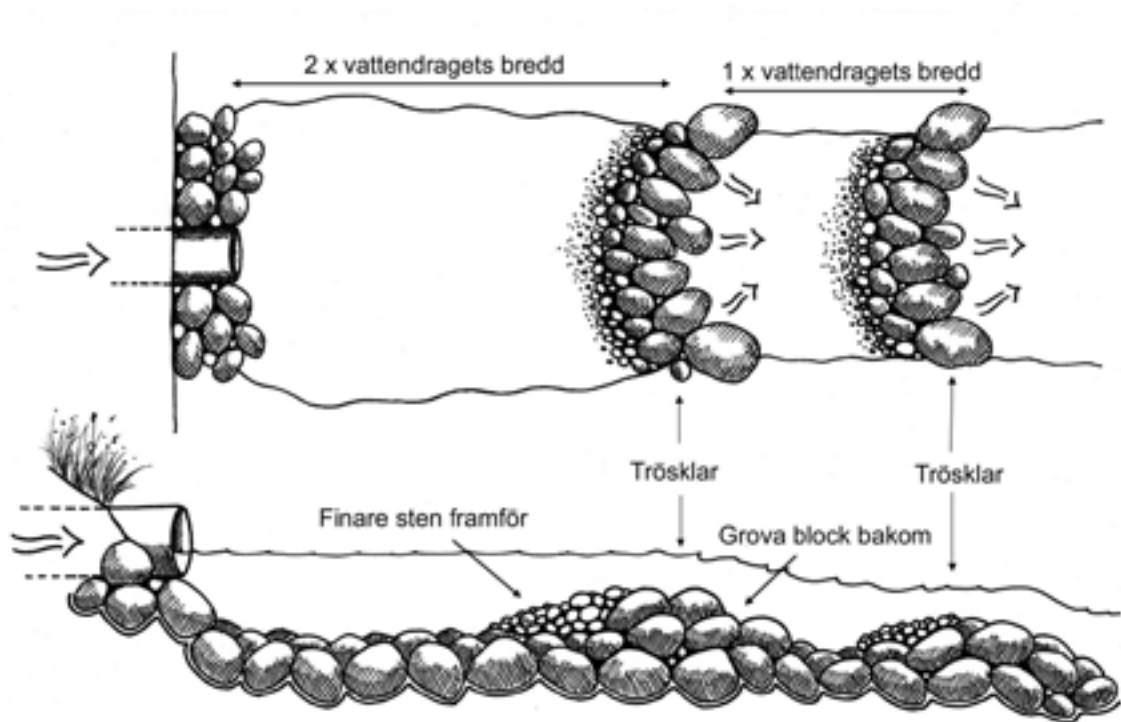
2. För att minska vattenhastigheten i trumman och även bygga bort små fall kan man tröskla nedströms utloppet. Trösklarna byggs upp av sten i varierande storlek (Figur 2). Det är viktigt att strukturerna blir stabila med tanke på högvatten och isavgång. Försök att v-skära trösklarna så att vatten och djur även passerar vid lågvatten. Den första tröskeln bör ligga ungefär två vattendragsbredder nedom vägtrumman. Ytterligare trösklar bör ligga på en vattendragsbredds avstånd. Varje tröskel kan vara upp till 10–20 cm högre än den nedströms.

Om man trösklar på detta sätt kan djur lättare passera, men genomgångar har visat att effekten av passagen som helhet sällan blir tillfyllest (Robison m.fl. 1999).

För ett mer naturligt utseende kan trösklingen göras som en biotopvårdsåtgärd där större sten och block läggs i ett friare mönster så att vattennivån höjs och hastigheten minskar. Trösklingen nedströms trumman kan alltså vara lik den vid naturlig biotopvård (Figur 3, 4).

Kostnaden för manuell tröskling av en liten vägtrumma torde uppgå till 10 000 SEK. Vid maskinell tröskling i lite större (>3 m) vattendrag blir kostnaden ca 20 000 SEK (Westman 2003, Bergengren 2007, Klas Johansson, Länsstyrelsen i Väster-norrlands län). Vägverket räknar för det allmänna vägnätet med kostnader på 50 000–100 000 SEK för en ordentlig tröskling (muntligen Ove Eriksson).

3. Som ett tredje alternativ kan vattenhastigheten bromsas i inloppsområdet genom att lägga ut mer sten uppströms. Risken är dock att vattenhastigheten ökar successivt i trumman, varför åtgärden ofta får kombineras med någon av de tidigare nämnda åtgärderna ovan, lämpligen att fortsätta stenutläggningen nedströms eller att tröskla. En fördel med stenutläggning uppströms trumman är att skräp och is kan hindras från att komma in i trumman.



Figur 2. Tröskling nedströms vägtrumma för att minska vattenhastigheten och få nedströms del att direkt ansluta till trumman utan fall och hopp. Försök att få första höljan nedströms trumman ganska djup, 0,6 m.



Figur 3. Tröskling nedströms två ovala heltrummor i Enån, Orsa kommun, där ån rinner under riksväg 45. Bild till vänster före, bild till höger efter åtgärd. Trösklarna har ersatts av ett friare och mer naturligt bottenstrukt som fyller samma funktion. Substratet har hämtats på annan plats och lagts på plats med bandgrävare i vattendraget och med handkraft och skottkärra i trummorna. Materialet i trummorna hålls på plats med ett fastsatt rundjärn i trumman nedre del. Plats: 677760-143837, karta 14 E NO. Foto: Anders Bruks, Fiskresursgruppen.

4. I besvärliga lägen kan det vara nödvändigt att helt enkelt gräva om vattendraget på en kort sträcka uppströms för att få ner lutningen. Sådana ingrepp blir dock kostsamma och kräver maskinarbete nere i fåran, vilket kan ge negativa effekter. I samband med restaurering av bottnar (se Avsnitt 5.9) kan detta dock vara en realistisk åtgärd.

5.8.6 Utbyte av vägtrumma

När man byter ut en trumma rekommenderas alltid att den ersätts med en bro eller halvtrumma. Den ökade kostnaden kompenseras med lågt underhåll och underlätad passage för fauna, vatten, organiskt material, död ved och sediment. Dimensioneringen ska vara sådana att målen för vattenhastighet ($<0,2$ m/s bottennära och $<0,4$ m/s i huvudmassan av vattnet) uppnås. Tekniska riktlinjer för utbyte av trummor finns i Vägverkets ATB-väg (Allmän Teknisk Beskrivning). Där behandlas även miljöanpassning av passagera.

Vägtrumma

Många vägtrummor är idag underdimensionerade. Utan sofistikerad användning av GIS och datorsmodeller kan man ganska enkelt genom att läsa terrängen bedöma den nödvändiga storleken av en vägtrumma eller en bro. Dimensionering bör minst ske efter befintlig vattendragsbredd och djup vid högflöden, vilket lämnar spår i terrängen. Sedan lägger man till en extra säkerhetsmarginal (30–60 % för extra flöden; Bates 2003). Därutöver bör extra bredd reserveras för att trumman ska grävas ned något i botten och för t.ex. utterpassager. Underdimensionera aldrig. Problemen kommer med för små trummor. Robison m.fl. (1997) anger att i mindre vattendrag ska trummans diameter som ett riktvärde vara dubbla vattendragsbredden vid högflöde!

Naturligtvis kan det bli kostsamt om man gör på detta sätt, speciellt om man tar till stora säkerhetsmarginaler. I USA har man i flera delstater tagit fram kartor med maximala vattenflödet under en femtioårsperiod per ytenhet. Genom att beräkna



Figur 4. Tröskling nedströms järnvägspassage vid Vikarbyn för att minska vattenhastigheten och få nedströms del att direkt ansluta till trumman utan fall och hopp. Foto: Ove Eriksson, Vägverket.



Figur 5. Vy uppifrån över inlopp till halvtrumma på betongfundament. Observera hur fundamenten gjutits med en slits som underlättar inplacering och stabilisering av trumman. Den uppmärksamme läsaren kan ana från vattendragets bredd att trumman tyvärr är något underdimensionerad.



Figur 6. Här har underlaget (stenkross) under vägtrumman kommit på plats i Skärjån uppströms Lill-Tönnebrojärnen. Genom avvägning ser man att det blir rätt lutning (övre bild). Halvtrumman på plats (nedre bild), observera att stödplåtar används istället för gjutna fundament. Plats: 677204-156367, karta 14 H NV. Foto: Peter Hallgren, Söderhamns kommun.

avrinningsområdet ovanför vägtrumma kan dess dräneringskapacitet dimensioneras. Generellt kan man säga att skillnaden i tvärsnittsarea för en vägtrumma som ska klara 100års-flödet (dvs. den högsta förväntade vattenföringen under en period på 100 år) är ca 20 % större än en som ska klara 50års-flödet.

I princip kan sägas att vägtrummans slukförmåga styrs av antingen inflödet eller utflödet och alltid är lägre än den teoretiskt maximala. Underdimensionerade trummor som inte förmår svälja tillrinnande vatten sägs vara inflödeskontrollerade. Vattenhastigheten i trumman är ofta hög och vattendjupet lågt. Åtgärder nedströms trumman har ingen effekt på denna situation. Utflödeskontrollerade trummor kan svälja mer vatten än vad som rinna ur dem. Vattenhastigheten bromsas i trumman som ofta är nästan full och kan sättas igen med sediment.

Underdimensionerade trummor brukar få fall nedströms. Erosionen fortsätter sedan till dess att trummans utlopp undermineras och den sticker ut från vägbanken. Dessa "kanonrör" skjuter effektivt alla migrationsplaner i sank!

Halvtrummor kan bestå av en vanlig galvaniserad heltrumma som delats på mitten. Som markstöd (fot) kan man svetsa fast ett L-järn eller liknande. Trumman kan alter-



Figur 7. Vid kanten av denna nedgrävda heltrumma har högvatten eroderat. Det är mycket viktigt att erosionssäkra genom att lägga större sten (eventuellt krossten) vid kanten, alternativt gjuta en betongkrage vid sådana här ställen. Gjuts en betongkrage minskar också risken att skräp och grenar fastar uppströms trumman, men i gengäld ökar vattenhastigheten i trumman något. Öre älvs övre delar, Västerbotten.

nativt ställas på ett prefabricerat betongfundament (Figur 5), men det är inte alltid nödvändigt om trafikintensiteten och vikten av fordon är liten. För enskilda vägar med låg belastning kan det räcka att ha plåtleck eller liknande som fundament (Figur 6). Kan trumman eller dessa fundament nå ned till fast berg blir konstruktionen mycket stabil. Generellt rekommenderas att använda prefabricerade betongfundament och då att dessa görs så höga att valvbågens plåt inte är i kontakt med vattnet vid normalvattennivå. Därmed minskar korrosionen. Samtidigt kan fundamenten, rätt utformade, tjäna som utterpassage. Enklare passagealternativ finns dock, t.ex. i form av torrlagda stenar.

Vid arbeten bör man sträva efter så torra förhållanden som möjligt för att minska erosion och grumling. Kontrollera normala lågvattennivåer och planera för åtgärder som leder runt eller tillfälligt dämmer vattnet. Eventuellt kan vattnet pumpas förbi vid små flöden. Ofta måste man bygga en liten stentröskel uppströms vägtrumman för att dämna undan vattnet under arbetet.

Det krävs ett förarbete i form av markarbeten under trummans läge. En stabil bädd av fin krossten eller makadam, eventuellt med ett lager grus ovanpå är en bra bas (Figur 6). Kom ihåg att kompaktera markbädden. Tänk på att det alltid finns risk för att vatten leds vid sidan eller under trumman. Vägbanken måste dels vara tät mot sådant inläckage, samtidigt som markbädden är dränerande så att inläckt vatten förs undan. I känsliga lägen kan vägbanken uppströms förses med tät geotextil nedtill. Runt skarvarna i trumman ska man alltid lägga en täckande geotextil (markduk) med en längd om ca 1,5 gånger trummans omkrets.

Trumman behöver stöd från sidorna för att stå emot tyngden av fordon. Vägbanken bör inte ha större lutning än 1,5:1 (horisontellt avstånd, vertikalt avstånd). Skulle lutningen vara större måste den erosions-säkras antingen genom utläggning av sten eller genom att kläs med betong.

Trumman ska sedan övertäckas (överfyllas). Generellt ska överfyllnaden vara minst 0,6 m, undantaget plasttrummor där 1,5 m krävs. Överfyllnadshöjden kan sedan vara

upp till 6 m eller mer, undantaget för halvtrummor av stål (valvbågar) där 2 m anses vara maximalt. Materialet bör generellt vara ganska fint; max 32 mm vid plasttrummor och max 100 mm vid korrugerade ståltrummor, så att materialet kommer in mellan räfflorna. För betongtrummor kan osorterat material från platsen användas (Karlsson 1987).

Hur mycket fyllnadsmassor som totalt krävs för vägbanken kan i regel skattas grovt på plats. Volymen av massorna kan beräknas om vägbankens lutning (%) är känd, liksom vägbankens övre och nedre bredd (läs mer i Taylor & Love 2003).

Det är alltid viktigt att skydda inlopp och utlopp mot erosion av högvatten (Figur 7). Runt inloppet bör man ofta lägga krossten om stora vattennivåvariationer förväntas. All kross och sprängsten bör sedan täckas med naturmaterial (natursten), alternativt med jord som besås.

I extrema lägen kan man låta en befintlig rundtrumma ligga kvar och borra en ny genom vägbanken i ett nytt läge, ofta då något lägre positionerad. Den gamla trumman kan då tjäna som utskov vid högflöden. Samtidigt kan faunapassage underlättas utan att behöva stänga av livligt trafikerade vägar. Detta gäller oftast mindre rördimensioner, i regel för små för att vara intressanta. Vid hammarborrning (roterande borrkrona driven av hydraulik och tryckluft) eller ramning (slaghammare) kan man dock lägga rör upp till 1 200 mm hela 80 m. Metoderna är dock mycket dyra och kräver stabil vägbank och gott om utrymme. De bedöms inte som realistiska i normalt restaureringsarbete.

När en underdimensionerad vägtrumma bytts ut kommer vattendraget både upp- och nedströms snabbt att anpassa sig till de nya förhållandena. Sediment uppströms spolas undan och utloppet fördjupas. Detta leder ofta till ökad lutning och därmed ökad vattenhastighet. Det är således viktigt att erosionssäkra kring vägtrumman, både i bottnar och utmed stränder.

Observera att många entreprenörer inte är vana att lägga annat än heltrummor på gammalt vis. Se alltså till att informera ordentligt och gör bra arbetsbeskrivningar och uppföljning under arbetet.

Kostnaden för utbyte av en trumma uppgår på platsen till 20 000–25 000 SEK i mindre vattendrag (inkl kostnaden för en halvtrumma av stål) (Bergengren 2007). Sedan tillkommer kostnader för transport av maskiner, planering, efterarbeten och uppföljning. Som riktlinjer anges en totalkostnad på 11 000 SEK/m trumma vid en diameter av 2 m och ca 21 000 SEK/m vid diametern 4 m (Klas Johansson, Länsstyrelsen i Västernorrlands län).

I riktigt små vattendrag (0,8–3 m) anger Westman (2003) arbetskostnaden till 2 800–4 200 SEK och kostnaden för halvtrumman (utan fundament) till 6 000–18 000 SEK. Se detta som generella riktlinjer. Kostnaden kan bli betydligt högre för enskilda objekt beroende på platsspecifika förutsättningar.

Bro

Att bygga broar över allmän väg är Vägverkets eller kommunens ansvar och sådana broar berörs inte här. Klassberäkning av dylika broar ska utföras av specialist (Se Allmän Teknisk Beskrivning "Klassberäkning av broar", Vägverket Publ. 1998:7).

Anläggande av mindre broar på enskild väg med enstaka fordon kan dock ingå i ett vanligt restaureringsarbete. Broar har tidigare använts när tillgängliga vägtrummor inte kunnat föra undan vattenmassorna vid högfloöden. Här rekommenderas dock ett betydligt utökat nyttjande av broar. Bro ska vara det första alternativet som övervägs.

Enklast kan man lägga s k håldäck över vattendraget (Figur 8). Håldäck är prefabricerade betongplattor (vanligen 120 cm bredd, 38 cm tjocklek) som kan fås i önskad längd. Ett sådant håldäck kostar ca 225 SEK/m. Håldäck läggs i landfästena på prefabricerade betongbalkar (ca 50 SEK/m).

En annan enkel brokonstruktion är en balkbro. Balkarna är av järn eller stål. Som fundament kan användas betong eller järnbalkar. Själva körbanan kan byggas av tryckimpregnerat trä (Figur 9).

Det finns också monteringsfärdiga träbroar som kan måttbeställas (Figur 10). De bör uppfylla kraven i Bro 2004 (Väg-

verket; <www.vv.se/>) om de ska användas i enskild väg med massatransporter eller liknande, dvs. klara fordonsvikter på 65 ton. Kostnaderna för en träbro ligger på 30 000–150 000 kr beroende på längd och modell. Landfästen av trä kostar ca 80 000–100 000 SEK.

Limträbroar är speciellt hållbara. De påverkas inte av värme och kyla och står emot vägsalt. Livslängden överstiger 75 år. Det finns många leverantörer (ex. Moelven i Töreboda (<www.moelventoreboda.se/>), Martinsson träbroar i Skellefteå (<www.martinssons.se/>), Hedebron i Hede (<www.hedebron.se/>). Ytterligare tillverkare kan återfinnas via Internet. Dessa tillverkare bör kontaktas för närmare information.

Förutom bron i sig krävs markarbeten och placering av prefabricerade fundament eller etablering av nya fundament. Kostnaderna för dessa arbeten kan uppgå till 30 000–200 000 SEK för ett vattendrag på 3–6 m (brospann 6–9 m). Billigast blir att använda prefabricerade fundament (betongbalkar). Om markförhållandena inte tillåter en stabil utplacering av sådana fundament eller om vägbankarna är höga får man bygga timrade stenistor av tryckimpregnerat virke som fylls med sten och block. Det dyraste alternativet är att gjuta betongfundament på plats.

För broar över enskild väg kan det vara en bra tumregel att vattenytan vid högsta flöde normalt ska vara minst en meter lägre än brons lägsta del. Därigenom kan skräp och träd passera fritt.

En fördel med bropassager är att vattendraget kan lämnas helt intakt i passagen. Vid behov kan utläggning av sten och block ske för att skapa strömlä och en mer varierad biotop. Om bron ersätter en tidigare underdimensionerad trumma kommer en ny balans att inställa sig i vattendragsavsnittet och erosionssäkring krävs (detta har berörts ovan).

När en bro etableras ska man alltid sträva efter att få en torr strandremsa på någon sida utmed vattendraget för passage av djur (ex. Figur 10).



Figur 8. Utbyte av två dåligt placerade vägtrummor mot en håldäcksbro i Stenån, Varbergs kommun, Halland. Plats: 634079-129909, karta 5 B NO. Foto: Lars-Göran Pärklint, Fisk- och Vattenvård.



Figur 9. Järnbalksbro med körbana av trä. Bron bärs av sex järnbalkar som vilar på landfundament av betong. Ovanpå järnbalkarna ligger träsyllar med en körbana av fastspikade träplankor. Totalkostnaden för projektet var 65 000 SEK. Bron går över Brännbäcken som är ett biflöde till Sävarån, Västerbotten. Plats: 713168-171283, karta 21 K NV. Foto: Mats Norberg, Länsstyrelsen i Västerbotten.



Figur 10. Limträbro över Strömbäcken ett biflöde till Mjösjöån som mynnar i Lögde älv. Bron inklusive alla åtgärder på plats samt utrivning av några skibord och bottenrestaurering av ca 100 m av det berörda vattendraget kostade 500 000 SEK. Plats: 708620-164075, karta 20 I NO . Foto: Stefan Andersson, Länsstyrelsen i Västerbotten.

5.8.7 Passager för utter och andra djur

Även om fiskar kan passera en vägtrumma eller under en bro är det inte säkert att andra djur kan det. Uttern simmar inte gärna igenom vattenfyllda vägpasser, speciellt inte om trumman är feldimensionerad och därmed vattenhastigheten är hög.

De letar efter en torr strandbrink eller torrlagda stenar att ta sig över på. Det gör att de springer över vägbanken och minst 30 uttrar trafikdödas årligen. Det behövs därför torra strandpassager eller åtminstone torra stenar under broar och i vägtrummor, alternativt torra vägtrummor som uttern kan ledas till (Figur 11). Torra passager kan också vara viktiga för andra däggdjur, grodor och kräldjur. Dimensioner på vägtrummor för torr passage kan vara 1 500 mm diameter, som passar de flesta arter. Ca 750 mm är lämpligt för utter och grävling, men även bäver och igelkott.

Om man anlägger en torr vägtrumma bör (Vägverket & Banverket 2005):

- Tunneln helst vara av betong, eventuellt plast eller metall.
- Tunneln vara utformad så att den inte vattenfylls.
- Lutningen inte överstiga 1:2.
- Mynningarna vara i nivå med omgivande mark.
- Bottenmaterialet vara så naturligt som möjligt, t.ex. sand, grus och sten.
- Trumman vara ansluten till omgivningen med vegetation som ger skydd fram till mynningen.
- Det förhindras att djuren tar sig upp på vägbanken genom korta stängsel eller liknande. För utter rekommenderas ca 25–50 m stängsel på var sida om passagen.
- Tunnelarna anläggas ostört och helst så att de ej belyses nattetid.

Även torra vägtrummor kräver tillsyn och skötsel. De får t.ex. inte växa igen vid mynningen. Stängsel och andra anordningar för att leda djur mot öppningen måste vara hela och tillräckligt omfattande.



Figur 11. Nedgrävd heltrumma med högre liggande utterpassage i form av en rund betongtrumma i ett biflöde i Öreälvens övre avrinningsområde, Västerbotten.

Strandpassager läggs utmed vattendraget under bron eller i trumman. En strandpassage bör vara minst 0,2–0,3 m bred om utter ska passera, men ska även räv och grävling m.fl. nyttja den bör bredden utökas till 0,5 m. Den fria höjden bör vara minst 0,4 m. Under broar kan betydligt bredare strandpassager för t.ex. älg etableras om brofästena ligger tillräckligt långt från vattnet. Prioritera torra passager även i små skogsvattendrag eftersom många djur rör sig längs med vatten.

I vägtrummor kan en strandpassage skapas genom att lägga en längsgående avsats över vattennivån, antingen gjuten, en fastskruvad I-balk, eller genom att göra fundamenten för halvtrummor breda. Det är också möjligt att bygga upp en strand av sten från vattendraget. Stenmuren fylls invändigt med jord, sand och grus. Observera dock att sådana konstruktioner kan spolieras helt av högvatten.

Risken för att skräp fastnar är stor om trummor har olika anordningar invändigt eller konstruktioner som minskar bredden. Se därför till att trumman är rejält överdimensionerad så att plats finns för vatten, skräp, strandpassage – och för den stackare som ska rensa eventuellt skräp.

Vattennäbbmus (*Neomys fodiens*)

Detta okända däggdjur delar sitt liv mellan land och vatten. Över hela landet finns arten invid rinnande och stilla vatten, framför allt utmed stränder med rik vegetation. De bygger ofta sina bon vid en strandkant med en öppning under vattnet, dvs. ganska likt en bäver. Vattennäbbmusen jagar smådjur och fisk under vattnet och kan stanna nere upp till 20 sekunder.

När en vattennäbbmus simmar förbi så flyter den högt på vattnet på grund av att den täta pälsen håller kvar luftbubblor. Med små snabba dyk tar den sig ned till botten för att söka föda.

Utter

Uttern är på ständig vandring i vattenlandskapet för att hitta föda, försvara sitt revir, hitta en partner, för att hitta öppet vatten vintertid och de unga för att söka ett eget hemområde. Honorna brukar ha hemområden som är tillräckligt stora (7–10 km) för sig själv och ungarna, medan hanarna patrullerar områden som omfattar flera honors revir för att hitta en partner.

Som många arter i landskapet som är i behov av att ofta vandra har uttern har minskat över hela landet. Troligen på grund av flera samverkande orsaker som utbyggda, rensade och fragmenterade vattendrag, försurning som dödat bytesdjur, konkurrens från minken, tidigare var också jakt ett problem och troligen kan miljögifter inverka negativt. Idag ökar dock stammen sakta igen.

5.8.8 Tillsyn och kompletterande åtgärder

Alla vattenpassager under vägar och järnvägar måste inspekteras och underhållas. Begynnande erosionsproblem, effekter av underdimensionering, men framför allt skräp och brötbildningar uppströms och i passagen måste tas bort.

Är problemen stora och upprepas har man försökt att sätta galleranordningar framför vägtrummor med hög risk för igen-sättning. Dessa anordningar brukar dock ofta själva sättas igen, fördelen är att skräpet inte fastnar inne i trumman. Generellt anses anordningar av denna typ försvåra fiskpassage (Taylor & Ross 2003) och de rekommenderas inte. Att sätta en betongkrag runt inloppet kan vara en lösning då risken att skräp och grenar fastnar minskar betydligt.

Upprätta gärna ett tillsynsprotokoll. På sikt kan man därigenom få en överblick över vilka passager som orsakar problem. Dessutom kommer man successivt att få ett underlag för att göra empiriska modeller över lämplig utformning av passager för regionen. Att lära av misstagen är bra.

Vägpasager kan vara farliga för både människor och djur. Räcken och staket som leder och hindrar folk och få att hamna på fel plats rekommenderas. Observera att räcken på smala broar kan bli ett hinder för breda maskiner, ex. plogbilar och jordbruksredskap.

Glöm inte våra specialiserade vattenarter som försärla och strömstare. Båda arterna bygger sina bon på små avsatser nära forsande vatten, t.ex. i gamla stenbroar. I betongbroar är möjligheterna inte alltid lika goda, varför högt belägna små avsatser under broar och i stora halvtrummor är ett bra alternativ. Om lämpligt kan också fågel- och fladdermusholkar sättas upp avskilt från dessa avsatser (läs mer i Vägverket & Banverket 2005).

Avslutningsvis kan det konstateras att skogsbilvägnätet fortsätter att expandera. Årligen byggs 1 700 km nya vägar. Åtgärder av befintliga vägpasager är inte tillräckligt för att säkra en god vattenstatus i framtiden. Vattenvården måste komma in redan i planeringsskedet och de riktlinjer för goda vägpasager som givits här måste spridas inom skogsorganisationen och skogsföretagen.

5.8.9 Källor och underlag

- Bates, K., 2003. Design of road culverts for fish passage. Washington Dept. of fish and Wildlife, 111 s.
- Baxter, C.V., Frissell, C.A. & F.R. Hauer, 1999. Geomorphology, logging roads, and the distribution of Bull trout spawning in a forested river basin: Implications for management and conservation. Trans. Am. Fish. Soc. 128 (5):854-867.
- Bergengren, J. 1999. Vandringshinder & spridningsbarriärer. Inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen publikation 1999:1, 110 s.
- Bergengren, J. 2007. Vägtrummor som vandringshinder i skogsvattendrag. WWF Levande skogsvatten, 31 s.
- Bergquist, B., 1995. Vägtrummor och vattenmiljön. Kunskapsunderlag angående en biologisk anpassning av vägtrummor. PM Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium.
- Bergström, T., Sundberg, M. & I. Näslund, 2006. Utter i Jämtlands län. Länsstyrelsen Rapport 2006:02, 47 s.
- Bisther, M. & Å. Aronson, 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av utter. Naturvårdsverket rapport 5614, 45 s.
- Bodegård, G., 2005. Mänsklig påverkan på mindre vattendrag i skogslandskapet. En inventering av vägtrummor och skyddszoner kring dessa i Uppsala län och norra Västmanlands län. Examensarbete 20 p, Inst. för Vattenbruk, SLU Umeå, 80 s.
- British Columbia Ministry of Forests, 2002. Fish-stream crossing guidebook. Forest practice code of British Columbia, 68 s.
- Degerman, E., Beier, U. & B. Bergquist, 2005. Bedömning av miljötillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:1, 67 s.
- Eriksson, O. 2003. Uppföljning av arbetet med vägtrummor och vandringshinder. Vägverket, 25 s.
- Grahn, B. & A. Öberg, 1996. Rapport över vägtrumors funktion i Västerbottens län 1996. Skogsstyrelsen Umeå, rapport 1996-12.
- Gunn, J.M. & R. Sein, 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (suppl. 2):97-104.
- Halldén, A., Liliengren, Y. & G. Lagerqvist, 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Houlahan, J. E., & C.S. Findlay, 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60:1078-1094.
- Jacobsson, G. 2005. Inventering av vägtrummor inom delar av Gimåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Jämtlands län, 6 s.
- Jones, J. & G. Grant, 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. Water Resour. Res. 32(4):959-974.
- Karlsson, J.-Å., 1987. Vägtrummor: betong, plåt eller plast? Vägverket, Bda-rapport 86208-26.
- Madej, M.A., 2001. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. Earth Surface Processes landf., 26(2):175-190.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual model. Ecological modelling 155:85-94.
- Naturvårdsverket 1999. Biologisk återställning i kalkade vatten. Kompletterande åtgärder till kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok med allmänna råd. ALLMÄNNA RÅD 99:4. 56 s.
- Naturvårdsverket, 2001. System Aqua. Naturvårdsverket rapport 5157, 163 s.
- Nelson, R.L., Platts, W.S., Larsen, D.P. & S.E. Jensen, 1992. Trout distribution and habitat in relation to geology and geomorphology in the North Fork Humboldt River drainage, northeastern Nevada. Trans. Am. Fish. Soc. 121:405-426.

- Norberg, M. & J. Ahlström, 2007. Plan för biologisk återställning i kalkade vatten i Västerbottens län – 2007-2010. PM Länsstyrelsen i Västerbotten, 35 s.
- Paulsen, C.M. & T.R. Fisher, 2001. Statistical relationship between parr-to-smolt-survival of Snake River Spring-Summer Chinook salmon and indices of land use. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130(3):347-358.
- Powers, P.D., Bates, K., Burns, T., Gowen, B. & R. Whitney, 1997. Culvert hydraulics related to upstream juvenile salmon passage. Washington Dept. of Fish and Wildlife, Olympia, Washington, 25 s. (Finns i flera versioner).
- Ramstack, J.M., Fritz, S.C. & D.R. Engstrom, 2004. Twentieth century water quality trends in Minnesota lakes compared with pre-settlement variability. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:561-576.
- Robison, E.G., Mirati, A. & M. Allen, 1999. Oregon road/stream crossing restoration guide: Spring 1999. (<www.nwr.noaa.gov/>). National Oceanic & Atmospheric Administration, Dept. of Commerce. 88 s.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 22:1-20.
- Seiler, A. & L. Folkesson, 1998. Project eco-ways. Rapport från pilotstudien. SLU & VTI 1998-11-17, 4 s.
- Sharma, R. & R. Hilborn, 2001. Empirical relationships between watershed characteristics and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolt abundance in 14 western Washington streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:1453-1463.
- Steadman, R.J., Allan, C.J., France, R.L. & R.S. Kushneriuk, 2004. Land, water, and human activity on boreal watersheds. pp:59-85. In: *Boreal shield watersheds*, eds: J.M. Gunn, R.J. Steadman & R.A. Ryder, Lewis publishers, 501 p.
- Sundin, J., 2005. Uppföljning av miljöhänsyn i vägprojekt – Hantering av utvalda naturmiljöaspekter i 20 vägprojekt. Examensarbete, Lunds Tekn. Högskola, 181 s.
- Taylor, R.N. & M. Love, 2003. Fish passage evaluation at stream crossings. California Salmonid stream habitat restoration manual, 87 s. Återfinns på: <www.dfg.ca.gov/nafwb/manual.html>.
- Thompson, W.L. & D.C. Lee, 2000. Modeling relationships between landscape-level attributes and snorkel counts of Chinook salmon and steelhead parr in Idaho. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:1834-1842.
- Warren, M.L. & M.G. Pardew, 1998. Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127:637-644.
- Washington State Department of Transportation, 2006. Hydraulics manual. Återfinns på: <www.wsdot.wa.gov/fasc/Engineering-Publications/Manuals/HydraulicsManual.pdf>.
- Whited, D., Galatowitsch, S., Tester, J.R., Schik, K., Lehtinen, R., & J. Husveth, 2000. The importance of local and regional factors in predicting effective conservation planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. *Landscape and Urban planning*, 49:49-65.
- Willander, A. & E. Willén 1996. Vättern och dess tillflöden 1971-1994. Vätternvårdsförbundet rapport 40.
- Westman, Å. 2003. Vägtrummor och vandringshinder. En arbetsmodell för prioritering och åtgärder av vandringshinder i avrinningsområden. Vägverket Rapport B3-00-03, 40 s.
- Wood, C.M., Turner, J.D. & M.S. Graham, 1983. Why do fish die after severe exercise? *J. Fish Biol.* 22:198-201.
- Vägverket, 1999. Vägtrummor – Naturens väg under vägen. Broschyr, VV 88222, 6 sidor.
- Vägverket & Banverket, 2005. Vilda djur och infrastruktur – en handbok för åtgärder. Vägverket publikation 2005:72, 114 s.

5.9 Biotopvård i skogsvattendrag och älvar

Erik Degerman

5.9.1 Naturlig habitatdiversitet – målbilder

Med skogsvattendrag och älvar avses här i princip samtliga vattendrag utanför slätt- och jordbruksområdena. Huvuddelen återfinns i moränlandskap och är *inte alluviala*, dvs. de för inte med sig det bottenmaterial som skapar bottnar och stränder. De rinner genom marker som har så grovt bottenmaterial att vattnet normalt inte förmår lyfta det, undantaget de mindre fraktionerna. Istället arbetar de sig ned i marken och sköljer undan de mindre partiklarna och lämnar de större stenarna och blocken. Gemensamt för de flesta är att de ofta rensats för att underlätta flottning, vattenkraftutnyttjande och avrinning. Restaureringsåtgärderna fokuserar ofta på att återföra den

sten som lagts upp på stränderna för att öka habitatdiversiteten och minska vattenhastigheten samtidigt som vattenytan höjs så att kontakten med älvsplanet, älvsstranden, ökar.

Det finns endast ett fåtal vattendrag nedom fjällen som är opåverkade av rensningar, omgrävningar eller andra störningar av den naturliga bottenstrukturen (se Figur 1). Detta gör det ofta svårt att få en målbild hur det ursprungliga vattendraget kan ha sett ut. En viss indikation kan man få genom att studera omgivande marker. Är omgivande mark full av block och sten, medan sådana strukturer saknas i vattendraget kan man ana att rensning skett – och samtidigt kan omgivande landskap utgöra en målbild för det restaurerade vattnet.



Figur 1. Denna sträcka av Sikträskbäcken i Vindelälvens avrinningsområde är ej rensad för flottning. Notera den stora mängden stora block, de slumpvisa mönstret och hur de stora blocken håller kvar död ved. Rör man runt bland det finare sedimentet bakom blocken så "dammar" det inte. Tillförseln av finsediment är således ringa. Vy uppströms. Plats 718649-163037, karta 22 I.

När man rensat och sprängt i vattendragen är det naturligtvis de stora stenarna och blocken som försvunnit. I och med detta har vattenhastigheten i vattendraget ökat. Den ökade vattenhastigheten medför att finare partiklar som grus och sand spolats ned i lugnvattenområden. Till del har också finare partiklar skakats ned under bottnarnas övre skikt av sten. I många områden har det bildats sådana hårda "armerade" bottenmattor av grov sten och block, "en stenpäls", som kan täcka finare partiklar nere i bottnarna. De största och minsta partiklarna har således försvunnit och bottnarna blir därmed allt mer ensartade. Detta leder i sin tur till att vattenströmmen blir allt mer kanaliserad och alltmer *laminär* (rätlinjig). Sådan vattenström minskar utbytet av syre i bottnarna och lämpliga livsmiljöer för djur och växter minskar. Ju mer laminär ström och ensartad botten, desto färre hållrum för bottendjur och desto art- och individfattigare bottenfauna (Rad-dum m.fl. 2006) och ju färre fiskar (Cowx & Welcomme 1998). Den snabbare vattenströmmen ökar också risken för katastrofala översvämningar nedströms, samtidigt som vattendragen får låg sommarvattenföring.

Undersökningar i Pite- och Vindelälven har också visat att stora stenar som sticker upp ovanför vattenytan kan vara viktiga för vinteröverlevnaden för fisk och botten-djur. Den första isen fryser runt stenarna och successivt bildades ett istäcke när is från närliggande stenar frös samman (muntligen Niclas Hjerdt). Detta isolerar vattnet från den kalla luften varvid risken för underkyllt vatten minskar. Underkyllt vatten från t.ex. en forssträcka kan annars falla ut som bottenis i nedströms sträckor. Bottenisen (kravisen) är porös men förhindrar ändå utbyte av syre samtidigt som bottnarna kyls ned.

De naturliga vattendragen saknar i princip onaturliga strukturer som strömkoncentratorer och jämna, raka trösklar. I den ekologiska restaureringen försöker vi därför efterlikna de synbarligen "slumpartade" mönster som återfinns i naturliga vattendrag. Med dessa kan vattnet koncentreras, styras, göras djupare, snabbare, turbulenta och långsammare utan att landskapet blir rätvinkligt och ensartat.

Vad som inte syns i dess bilder, men kanske framstår tydligt för den initierade betraktaren, är den dynamik som hela tiden finns i naturliga vatten. De största



Figur 2. Sikträskbäcken vy nedströms. Blocken har överst en krans av mossor och lavar. Botten är ojämn och utgör en mix av grova och fina substrat, bland annat syns sand i förgrunden. Skogen är naturligt integrerad med bäcken. Tänk på vilken stor mängd mikrohabitat som erbjuds i denna miljö. Många vatteninsekter som har vingade vuxenstadier behöver lägga sina ägg i vattnet. Stora block och stenar som sticker upp är en utmärkt plats för att krypa ned till vattenkanten eller för kläckande insekter att ta sig upp ur vattnet. Plats 718649-163037, karta 22 I.

blocken må ha legat på plats i tusentals år, men mindre fraktioner flyttas om och transporteras iväg. Höljor och forsnackar flyttas, stränder eroderas och översvämmas. Vi måste låta dessa processer få verka även i de restaurerade vattnen. Restaureringen sker inte till ett fixt stadium, utan till ett tillstånd där naturliga processer kan vidmakthålla en dynamisk och varierad miljö.

Sammantaget innebär detta att det naturliga vattendraget kännetecknas av bland annat:



Figur 4. I orensade sträckor kan gigantiska stenblock finnas kvar. Bottensubstratet i vattendragen liknar det man ser i omgivande landskap som i denna bild från Gimån vid Stavre nedströms Revssundsjön, Jämtland. Plats: 696814-147827, karta 18 F SO. Fotograf Micael Sundberg.

Variation i bottensubstrat

- Ett till synes slumpartat mönster i hur materialet ligger.
- Ofta förekomst av stora block.
- Sten och block sticker ofta upp ovanför vattenytan vid låg- och normalvattenföring.
- Sten ofta vänd med strömmen, men alla varianter finns.
- Mindre fraktioner i strömlä kring större sten och block.
- Finare fraktioner som grus och små stenar samlas också ovan forsnackar och vid nederdelen av större höljor.

Variation i fåran

- Ofta delar fåran upp sig i små sidoarmar.
- Inom fåran finns ofta en meandring.
- Inga räta linjer.
- Ofta finns en eller fler tydliga slingrande huvudströmmar.

Variation i strandzon

- Strandzonen ofta tydligt påverkad (översvämmad) av vattnet.
- Strandzonen ofta flikig.
- Vatten kan strömma under stenar i strandzonen.



Figur 3. Naturlig variation i bottenstruktur i den opåverkade Lekarån i Dammåns system, Jämtland. Notera hur små och stora stenar ligger om vartannat. Restaurering av bottnar ska ge samma variation. Plats Lekarån 699780-139554, karta 183 C. Foto: Micael Sundberg.



Figur 5. Rickleån nedom Robertsfors är ej flottledsrensad. Viss rensning för kvarnar och vägbyggen har dock skett. I princip kan detta dock vara en målbild för restaurering av större vattendrag. Notera hur vattenfåran ibland delas upp i två huvudfåror och hur dessa meandrar inom fåran. Observera också den mängd material som samlas utmed stränderna. Det skapar utmärkta livsmiljö för småfisk. De turbulenta partier som skapas utgör livsmiljö för större fisk skyddade mot predatorer. Plats 712474-174701, karta 21 K SO.



Figur 6. Naturliga trösklar skapar variation i Rickleån. Trösklarna når sällan över hela bredden i denna skogsålv. De är dessutom relativt låga och inte linjalraka. Plats 712514-174651, karta 21 K NO.



Figur 7. Bottnar i den ej flottledsrensade delen av Rickleån. Bilden visar den stora variation i partikelstorlek som åstadkoms av att stora stenar och block skapar lugnare vattenpartier nedströms. Dominerande strömriktning indikeras med pil. Notera att många större stenar ligger med smala sidan mot strömmen. Stenarna är inte klotrunda utan kantiga och avlånga. Plats 712474-174701, karta 21 K SO.



Figur 8. Natursreservatet Ettaks strömmar i Tidan, Västra Götlands län. En flera kilometer lång sträcka har ännu så länge bevarats outbyggd. Dessutom har mycket av den större stenen lämnats kvar. Notera hur varierad strömbilden är och att stora stenar sticker upp vid sommarvattenföring. En meandring inom fåran kan anas i bildens bortre del. Tidans dalgång har fina sediment och jordarna är inte lika rika på grova block som de norrländska vattendragen i tidigare bilder. Plats 644438-138842, karta 7 D NO.

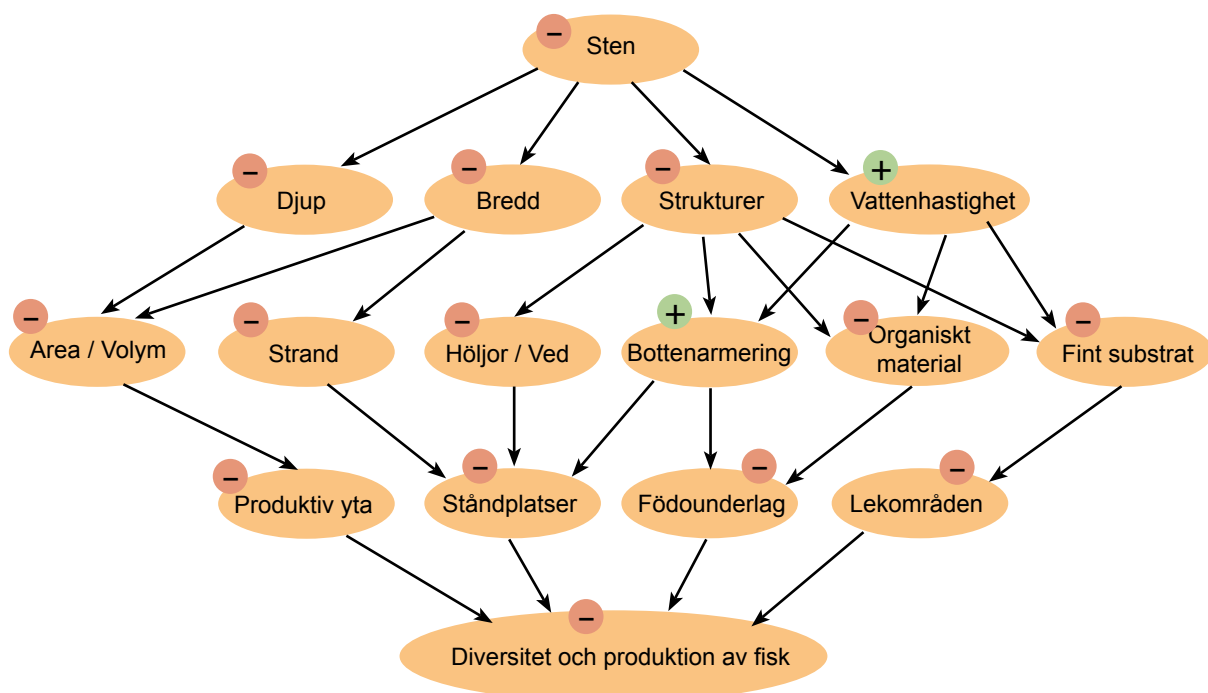
5.9.2 Vad har hänt i vattendragen?

I föregående avsnitt diskuterades några av de förändringar som skett. Vattendragen har rätats och rensats för flottning, vattenkraftutnyttjande och för vattenbortledning. Större block har sprängts på plats eller lyfts ut tillsammans med stora stenar. De sidofåror som förgrenade sig ut från vattendraget har ofta stängts av med stenrösen eller stockkistor med jord.

Det är flera olika komponenter i livsmiljön som försvunnit, alla dessa små delar hade sin egen funktion. Under dygnet och året krävs en mosaik av olika habitat. Dagtid står ofta mindre öring relativt grunt, men flyttar nattetid till speciella viloområden i höljor och strandnära ståndplatser (ex. Roussel & Bardonnet 1996). I grunda områden kan små fiskar växa upp, men i takt med att deras storlek ökar krävs ofta djupare habitat (ex. Mallet m.fl. 2000). Större öring brukar stå i höljor. Vid torrperioder eller under vintern är tillgången

till höljor djupare än bottenens normalnivå speciellt viktiga (ex. Cunjak 1996, Yrjänä 2003, Nykänen m.fl. 2004). Andelen av botten som utgörs av höljor brukar anses vara en indikator på hur bra habitatet är för laxfisk. Om sedan höljorna är komplexa med grov sten och död ved ökar habitatets värde, speciellt för vinteröverlevnaden hos fisk (Bunt m.fl. 1999, Muhlfeld m.fl. 2001).

När den stora stenen togs bort minskade djupet och bredden vilket givit en mindre produktiv yta samtidigt som kontakten med strandzonen minskat. När strukturer togs bort ökade vattenhastigheten och dessa två faktorer tillsammans medförde att höljor försvann, död ved hölls inte längre kvar, bottenarna armerades (stenpälser) och fint material som lekgrus och organiskt material (födbasen) spolades undan (Figur 9). Sammantaget har detta givit mindre födounderlag för fisk, mindre produktiv yta, färre ståndplatser och lekområden.



Figur 9. Schematisk framställning av vad som hänt i de rensade vattendragen som en effekt av att sten tagits bort (betecknas med - sten). Flera samverkande faktorer skapar ett vatten med hög vattenhastighet (+ vattenhastighet) och liten produktiv yta, svagt födounderlag, få ståndplatser och lekområden för fisk.

Bottenprofilen har ofta blivit flackare, delvis som en direkt effekt av rensningen men också som en långsiktig effekt av att vattenströmmarna spolat bort små ore-gelbundenheter. Inga tydliga nackar eller höljor finns och alla ojämnheter i åns botten har slätats ut. Vattendraget kan närmast liknas vid ett stuprör eller en stensatt kanal. Grövre sten (100–300 mm) dominerar överst i bottnarna och dessa stenar är hårt sammanpackade, ”stenpälsen”. Runt större stenar bildas ett kitt av finsediment och bottnarna är så täta att inga håligheter finns i dem, den hyporheiska zonen (Kapitel 2) är oåtkomlig.

Avsaknaden av grövre material medför att växtdelar och den döda ved som rasar i ån/älven spolas iväg vid första högflöde. Större sten eller träd har annars en viktig funktion att fylla när det gäller att kvarhålla det organiska materialet som tillförs en strömsträcka, så att detta blir tillgängligt för den fauna som ska leva av det. Utan dessa stora strukturer utarmas sträckan biologiskt – inget håller kvar näringen.

De sidofåror som stängts av utgjorde tidigare perfekta lek- och uppväxtplatser för ung öring och harr, men även för många andra arter. Ju brantare vattendrag, desto viktigare kan dessa sidofåror sägas vara eftersom de ofta skapar områden med lägre vattenhastighet.

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

5.9.3 Generella riktlinjer för restaurering av bottnar

Bedöm alltid om det är själva det fysiska habitatet i botten som behöver åtgärdas, eller om det är problem utanför vattendraget som begränsar produktion och biologisk mångfald. I moränlandskapets vattendrag syftar åtgärderna ofta till att genom ökad habitatdiversitet bromsa vattenströmmen, höja vattennivåerna och få vattendraget i kontakt med älvplan och sidofåror. Strövan är också att återfå turbulens i vattnet, något som syresätter och skapar skyddade ståndplatser för fisk, liksom höljor och håligheter i botten. Både höljor och håligheter är ofta ståndplatser för större fisk och övervintringsområden för många individer. Där bottnarna har fått en armerad stenspäl måste denna luckras upp för hand eller maskinellt, annars hamnar utlagda sten och block ovanpå ”stenpälsen”.

I regel finns en hel del sten i kanten av vattendraget och kan läggas tillbaka. Ibland ligger stenen staplad i stenkistor och ledarmar. Då kan man inte bara lägga tillbaka stenen utan ska beakta de kulturella värdena genom samråd med länsstyrelsens ansvarige.

De allra största blocken är i regel sprängda och finns inte kvar. Det kan ha varit block i dimensionen upp till 2–3 m diameter. För att få tillbaka sådana krävs nästan transport med gruvdumpe, vilket blir svårt och dyrt. Vi uppmanar dock alla som arbetar med biotopvård att studera storleken på sten och block i omgivande landskap. Är det tydligt att stora block funnits i vattendraget är det viktigt att återföra sådana, även om det blir dyrt.

Genom stenuläggning kombinerat med tillförsel av död ved (Avsnitt 5.4) bromsas och däms vattenströmmarna. Vattnet blir mer dynamiskt och fortsätter själv att öka sin komplexitet.

Sprid ut blocken och stenen slumpvis, men i strömmar där man tydligt kan se naturliga strömnackar förstärks dessa. Det är viktigt att inte täta stengrupperna alltför mycket, vattnet ska kunna rinna igenom, detta skapar fina ståndplatser mellan stenarna och åtgärden får ett mera naturligt utseende.

”Biotopvårdsarbete i strömmande vattendrag är ett av de mest tacksamma arbeten man kan få nöjet att utföra, eftersom man ser resultatet direkt. Att se en helt kanaliserad åsträcka förvandlas på en halvtimme till en levande forsande strömsträcka är fascinerande.”

Peter Johansson, Emåförbundet, 2007

Vattendragsrestaureringen har oftast fokuserat på lax och öring, men fokus bör främst vara just att återskapa så naturliga förhållanden som möjligt. Det gäller således inte att bygga det optimala vattendraget för laxfisk utan att återskapa det naturliga vattendraget, vilket i sin tur kommer att gynna laxfisk och så många andra organismer. En varierad bottenpografi är viktig för geomorfologin och artdiversiteten (ex. Klemetsen m.fl. 2003). Genom utläggning av stora stenar skapas fler mikrohabitat med olika egenskaper (ex. Yrjänä 2003), bland annat ansamlingar av finare fraktioner bakom större stenar (Figur 7). Detta kan bli lekområden för fisk, uppväxtområden för nejonögon och bottenjur. (Anläggning av lekområden behandlas separat i Avsnitt 5.11.)

För att efterlikna den naturliga habitatdiversiteten och därmed uppfylla behoven hos strömlevande bottenjur, fågel och öring har en tre-stegsmodell utvecklats av Bodafors fiskevårdssällskap. Den baseras på att i mindre vattendrag behövs en varierad miljö med strömsatta grunda och djupa partier. Metoden har framgångsrikt tillämpats i Emåns övre delar. Där det tidigare var mycket glesa bestånd med småvuxen strömlevande öring har metoden resulterat i större populationer och individer (Figur 10). I de stora älvarna kommer dessa miljöer att finnas oavsett restaureringen, strömsträckor omväxlar naturligt med sel. Restaureringen inriktas där strikt mot att återskapa den naturliga variationen.

Observera att den biotopvård som utförs i partier med uppväxtområden för havs- eller insjööring ofta fokuseras på att bara ordna lekområden samt uppväxtområden för laxfiskungar. De djupa höljorna riskerar att besättas med gäddor och minskar där-

med produktionen. Önskar man optimera produktionen av smolt, dvs. utvandringsfärdiga ungar, bör man således eftersträva en två-stegsmodell istället, lekområden och grunda uppväxtområden. Återigen är dock huvudsaken att man återför vattnet till ett naturligare tillstånd.

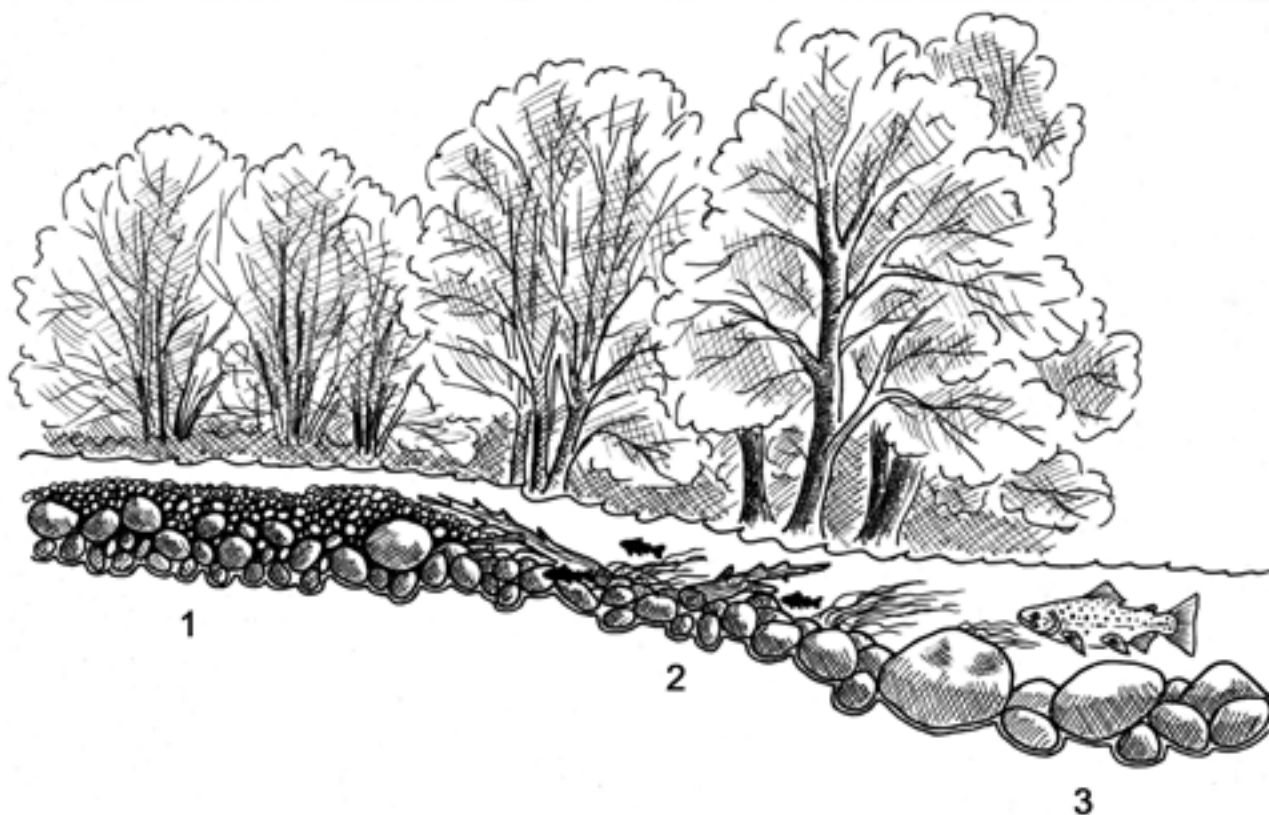
Vatten med hastigheter över 0,6 m/s brukar inte frysa till under normalvintrar. Omfattande restaureringsarbeten kan därför medföra att andelen vinteröppna partier minskar eftersom vattenhastigheten minskar. Vinteröppna partier i större vattendrag kan krävas för strömstare och utter. Detta innebär att sträckor med naturligt hög vattenhastighet inte ska restaureras till att bli mer lugnflytande för att till exempel gynna laxfisk.

En god restaurering kännetecknas av att man inte ser att det är restaurerat. Området upplevs som naturligt, inga raka strukturer och inga spår i omgivningen avslöjar arbetet.

5.9.4 Erhållna och förväntade resultat

FAO konstaterade vid en internationell genomgång av genomförda restaureringsarbeten i sötvatten att det är svårt att dra säkra slutsatser om enskilda åtgärders effektivitet. Orsaken var framför allt att uppföljning skett under kort tid och att det skilde så mycket i påverkan mellan områden (Roni m.fl. 2005). Biotopvård (instream structures) var dock generellt en åtgärd som förbättrade habitatet, dvs. ökade dess mångformighet (op. cit., Yrjänä 2003), kvarhöll sediment (ex. Neigishi & Richardson 2003, Matthaei m.fl. 2005) och organiskt material (Lepori m.fl. 2005a, 2006). Näs-lund (1987, 1989) erhöll ökat medeldjup och mängd höljor i Låktabäcken (lutning 3,3 %) efter försök med trösklar, medan stengrupper hade mindre effekt. Stengrupper har dock haft god effekt i andra system med lägre lutning (ex. O’Grady 1995). Slutsatserna av detta är att med större lutningar erfordras större och mer sammanhållna strukturer.

Ofta har man funnit att biotopvård i vattendrag gynnat fiskfaunan (Jungwirth m.fl. 1995, Scruton m.fl. 1997, Pretty m.fl. 2003, Roni m.fl. 2002, 2005). Binns (1999)



Figur 10. En schematisk bild över tre-stegsmodellen introducerad av Bodafors fiskevårdssällskap för att restaurera ett vattendrag med strömlevande öring. Man återskapar grunda lekbottnar (1), strömsatta grunda uppväxtområden (2) och djupare höljor för större fisk och vinteröverlevnad (3). Metoden bygger på ett helhetstänkande där restaureringen omfattar hela faunans livscykel. Utgående från karaktären på den enskilda sträckan kan den utgöras av ett av dessa habitat, eller utgöra en mosaik av alla habitat. Vid biotopvård för produktion av smolt, utvandringsfärdiga ungar av lax, havs- och insjööring, brukar man prioritera lek- och uppväxtområden och minska mängden höljor.

utvärderade 46 restaureringsprojekt åren 1953-1998 i Wyoming och fann i medeltal en fördubbling av tätheten av laxfiskar efter restaurering. Näslund (1989) erhöi en ökning av tätheten av öring med upp till en faktor 3 jämfört med referensområden i ett vattendrag i Västerbotten. Ibland kan utläggning av stora strukturer som trösklar ge ett ökat djup som huvudsakligen gynnar större laxfiskungar relativt årsungar (Huusko & Yrjänä 1995, ex. Yrjänä 2003). Det är alltså viktigt att även återskapa grunda strömmande habitat för årsungar. För vinteröverlevnad kan höljor, men också bottnar med stor sten och block som ger skyddade ståndplatser i substratet vara gynnsamma för övervintring av öring (se Mäki-Petäys m.fl. 1999, 2000).

Även andra laxfiskar gynnas av utläggning av sten och block, t.ex. harr (Vehanen m.fl. 2002). Det är dock inte säkert att alla arter gynnas. Linlökken (1997) fann t.ex. att trösklar gynnade strömlevande öring och elritsa, men missgynnade simpor. Möjligen missgynnades dessa av ökad predation, vilket torde vara en återgång till naturliga förhållanden. Simpor ökar ofta i fysiskt störda vattendrag där andra arter missgynnas. I flera fall har man sett att vid utläggning av smärre enskilda strukturer, som ensamma stenar, erhålls en bättre effekt på tätheten av laxfisk ju fler stenar som läggs ut (ex. Kennedy & Johnston 1986, Yrjänä 2003). Samma resultat har sedan länge varit känt från försök i strömakvarium (Kalleberg 1958) eftersom fler stenar ska-

par mer enskilda ståndplatser. Även vissa bottendjur gynnas tydligt av fler stenar, t.ex. arter av dagsländesläktet *Heptagenia* (muntligen Pär-Erik Lingdell).

Även för varmvattensarter av fisk har man påvisat generella signifikant positiva effekter av biotopvård i form av utläggning av sten och block (ex. Shields 1995, Pretty m.fl. 2003).

Det verkar som effekterna av biotopvård blir störst i vattendrag med uttalat störda livsmiljöer, och i projekt där åtgärderna verkligen ger sekundära geomorfologiska effekter i form av höljor eller ansamling av sediment (Roni m.fl. 2005).

Studier av effekten av biotopvård på bottendjur är få. Några studier visar på ökad täthet av bottendjur (ex. Negishi & Richardson 2003, Matthaei m.fl. 2005) eller förändring mot mer renvattenkrävande arter i påverkade jordbruksåar (Gortz 1998), men ofta syns ingen eller mycket ringa effekt (Harrison m.fl. 2004, Roni m.fl. 2005, Lepori m.fl. 2005b, Laasonen m.fl. 1998). Lepori m.fl. (2005b) fann att trots att habitatdiversiteten ökat i biflöden till Ume älv efter restaurering så var diversiteten av fisk och bottendjur oförändrad, men räknat per löpmeter strand hade fiskfaunan ökat – dvs. totalpopulationen var större. Det kan finnas flera orsaker till de svaga effekterna på bottenfaunan, naturligtvis först och främst att habitatdiversiteten inte var begränsande, eller att genomförda åtgärder inte påverkade befintliga brister i livsmiljön, men också att för kort tid (3–8 år) gått efter restaurering för att se eventuella effekter. Avsaknad av effekter kan också bero på svårigheten med provtagning, då bottendjur är kortlivade och populationerna variabla. Bottenfauna kan också vara en dålig indikator på förändringar av livsmiljön som inte medför följeffekter i form av t.ex. ökad syresättning i syrefattiga miljöer eftersom bottenfaunan insamlas med en metodik som bara passar för vissa substrat. Om mängden av dessa substrat ökar, men kvaliteten inte förändras, kommer bottenfaunaprovtagning inte att visa några skillnader (i artantal eller individtäthet per ytenhet) vid jämförelse före mot efter restaurering. Samma kan gälla för andra organismgrupper som huvudsakligen indikerar vattenkvalitet, ex. påväxtalger.

Växter i strandzonen är beroende av en dynamisk livsmiljö och att vattendraget har kontakt med älvplanet. Efter restaureringsarbeten utförda 3–10 år tidigare hade strandvegetationen i biflöden till Vindel- och Piteälven fått en ökad diversitet (Helfield m.fl. 2007).

Själva restaureringsarbetena kan innebära en störning av bottendjur och bottenvegetation. Ofta är dessa störningar kortvariga och bottendjur koloniserar snabbt nya habitat (ex. Harper m.fl. 1994). De störningar av bottendjur som rapporterats har vanligen inte längre varaktighet än månader (se även Nyberg & Eriksson 2001), medan vegetation kan störas 1–3 år.

Generellt erhålls således effekter på habitatet och positiva effekter på fisk, men få studier verkar visa positiva effekter på andra organismgrupper, vilket till del kan bero av provtagningsmetodiken eller att dessa organismgrupper inte begränsats av storskalig habitatdiversitet. Tyvärr är de uppföljande studierna oftast av kortvarig natur. Detta gör att vi vet lite om långtidseffekter, successiva förändringar av organismsamhällena och om varaktighet av åtgärderna. Störningar i samband med restaureringsarbetet verkar vara övergående och kortvariga, undantaget för vegetation.

5.9.5 Förberedelser

Inventering

Innan arbete påbörjas måste man inventera sträckorna för att se vilken grad av habitatförstörelse som skett. Vi har genomgående rekommenderat den framtagna biotopkarteringen (Halldén m.fl. 1997, se även <www.naturvardsverket.se>), som numer även inbegriper en enkel inventering av kulturmiljöer och -lämningar. Kompletteras denna kartering med standardiserade undersökningar av flora, fauna eller hydromorfologi kan en god kunskap om vattenområdets status och restaureringsbehov erhållas.

Tillstånd och samråd

Liksom all vattenverksamhet kan biotopvård i vattendrag kräva tillstånd från miljödomstol. I Kapitel 3 och 4 redovisades den generella arbetsgången vid restaureringsprojekt, med tonvikt på samråd, lokal förankring och hänsyn till kulturmiljöer.

Hänsyn till kulturmiljöer

Kraftigt påverkade bottnar ses som kulturmiljöer. Erika Grann (2003) på Riksantikvarieämbetet skriver: *"Fint rensade vattendrag berättar om människors verksamhet, livsvillkor och hårda arbete för att nyttja naturens resurser. Att lägga tillbaks stenblock från byggda kanter innebär en stor förändring av vattendragets karaktär."* Här finns ett dilemma, då förstörda livsmiljöer för det akvatiska livet ska vägas mot det kulturhistoriskt värde som det störda vattendraget utgör. Generellt utgör detta inget problem då så stor andel av vattendragen är påverkade. I t.ex. Emån är över hälften av vattendragssträckningen rensad. Således kommer aldrig restaureringsarbetet att kunna återföra all denna vattendragslängd till ett naturligare tillstånd. I de särskilt skyddsvärda vattendrag som identifierats inom miljömålsarbetet för "Levande sjöar och vattendrag" bör därför huvuddelen av påverkade bottnar kunna restaureras. Det är dock viktigt att alltid ha en dialog med kulturmiljövården, och detta alltid tidigt i planeringen (läs mer i Kapitel 4).

Val av arbetsmetodik

Beroende på vattendragets storlek, möjlighet att köra fram till och i vattnet, naturlig tillgång på material och storlek på åtgärder kan man välja att arbeta maskinellt eller manuellt. Manuellt arbete brukar vara vanligt i vattendrag med bredder under 3–7 m, speciellt när det krävs skonsamma åtgärder eller det är svårt att få fram tunga maskiner. Generellt rekommenderas dock grävmaskiner ur kostnads- och effektivitetssynpunkt när större sten och andra strukturer ska ut i vattnet, speciellt om stenen inte bara ligger upplagd längs stränderna i smala vattendrag. Går det att köra maskin fram till vattendraget och även i vattendraget samt om större strukturer ska flyttas/grävas rekommenderas grävmaskin.

Tillgång till sten

I Kapitel 4 diskuterades vikten av att ha tillgång till natursten om inte den ursprungliga stenen ligger längs stränderna. Tillgång till stentäkter med rätta dimensioner på block, sten och grus bör kontrolleras. I vissa regioner väljer man att köpa sten från markägare som har stenrösen eller andra stensamlingar. Observera då att dessa stensamlingar kan utgöra kulturmiljövården. Rådgör med länsstyrelsen vid tveksamheter.

Materialet ska sedan transporteras till vattendraget och ofta lagras på lämpliga ställen. Allt kräver rekognosering på platsen.

5.9.6 Praktiska åtgärder

Vid maskinellt arbete rekommenderas alltid att en fältansvarig utses som leder grävmaskinföraren under arbetet. Arbetsledaren går i vattnet/på stranden och pekar på vad som behöver göras och ger speciellt akt på att strömbilden blir den rätta. Arbetsledaren bör ha en reflexväst eller bjärta kläder som gör att hon/han syns tydligt. Eftersom föraren sitter i en bullrig miljö är det bra om man kommer överens om den allmänna gången först och sedan försöker styra med handtecken. Optimalt har man "headset" och kan kommunicera obesvärat.

Utläggning av sten och block

Generellt bör man arbeta vid lågvatten, ex. LQ eller LLQ, när strukturer läggs ut och gamla strukturer ska grävas bort. Speciellt om finare strukturer som lekbottnar ska åtgärdas (Avsnitt 5.11) är lågvatten nödvändigt. Då kan man säkerställa att utformningen blir sådan att sedimentdeposition ej sker i grusbäddarna, samt att lekbottnarna inte ligger ovanför lågvattennivån. Det är också lättare att ta sig fram i vattendraget vid lågvatten, dessutom ser man de strukturer som etableras tydligare. Vidare kan det vara svårt att förankra stenar vid högre vattenföring. Sedan är det normalt så att utläggning av sten har störst effekt på vattenströmmen vid lågvatten. Vid högvatten bromsar bottenarna mindre. Alltså vill man helst se strömbilden vid lägre vattenföring

Arbetar man med stora strukturer, blockgrupper och kraftiga trösklar, i större vatten kan arbetet ibland ske upp till normalvattenförling, men ofta får man då efterjustera vid lågvatten. Naturligtvis begränsas maskinernas arbetsområde med generellt högre vattenförlingar. Man bör aldrig arbeta i så djupt vatten att det täcker hela larvbanden. Grävmaskinen fungerar i princip som ett "stort block" och omkring maskinen ökar vattenhastigheten, ibland så mycket att sten under maskinen spolats iväg.

Sträva efter att anpassa storleken på sten och block efter vad som varit naturligt i vattendraget tidigare, se på stränder, i omgivande terräng eller referensvattendrag (ex. Avsnitt 5.9.1). Råder det osäkerhet bör man dimensionera efter förväntad högsta vattenhastighet för att få de stora strukturerna att ligga kvar (Faktaruta 1). Överdimensionera dock inte som princip. Det gör i regel inget om det finns en viss rörlighet, en dynamik.

Börja arbeta uppifrån i vattendraget så kan man successivt se hur vattenströmmen struktureras. Man "tar vattnet med sig". Genom att successivt arbeta sig nedströms kan man justera mängden av stenar och strukturernas höjd för att få en uttalad strömfåra.

Sträva efter ett naturligt utseende med god turbulens på vattnet. Det som skapar ståndplatser för fisk är sten i sig, de höljor som skapas och den turbulens som bildas. Viktigt är att inte placera stenar enligt fixa mönster. Försök efterlikna den naturliga variationen (Figur 11). I regel bör också enstaka större strukturer som block tillåtas att sticka upp ovanför vattennivån vid normalvattenförling (i regel ej vid högvatten).

Förankra den sten som läggs ut. Stora stenar och block bör förankras 1/3 ned i botten (Figur 12). Vid denna förankring bör man i huvudsak sträva efter att finare material lägger sig intill de större strukturerna. Ibland kan man dock tillåta att det skapas håligheter intill och eventuellt under stora stenar och block.

Ju större lutning, egentligen vattenhastighet, desto mer måste sten och block läggas samman i grupper. Utläggning av grupper av stenar och block skapar i större utsträckning än enskilda strukturer höljor. Störst nytta gör dessa strukturer i vattendrag med en vattenhastighet över 0,5 m/s vid medelvattenförling. I små vattendrag (medelvattenförling <1 m³/s och en lutning under 2 %) kan stenarna läggas enskilt.

När man lägger grupper av block tillsammans är det ofta bra att lägga de stora blocken med en lucka på 0,1–0,3 m och där-



Figur 11. Restaurerad sträcka av Gargån, Västerbotten, vid extremt lågvatten. Det är viktigt att tätta bottenarna som byggs upp. Mycket av det fina materialet har i regel spolats nedströms och man saknar "tättningsmaterial". Den sten man lägger tillbaka kommer därmed att ligga ovanpå varandra utan kitt emellan. Vid lågvatten kan detta göra att vattnet rinner under stenarna. Ganska snart kommer dock dessa bottenar att tätas naturligt.

Notera hur väl den nya bottenstrukturen liknar den naturliga Sikträskbäcken från samma område (Figur 3). Inga räta linjer stör landskapet.

Folk är inte vana vid dessa stenmassor – vi har glömt hur naturvattnen såg ut i branta partier. Sportfiskarna tycker det blir svåriskat, friluftsmänniskor tycker det blir fult och markägare är rädda att det svämmar över. Var beredd på denna kritik och var noga med att förklara vid lokala kontakter.

emellan kitta med mindre stenar, dock utan att helt fylla utrymmet (Flosi m.fl. 1998). Ofta kan funktionen som livsmiljö för dessa grupper ytterligare ökas om man lägger ut död ved i anslutning. Observera att erosionen av stränder kan öka. Åtgärden bör inte användas i vattendrag under stark erosion, då den kan förstärka erosionen.

Stenutläggning kan ofta inte användas i partier med sand eller finare material eftersom stenarna på sikt kommer att begravas (se Avsnitt 5.10).

Om stenar tas från land så försök att vända den moss- och lavbevuxna delen av stenen uppåt. Försök att vända skarpa kanter så att de inte ligger i dagen.

Djupa vattnen kan man komma åt att arbeta i genom att successivt bygga bank uppströms och på så sätt skapa grunda eller rent av "torra" förhållanden för maskinen. Djupa partier kan ibland också åtgärdas vintertid från is. Det kräver att man under isfria förhållanden karterar botten så att maskinerna kan köra över områden som kan anses "säkra". En "vinterled" etableras med hjälp av GPS och en grävmaskin med skopa arbetar ihop med en maskin med en hammare som slår sönder is där arbetet ska ske. Alternativt kan maskiner arbeta från flottar. Dessa metoder rekommenderas dock ej på grund av säkerhetsproblemen.



Figur 12. Tänk på att placera ståndsten och strukturer så att botten, den hyporheiska zonen, får ned- och uppträngande vatten. Förankra storstenen ned ca 1/3 i botten och vänd generellt, inte alltid, den smala sidan mot strömmen.

Vilka substrat är stabila?

Utgående från substratets storlek (diameter i mm) och högsta förväntade vattenhastighet (m/s) kan man beräkna risken att bottenarna blir rörliga. Kritisk vattenhastighet (V_c) är den hastighet då botten substratet börjar rubbas. V_c och substratstorlek (S) kan relateras enligt:

$$V_c = 0,158 \times S^{0,494}$$

Detta innebär följande:

Substratstorlek (mm)	Kritisk vattenhastighet (m/s)
10	0,5
20	0,7
30	0,8
40	1,0
50	1,1
60	1,2
70	1,3
80	1,4
90	1,5
100	1,5
150	1,9
200	2,2
250	2,4
300	2,6
350	2,9
400	3,0
450	3,2
500	3,4
750	4,2
1 000	4,8

Tänk också på att:

- frostsprängd sten bör läggas i djupa avsnitt så att de inte försvårar kajakfärder eller motsvarande.
- tillför samtidig död ved (se Avsnitt 5.4).
- bevara vattenvegetation, speciellt mossar, om möjligt. Ofta är det mycket rika livsmiljöer för bottendjur.
- förstärk befintliga strukturer som forsnackar med mindre sten.
- öka variationen i strandzonen.

Trösklar och höljor

Generellt kan konstateras att påverkade vattendrag har väldigt, få, små och grunda höljor. Det är viktigt att återskapa sådana höljor för att få ett naturligt vattendrag. Det klassiska sättet att åstadkomma höljor var att "tröskla" vattendraget (Figur 14). Förutom höljan nedströms skapas ofta en forsnacke med leksubstrat uppströms. Trösklar kan därmed ge ett komplext och varierat habitat för t.ex. strömlevande laxfisk. Trösklingen tog sig ett tag stora proportioner och gav negativa effekter i typiska öringvattendrag då lugnvattnen i höljorna invaderades av gäddor. Amerikanska utvärderingar har visat att trösklar är väldigt dyra i förhållande till deras påverkan av habitatet i form av höljor nedströms (Olson & West 1989). Generellt rekommenderas trösklar bara i mindre vattendrag. I de större älvarna behövs de inte eftersom habitatvariationen efter en bra restaurering blir tillräcklig. Trösklar kan här byggas för att styra in vatten i sidofåror. Några höljor bildas inte i de grovblockiga bottenarna. Tröskeln i sig dämmer dock vatten och kan skapa ett något djupare vattenområde, som kan vara bra för fiskars övervintring.

Idag strävar vi efter att få trösklarna alltmer naturlika, att smälta in i landskapet. Bygg inte tydliga trösklar, bygg forsnackar eller svaga oregelbundna trösklar för att hålla vattennivån. Gör tröskeln där vattnet är smalast. Tröskla måttligt, kanske inte över hela vattendraget och se till att det djupare området hålls strömsatt. Gör inte tröskeln synlig utan försök att uppnå effekten genom mer slumpvis utlagda stenansamlingar. Tröskla inte i vatten där det finns risk att fel arter gynnas av att lugnvatten skapas nedströms, eller i



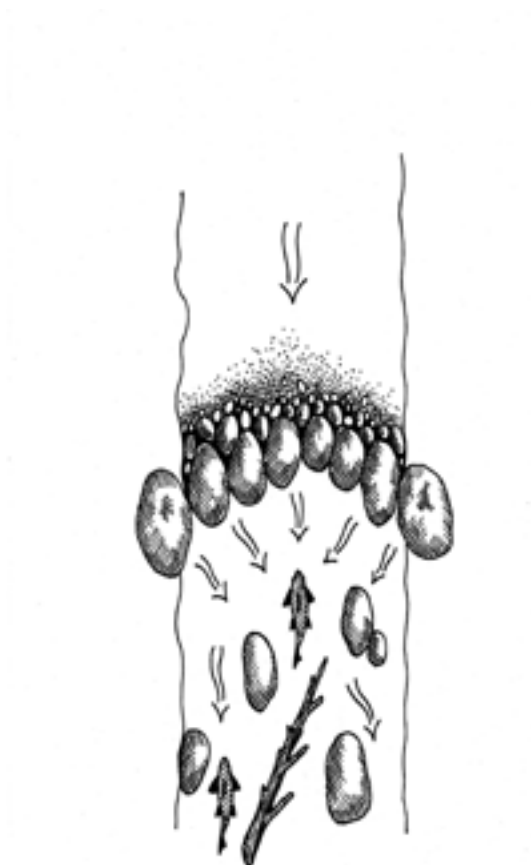
Figur 13. Större sten ska tryckas/grävas ned i botten, men variera alltid. Här är ett förslag (muntligen från Torbjörn Lundberg) hur en flat sten kan användas som ett tak ovanpå två andra stenar. Därigenom kan ett intressant habitat skapas för stor fisk och andra djur.

avsnitt som ska utgöra lek- och uppväxtområden för laxfisksmolt. Tröskling är därmed en åtgärd som passar bäst i små-halvstora vattendrag med god vattenhastighet och strömlevande fiskbestånd. Tröskla inte i småvattendrag (medelvattenföring $<1 \text{ m}^3/\text{s}$) med lutning under 1 %, och var försiktig även i lutningsintervallet 1-2 %. Vid över 3 % lutning är trösklar att föredra.

En tröskel behöver inte vara en tydligt artificiell struktur utan kan formas mer naturlig med sluttande kanter. Man bör också vid konstruktion se till att de inte utgör vandringshinder vid lågvatten, t.ex. genom att ha en lägre höjd i något parti, en v-profil. Se till att täta tröskeln så att vattnet inte rinner under de större stenarna (Figur 14).

Hur tröskeln utformas får stor betydelse för dess funktion. Konkava trösklar riktade uppströms ger en centraliserad hölja (Figur 14), medan konvexa trösklar riktade nedströms ökar erosion av stränder. Om man gör tröskeln som en hög mur kommer det nedströms att bli som ett vattenfall, en hölja grävs ut precis nedom tröskeln. Till slut undergrävs strukturen. Därför ska trösklar ha en svagt välvd profil så att en långsträckt hölja bildas nedströms.

Trösklar får inte placeras alltför tätt tillsammans då strömhabitat riskerar att försvinna. Den dämning som skapas av en tröskel får inte komma i kontakt med nästa tröskel (Figur 15). Trösklar av sten kan inte anläggas i bottenar med sand eller finare substrat eftersom de undermineras och begravs, ofta är det i så fall bättre med tvärliggande trädstammar som förankras i stränderna (se Avsnitt 5.10).



Figur 14. Ett klassiskt exempel på hur konstgjorda forsnackar skapats i form av en tröskel. Detta genererar en hölja nedströms. Trösklar av detta slag ska sluta svagt in mot mitten. De bör förstärkas/tätas med mindre sten och grus. Genom att vinkla med spetsen uppströms erhålls vattenströmmar in mot mitten, varvid erosion av kanter motverkas. Observera att naturliga trösklar inte är så här ingenjörstade (jämför Figur 6). Sträva efter ett mer naturligt utseende.

Gräva höljor

Trösklar dämpar vattnets energi och skapar höljor. Naturligtvis kan man göra höljor genom att direkt gräva ur bottnarna. Sådana gropar riskerar dock att bli kortlivade om man inte ser till att placera strukturer uppströms och vid sidan som ser till att vattnet riktas ned i höljan, dvs. eroderar. Partier med höljor är ofta något (ca 10 %) smalare än partier med grundare bottnar.

Generellt rekommenderas ej att gräva höljor aktivt, de bör skapas av strukturer som sten, block och trösklar. Gräv aldrig höljor i vatten med gädda eftersom dessa rovfiskar gärna etablerar sig i lugnvattnen och kan äta bort stor del av övrig fiskproduktion.

Markerad och slingrig huvudfåra

I mindre vattendrag med lägre lutning kan man försöka att få en markerad huvudfåra som är något djupare och då håller vatten vid låg vattenföring. För att öka vattnets tid i landskapet kan denna huvudfåra göras svagt meandrande inom vattendragets gränser. Det bromsar vattenhastigheten och ökar habitatdiversiteten (Figur 15, 16).

I sträckor som optimeras för produktion av smolt, utvandringsfärdiga laxfiskungar, brukar man inte använda trösklar, höljor eller en markerad mittfåra. Allt för att inte ge predatorer som gädda en chans att leva på uppväxtlokalerna.

Grunda och varierade strömområden

Många arter, speciellt deras unga stadier, beror av tillgång till grunda områden, med något svagare ström än huvudfåran. Att återskapa dessa livsmiljöer, gärna med skyddande strandvegetation, är mycket viktigt (Nielsen 1995). Ofta har rensningar gjort att det är brist på sådana områden. De kan återskapas aktivt eller passivt. I det senare fallet styr man vatten genom utläggning av större strukturer som gör att vattnet svämmas in över tidigare torra strandnära områden. Alternativt bygger man upp grundområden genom utläggning av grova och fina strukturer (Figur 15).

Kontakt med å-/älvplanet

Ge vattendraget möjligheten att svämma över sina bräddar vid normal- och högflöden (dvs. om detta är lämpligt beroende på omgivande marker och deras nyttjande). Detta ökar diversiteten i strandzonen och ger livsmiljöer för många djur, t.ex. grodor och vadarfågel. Dessutom ökar vattendragets självreningsförmåga (läs mer i Avsnitt 5.2). Kontakten med å-/älvplanet, dvs. den strandzon som översvämmas, kan ordnas genom att gräva bort höga vallar, styra vattnet vid högflöden med stengrupper/trösklar eller helt enkelt öppna bifåror. Enklast är dock att återföra sten till vattendraget så att vattenhastigheten bromsas och vattennivån stiger. Vid stenuläggning ska man således inte bara se effekterna i vattnet utan även iakttaga vad som händer i strandzonen.



Figur 15. Den restaurerade Ruskträskbäcken, biflöde till Vindelälven, Västerbotten. Eftersträva det slumpmässiga mönstret i naturliga vattendrag, men förstärk de ursprungliga strukturerna där de kan anas; forsnackar, trösklar, höljor och ett meandrande lopp inom vattenfåran (jämför Figur 5).

Notera hur trösklarna utformats naturligt med varierad höjd, aldrig rakt över vattenfåran och hur de vinklats för att styra strömmen. Eftersom en del av tröskelmaterialet är av klen dimension har skyddande större block lagts uppströms. Man har också strävat efter att få hela botten blöt.



Figur 16. Här har man med grävmaskin (övre bild) grävt en meandrad djupfåra (nedre bild) i ett moränvattendrag, Skårjån, så att det håller vatten och tillåter fiskvandring under lågvattenperioder. Plats: 677162-156692, karta 14 H NV. Foto: Peter Hallgren, Söderhamns kommun

Öppnande av bifåror

Avstängda bifåror bör man sträva efter att återge kontakt med huvudvattendraget. Observera att det i ett naturligt vattenlandskap kan finnas bifåror (ex. korvsjöar) som successivt förlorat sin kontakt med huvudvattendraget av naturliga orsaker. Sådana bifåror är det lämpligt att se till att de bara får vatteninflöde vid högflöden, t.ex. genom att sänka stränderna något.

Ibland finns det en tydlig artificiell avstängning av bifåran i form av en jordvall eller en flottledsmur. I båda fallen är det

enkelt att återge vatten till bifåran genom utrivning av avstängningen. Ofta kan det dock vara stora kulturintressen knutna till dessa konstruktioner. Då kan det vara lämpligt att göra genombrott i avstängningen i form av en halvtrumma eller liknande (Figur 17).

Sidofårornas betydelse för vattenlandskapet kan inte nog understrykas. Öppnade sidofåror återskapar ett område som ofta är av stor vikt för unga fiskar. Åren efter att sidofåror öppnats brukar man ofta se god rekrytering av småfisk i dessa områden.



Figur 17. Genombrott igenom en flottledsavstängning i Klarälven. Genom att bibehålla styrarmen, ett kulturminne, och bara anlägga en trumma har både kulturmiljövårdens och naturvårdens intressen tillgodosetts.



Figur 18. En låg tröskel har lagts tvärs över Klarälven för att höja vattenytan och därmed styra in vatten i den öppnade bifåran i Figur 17. Bifårans inlopp anas till vänster i bild.

5.9.7 Exempel på åtgärder



Figur 19. I den flottledsrensade Holmforsen i Vindelälven hade sten lagts utmed stränderna i stenistor så en stor del av stranden och kvillområden stängts av från älven (övre bild). Genom att öppna upp och fördela stenen tillbaka till vattendraget ökades vattendragets bredd och mångformighet samtidigt som vattenhastigheten dämpades (nedre bild).

Åtgärden utfördes i extremt lågvatten varvid det var långt till vattnet med flera omlyft. En dumper användes för att transportera materialet till vattnet för senare slutplacering med grävmaskin. För att lyckas med målet att få vatten in i kvillområdet var vattenytan uppströms kvillen tvungen att höjas något genom att två trösklar i älven förstärktes med sprängt material, som placerades djupt under vattenytan. Enstaka riktigt grova block placerades lite "huller om buller" längs sträckningen, både i och mellan strukturförstärkningarna. Efter att lågtrösklarnas förstärkts och vattenytan höjts så "slog" man sönder trösklarna så att de skulle få ett oregelbundet och naturligt utseende. Därefter öppnades stenistorna och stenen lades ut i älven. Åtgärden genomfördes med en grävmaskin på 30 ton utrustad med gallerskopa (information Daniel Holmqvist). Plats: 723876-160984, karta 23 I. Foto: Daniel Jonsson, Gargnäs-Råstrands FVO.



Figur 20. Gargån, ett biflöde till Vindelälven, före (ovan) och efter (nedan) flottledsrestaurering. Observera hur vattendragets bredd ökat. Man kan också ana att vattenhastigheten minskat.

Ambitionen har varit att återföra allt material och återställa sträckningen så långt det är möjligt till sitt ursprungliga skick. Naturliga strukturer (trösklar och kurvor) längs sträckningen har förstärkts med mindre material varvat med grövre block för att få det tätt. Vidare har stor vikt lagts på att inte bara konstruera djup i huvudfåran utan även få fåran mer omväxlande och meandrande. Material har även placerats längs grundare områden vid stränderna. Alla utlagda stenar har förankrats i bottenstrukturer så de inte "flyter på" underliggande substrat. Efter stenutläggning har grus lagts ut på forsacken så att det kan spridas naturligt med flödet nedströms. Åtgärden utfördes med en mindre grävmaskin (14 ton) utrustad med gällerskopa. (Information Daniel Holmqvist). Plats: 725941-159680, karta 24 H. Foto: Daniel Jonsson, Gargnäs-Råstrands FVO.



Figur 21. Bifåra, Lillälven, i Kynne älv vid utloppet ur Södra Kornsjön, norra Bohuslän, före (övre bild) respektive efter (nedre bild) biotopvård då stenar på stränderna lagts tillbaka i vattnet. En alltför kraftig vattenström har bromsats och habitatdiversiteten ökat. Foto: Christian Åberg, Thorsson och Åberg, Miljö- och Vattenvård AB. Plats 652728-126081, karta 9 B NV.

5.9.8 Varaktighet och kostnader

I Nordamerika arbetar man mer med specifika strukturer, dvs. tydliga trösklar och stengrupper. Sådana strukturer blir naturligtvis känsligare för högflöden än den naturliga restaurering vi förordar här (se Figur 11). Amerikanska studier antyder en livslängd på 40–50 år för de strukturer som byggs om materialet är av rätt dimension (Olson & West 1989). Roni m.fl. (2002) anger livslängder på minst 20 år, men i ett senare arbete revideras denna bedömning till under 10 år (Roni m.fl. 2005). Speciellt trösklar angavs ha kort livslängd. Svenska långtidsstudier saknas.

Vår bedömning är att en restaurering av naturliga bottenar, utan att skapa enstaka tydliga strukturer, har god varaktighet. En viss omstrukturering kan ske vid högflöden och isgång, men i princip kommer strukturerna av bevaras intakta. Dessutom är en omstrukturering av högflöden inget negativt vid naturlig restaurering. Varaktigheten är således ett mindre problem i modern biotopvård. Låt naturen delta i arbetet.

Manuella åtgärder i mindre vattendrag kan beräknas kosta 8 000–12 000 SEK per åtgärdad kilometer. Motsvarande kostnader för maskinellt utförda arbeten varierar betydligt mer, i intervallet 20 000–100 000

SEK/km. I Åtgärdsdatabasen anges medelkostnaden för 80 projekt till 48 000 SEK per km. Beräknat per kvadratmeter motsvarar detta 7 SEK. Länsstyrelsen i Västernorrland anger kostnaden per m åtgärdat vattendrag till totalt 21 SEK i smala vattendrag (<5 m), 35 SEK/m i mellanstora vattendrag och 52 SEK/m om vattendragen är 10–20 m breda.

Att återföra ståndsten med grävmaskin på en sträcka av 100 m tar ca 2 h vattendrag på 3–6 m bredd. Därtill kommer sedan kostnader för sten, transport, arbetsledning, projektering m.m.

Inköp av natursten och transport kan bli dyrt, speciellt för projekt i otillgängliga sträckor i större vattendrag. Priset på natursten varierar mellan 200–500 SEK per m³.

Kostnaden för att maskinellt återföra bortrensad sten kan också uttryckas som ca 20–40 SEK per kubikmeter sten (Nilsson m.fl. 2007). Den lägre nivån i vatten där stenen ligger samlad och är lätt att återföra maskinellt. I princip kan 30–40 SEK/m³ vara ett bra riktvärde i små som stora vattendrag vid flottledsrestaurering. I kostnaden ingår arbetsledning, framkörning av maskiner och arbete i vattnet (muntligen Jan Isaksson).

5.9.9 Källor och underlag

- Binns, N. A., 1999. A compendium of trout stream habitat improvement projects done by the Wyoming Game and Fish Department, 1953-1998. Fish Division, Wyoming Game and Fish Department, Cheyenne.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katapodis, C. & R.S. McKinley, 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 15(5):395-403.
- Cowx, I. G. & R. L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO. Fishing News Books, 260 s.
- Cunjak, R.A., 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:267-282.
- Flosi, G., Downie, S., Hopelain, J., Bird, M., Coey, R. & B. Collins, 1998. California salmonid stream habitat restoration manual. California Department of fish and game. 273 s + bilagor.
- Gordon, N., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. & R. J. Nathan, 2004. Stream hydrology. An introduction for ecologists. Second edition, John Wiley & Sons Ltd, 429 s.
- Gortz, P. 1998. Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community of the River Esrom, Denmark. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.*, 8(1):115-130.
- Gran, B., 1999. Bevara öringen – biotopvård i bäckar och älvar. Bente Gran förlag och informationsbyrå, 152 s.
- Grann, E. 2003. Restaurering av vattendrag – redovisning av en enkät. PM Riksantikvarieämbetet, 14 s
- Halldén, A., Liliengren, Y. & G. Lagerqvist, 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Harrison, S.S.C., Pretty, J.L., Shepherd, D., Hildrew, A.G., Smith, C. & R.D. Hey, 2004. The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 41(6): 1140-1154.
- Harper, D.M., Randall, S. & E. Taylor, 1994. Ecological appraisal of fisheries restoration techniques in lowland rivers. *Pol. Arch. Hydrobiol.* Vol. 41(3):323-330.
- Helfield, J.M., Capon, S.J., Nilsson, C., Jansson, R. & D. Palm, 2007. Restoration of rivers used for timber floating: Effects on riparian plant diversity. *Ecological Applications* 17(3):840-851.
- Huusko, A. & T. Yrjänä, 1995. Evaluating habitat restoration of rivers channelized for log transport: a case study of the river Kutinjoki, northern Finland. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 337-339:239-250.
- Johansson, P. 2007. Restaurering av Radan. PM Länsstyrelsen i Jönköpings län, 47 s.
- Jungwirth, M., Muhar, S. & S. Schmutz, 1995. The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river. *Hydrobiologia* 303:195-206.
- Kalleberg, H., 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw., Res., Drottningholm* 39:55-98.
- Kennedy, G.J.A. & P.M. Johnston, 1986. A review of salmon research on the River Bush. *Ur: Proc. of the 17th annual study course* (Eds: W.W. Crozier & P.M. Johnston); sid 49-69. *Inst. of fisheries management, Univ. of Ulster at Coleraine.*
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & E. Mortensen, 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol. Freshw. Fish* 12:1-59.
- Laasonen, P., Muotka, T. & I. Kivijärvi, 1998. Recovery of macroinvertebrate communities from stream habitat restoration. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* vol 8(1):101-1113.
- Lepori, F., Palm, D. & B. Malmqvist, 2005a. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus tentiveness and decomposition. *J. Appl. Ecol.* 42:228-238.
- Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E. & B. Malmqvist, 2005b. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecol. Appl.* 15(6):2060-2071.

- Lepori, F., Gaul, D., Palm, D. & B. Malmqvist, 2006. Food-web responses to restoration of channel heterogeneity in boreal streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:2478-2486.
- Linlökken, A., 1997. Effects of instream habitat enhancement on fish populations of a small Norwegian stream. *Nordic J. Freshw. Res.* 73:50-59.
- Mallet, J.P., Lamouroux, N., Sagnes, P. & H. Persatt, 2000. Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *J. Fish Biol.* 56:1312-1326.
- Matthaei, C.D., Diehl, S. & H. Huber, 2005. Large-scale river restoration enhances geomorphological diversity and benthic biodiversity. American Geophysical Union, Spring meeting, abstract, 2 s.
- Muhlfeld, C.C., Bennett, D.H. & B. Marotz, 2001. Fall and winter habitat use and movement by Columbia river redband trout in a small stream in Montana. *N. Am. J. Fish. Manage.* 21(1):170-177.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T. & A. Huusko, 1999. Densities of brown trout, *Salmo trutta*, in two subarctic rivers: assessing the predictive capability of habitat preference indices. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:520-530.
- Mäki-Petäys, A., Vehanen, T. & T. Muotka, 2000. Microhabitat use by age-0 brown trout and grayling: seasonal responses to streambed restoration under different flows. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129:771-781.
- Naturvårdsverket 1999. Biologisk återställning i kalkade vatten. Kompletterande åtgärder till kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok med allmänna råd. ALLMÄNNA RÅD 99:4. 56 s.
- Negishi, J.N. & J.S. Richardson, 2003. Responses of organic matter and macroinvertebrates to placement of boulder clusters in a small stream of southwestern British Columbia, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60:247-258.
- Nielsen, J. 1995. Fiskenes krav till vandløbenes fysiske forhold. Miljöprojekt nr 293, Miljøstyrelsen, Danmark, 129 s.
- Nilsson, C. (red), 2007. Återställning av älvar som använts för flottning. Naturvårdsverket Rapport 5649, 85 s.
- Nyberg, P. & T. Eriksson, 2001. SILVA-skyddsridåer längs vattendrag. *Fiskeriverket Informerar* 2001:6, 69 s.
- Nykänen, M., Huusko, A. & M. Lahti, 2004. Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *J. Fish Biol.* 64:1386-1398.
- Näslund, I., 1987. Effekter av biotopvårdsåtgärder på öringpopulationen i Låktabäcken. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 3, 28 s.
- Näslund, I., 1989. Effects of habitat improvement on the brown trout, *Salmo trutta* L., population of a northern Swedish stream. *Aquat. Fish. Manage.* 20:463-474.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten – En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 3:43-82.
- O'Grady, M., 1995. The enhancement of salmonid rivers in the republic of Ireland. *J. chartered inst. of Waters and Environ. Mgmt* 9:164-172.
- Olson, A.D. & J.R. West, 1989. Evaluation of instream fish habitat restoration structures in Klamath River tributaries 1988/89. United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific southwest region, 36 s.
- Pretty, J.L., Harrison, S.S.C., Shepherd, D.J., Smith, C., Hildrew, A.G. & R.D. Hey, 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *J. Appl. Ecol.* 40(2):251-265.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunndyr. Sid. 65-79. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags- og energidirektorat, 152 s.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 22:1-20.

Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., Pess, G., Pollock, M. & D.M. Bartlett, 2005. Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper 484, 116 s.

Roussel, J.M. & A. Bardonnnet, 1996. Differences in habitat use by day and night for brown trout (*Salmo trutta*) and sculpin (*Cottus gobio*) in a natural brook. *Cybium*, vol 20(3):43-53.

Scruton, D.A., Clarke, K.D., Anderson, T.C., Hoddinott, A.S., van Zyll de Jong, M.C. & K.A. Huston, 1997. Evaluations of habitat improvement and restoration initiatives for salmonids in Newfoundland, Canada. Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences, March 1997.

Shields, F.D., Knight, S.S. & C.M. Cooper, 1995. Incised stream physical habitat restoration with stone weirs. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 11:249-261.

Vehanen, T., Huusko, A., Yrjänä, T., Lahti, M. & A. Mäki-Petäys, 2002. Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified hydropeaking river bed: a contribution to understand effectiveness of habitat enhancement measures. *J. Applied Ichthyology* 19:15-20.

Yrjänä, T., 2003. Restoration of riverine habitat for fishes – analyses of changes in physical habitat conditions. Dissertation, Univ. of Oulu, Finland, 42 s.

5.10

Biotopvård i slättlands- och jordbruksvattendrag

Erik Degerman & Lars-Göran Pärklint

5.10.1 Naturlig mångfald av livsmiljöer – målbilder

Här behandlas *alluviala vattendrag*, dvs. sådana vars botten och åplan byggs upp av det material som vattendraget för med sig. Det är oftast vattendrag med lägre lutning inom områden med sedimentära jordarter, med en dominans av finare fraktioner (finsediment-lera-sand-grus). Varför dessa vatten i slättlands- och jordbruksområden särskilts från icke alluviala vattendrag är att det huvudsakligen är en annan typ av påverkan som skett (de har grävts rakare och djupare, samtidigt som landskapet dikats ut). Flera gemensamma drag finns dock, t.ex. att död ved och större strukturer i form av sten och block tagits bort så att vårfloden blivit extrem. I och med att påverkan skiljer något, skiljer också restaureringsåtgärderna. Förenklat kan man säga att i alluviala vattendrag gäller det att sommartid samla vattnet och öka vattenhastigheten och i icke alluviala vattendrag att sprida vattnet och bromsa vattenhastigheten.

Det är svårt att hitta opåverkade vatten i slätt- och jordbrukslandskapet. Vattendragen och sjöarna i detta område är de mest påverkade i Sverige. Enstaka avsnitt av vattendrag som inte rätats kan dock tjäna som målbild, men då med beaktande att i och med den storskaliga påverkan på landskapet är varken vattenflöden, åplan (strandzon) eller kantzoner ens i närheten av det naturliga tillståndet.

Alluviala vattendrag har ofta en uttalad meandring (Figur 1). I kurvornas yttersväng är det djupa höljor, i innersvängen grundare sand- och grusbankar (Figur 2).

Korta forsnackar och strömpartier finns där landskapet lutar lite mer (Figur 3).

Dessa partier har ofta rensats bort i påverkade vattendrag. Även om den gängse uppfattningen kan vara att bottenarna naturligt är utan grus, sten och block är detta oftast en artefakt – ett resultat av över hundra år av rensningar (Figur 5) och onaturliga högflöden som spolat rent. I regel får man heller ingen hjälp av att studera omgivande landskap eftersom sten och grus rensats undan även här. Det är alltså svårt att få en bra målbild. Naturligt är dock mängden stor sten och block lägre än i moränvattendragen. Ofta är död ved den dominerande stora strukturen (Figur 4).

5.10.2 Vad har hänt i vattendragen?

Gemensamt för de flesta slättlandsvattendrag är att de ofta rätats och grävts djupare och bredare för att underlätta avrinning. Meandrar och bifåror har stängts av. Samtidigt har landskapet utdikats. För att vinna mark har vattendragen stängts inne på allt mindre utrymmen, någon plats för slingriga lopp finns i regel inte. Naturliga strömpartier har grävts bort och större stenar och grus är borttagna.

Ett meandrat vattendrag är längre än ett rätat och har därmed lägre lutning. I det rätade vattnet tas inte vattnets energi hand om och mer energi fördelas till erosion och transport av sediment. Vattendraget gräver sig ytterligare djupare och vid högflöden vidgas fåran. Sedimenten grundar upp lugnvattenområden och fyller höljor, samtidigt spolas finare material ur i strömområden. Vattendraget blir ensartat, bottenarna ogenomsläppliga och sandtransporten stor.



Figur 1. Naturlig meandring i Garphytteån, Örebro län, inom naturreservatet Sälven. Vattendraget har bra kontakt med åplanet och flera partier med vatten utanför huvudfåran finns (korsvöar och bifåror). Skuggande trädbårder är dock en bristvara i detta kulturlandskap. Plats: 656815-144713, karta 10 E SO.



Figur 2. I en meanderkurva flyter vattnet i ytan mer till kurvens yttre sväng. Detta medför att vattennivån i kurvens yttre del är något högre än i den inre delen. För att kompensera detta strömmar vatten på vattendragets botten från ytter- till innersväng. Denna ström tillsammans med vattnets övervägande nedströms rörelse skapar ett *spiralflöde* i fåran. Spiralflödet, som skapas av centrifugalkraft och friktion, forslar finare sediment från ytter- till innersväng. I innersvängen kan sand- och grusbänkar bildas, större ju bredare vattendraget är i förhållande till djupet, och i yttersvängen bildas en djup hölja. Plats: 656792-144712, karta 10 E SO.



Figur 3. De ström- och forspartier som finns är ofta korta - ett lågt trappsteg på en rak sträcka. Nedströms påbörjas åter meandringen när lutningen har minskat. Plats: 656815-144713, karta 10 E SO.



Figur 4. I de alluviala vattendragen utgör död ved en viktig struktur som skapar variation i fåran och vattenströmmarna. Plats: 656814-144709, karta 10 E SO.

Successivt har vattenhastigheten och erosionen ökat så mycket och man har behövt skydda stränderna från erosion. Efterhand har man grävt bort avsatt sediment från bottnarna och lagt upp sedimentet som ett översvämningsskydd utmed vattendraget. Dessa vallar har lagts så nära vattnet som möjligt för att vinna produktiv mark. Tillsammans med att man grävt vattendraget djupare bidrar detta till att vattendraget helt förlorat kontakten med åplanet.

De kanaliserade vattendragen ligger således ofta lägre i landskapet än den ursprungliga fåran, förutom att detta sänker grundvattennivån i området innebär detta att erosion även startar i tillflöden. Tillflödena får ju en ökad lutning i sin nedre del som kommer att förändra morfologin. Vattenhastigheten ökar och bottnarna eroderar. Även nedströms den kanaliserade sträckan kommer ytvattnen att förändras genom den utökade sedimentdepositionen. Dessutom ökar frekvensen och styrkan av översvämningar.

Kanaliserade vattendrag är instabila eftersom de påtvingats en form som inte tar hänsyn till vattnets naturliga väg. De ökade vattenhastigheterna kan ge upphov till strilsandsområden, områden där sand ständigt omlagras till men för bottenfaunan. De rätade stränderna och den ökade vatten-

hastigheten utarmar florin. Kanaliserade avsnitt har också en utarmad fiskfauna.

I viss mån kommer kanaliserade sträckor över tid att återta en mer varierad form. Ju högre lutning systemet har desto mer energi finns för att vattendragets ska återhämta sig. Därmed sker återhämtning snabbare i vattendrag i avrinningsområdets övre delar. Låglandets vattendrag har lägre energi och kan ta mycket lång tid på sig för återhämtning, typisk tid för att åter börja meandra är ca 50–100 år (Rutherford m.fl. 2000). Processen kan skyndas på genom att man placerar strukturer i vattendraget som accelererar meanderbildningen. Undersökningar i Danmark har visat att vattnets kraft, produkten av lutningen och vattenflödet, måste överstiga 35 watt/m² för att ett vattendrag av sig självt ska återfå sin meandring. Det motsvarar en lutning på 0,5 % vid ett bräddfyllt flöde om 1 m³/s (Brookes 1987).

Ett problem när man satsar på att låta den befintliga åfåran själv få utvecklas fritt är att fåran på grund av rensningar är bredare och framför allt djupare än naturligt. Detta djupt liggande vattendrag kommer att fortsätta att dränera omgivande marker mer än naturligt. Anser man att den dräneringen är oönskad bör en ny, grundare fåra grävas (Avsnitt 5.10.7).



Figur 5. En målbild under ytan från ett avsnitt i ett jordbruksvattendrag, Almaån i Skåne, som inte dikesrensats på ca 50 år. Botten är täckt av den rödlistade tjockskaliga målarmusslan, en art som försvunnit i takt med dikesrensningarna i jordbrukslandskapet. Foto: Patrik Svensson.

5.10.3 Generella riktlinjer för restaurering av åfåran

Syftet med återställningen är naturligtvis att efterlikna det naturliga vattendraget. Åtgärder i fokus brukar i själva vattendraget vara att öka vattenhastigheten sommartid genom att minska fårans bredd, tillföra större strukturer (sten, block, död ved) som skapar mångformighet, starta en meandringsprocess samt att återge vattendraget kontakt med åplanet. Eftersom dessa landskap ofta är kraftigt utdikade måste lågvattenföringen sommartid samlas så att vattenhastigheten och djupet upprätthålls. Detta åstadkoms antingen genom att gräva en markerad djupfåra eller genom att via stenutläggning skapa en fåra. Att återskapa strömbiotoper kan göras genom att smalna av vattendraget och genom att sänka ned höga, onaturliga trösklar. Det är viktigt att strömhastigheten kan upprätthållas så att rovdjur inte kommer åt känsliga strömvattenarter, samtidigt som en god syresättning erhålles även vid höga temperaturer. Med ökad vattenhastighet i jordbruksvattendrag ökar ofta syresättningen samtidigt som turbulens och drift av smådjur ökar så att mängden laxfisk kan öka (Nielsen 1995).

Mycket av restaureringsarbetet bör fokuseras på åtgärder som återskapar landskapets hydrologiska funktion, t.ex. genom att etablera våtmarker, minska förhöjd erosion av raviner och återskapa åplanet. Kontakt med åplanet kan nås genom att sänka strandzonen eller höja vattendraget genom utläggning av trösklar eller andra större strukturer (Avsnitt 5.2.7).

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

I några fall måste den gamla fåran återskapas genom grävning. Att åter låta vattendraget meandra i sidled (lateralt) medför en mängd positiva effekter (Hansen 1996);

- ökat landskapsestetiskt värde
- ökad geomorfologisk och biologisk mångfald (fisk, bottendjur, växter)
- ökad kväveretention
- ett våtare landskap med rikare växt- och djurliv utmed stränder och i våtmarker.

De åtgärder som vidtas bör anpassas något till vilket tillstånd sträckan befinner sig i. På sträckor som eroderas kan det behövas åtgärder som stabiliserar sträckan om erosionen är förhöjd på grund av mänsklig påverkan. På sträckor med ökad deposition kan det behövas åtgärder som ökar vattenhastigheten på sträckan, eller minskar erosionen uppströms. Hur man skiljer olika sträckor framgår av Avsnitt 5.10.5.

5.10.4 Erhållna och förväntade resultat

Generella resultat av biotopvård diskuteras i Avsnitt 5.9. Biotopvård har visat sig vara en restaureringsåtgärd som ofta ger positiva resultat i form av en mer varierad miljö och ökade fiskbestånd (Nielsen 1995, Roni m.fl. 2005). I föreliggande avsnitt fokuseras på åtgärder i slättlands- och jordbruksvattendrag. Det finns ett antal fiskarter i jordbruksvattendrag, vid sidan av öring, som ansetts kunna gynnas av biotopvård. För fiskarten sandkrypare anses biotopvård av kanaliserade vattendrag vara den viktigaste åtgärden för att gynna arten (Kullander 1998).

Positiva resultat har erhållits för laxfiskar i alluviala vattendrag efter att de åter meandrats (Moerke & Lamberti 2003). Dock motverkas ofta positiv utveckling av fortsatta störningar från uppströms icke åtgärdade sträckor eller från omgivande mark (Nielsen 1995, Moerke & Lamberti 2003). I än högre grad än för älvar och skogsvattendrag i moränmark krävs därför en mix av flera samtidiga åtgärder, dessutom är det ofta inte tillräckligt att åtgärda endast korta partier.

Återigen, liksom för icke-alluviala vattendrag, tycks det finnas få uppföljningar av effekterna på bottenfauna. Japanska studier av en sträcka som åter meandrats efter att ha varit kanaliserad visade på en högre täthet och diversitet hos bottenfaunan i vissa habitat i de åtgärdade sträckorna (Nakano & Nakamura 2006). Renvattenkrävande arter har ökat i påverkade jordbruksåar efter restaurering av habitatet (Gortz 1998). Vid utläggning av grunda grusbankar visade sig bottenfaunan snabbt kolonisera och uppnådde naturliga tätheter och diversitet i engelska jordbruksåar (Harper m.fl. 1994, Harrison m.fl. 2004). Det kan vara så att bottendjursfaunan i alluviala vattendrag gynnas i större utsträckning än i moränvattendrag genom att restaureringsarbetena återskapar hårdbottemiljöer med god vattenhastighet.

5.10.5 Förberedelser

Inventering

Liksom inför de flesta typer av restaureringsprojekt rekommenderas standardiserade inventeringar av vattendraget och dess kantzon. Ett lämpligt verktyg är biotopkarteringen som finns definierad som undersökningstyp inom miljöövervakningen (ex. Halldén m.fl. 1997).

I alluviala vattendrag är det viktigt att komplettera detta underlag genom att studera vilka geomorfologiska processer som dominerar på sträckan. Främst är det av intresse att se om sträckan är utsatt för förhöjd erosion, förhöjd deposition eller är "stabil". Detta gäller såväl bottnar som stränder.

Tecken på erosion är:

- ras i strandzonen
- exponerade trädrötter i strandzonen
- träd som lutar in över fåran
- smal och djup fåra
- tillflöden verkar ligga mycket högre än huvudfåran, eller är mycket branta i sitt nedersta lopp
- armerad botten (stenpäls)
- rör och ledningar i botten har exponerats
- täckdikesrör ligger högt i strandbanken.

Tecken på deposition är:

- förekomst av sandbankar i fåran
- stränder och bottnar överlagras med sand och fint material
- strukturer som sten och död ved begravs i bottnarna
- förhöjd botten
- täckdiken mynnar i vattennivån.

Tecken på stabila förhållanden:

- vegetation på sandbankar och stränder
- måttlig erosion av stränder
- tillflöden mynnar i nivå med huvudfåran.

Sträckor som är "stabila", dvs. på kort sikt inte undergår stora förändringar, bör åtgärdas med försiktighet så att förhållandena inte rubbas. Områden med hög erosion kan behöva bromsande och samlande strukturer, medan områden med hög onaturlig deposition kan behöva få en ökad vattenhastighet. Försök att alltid identifiera de ultimata orsakerna till onaturliga förhållanden. Erosionen kan drivas av kreaturstramp i strandzonen, utdikning av avrinningsområdet eller dikningsföretag som ger extremflöden.

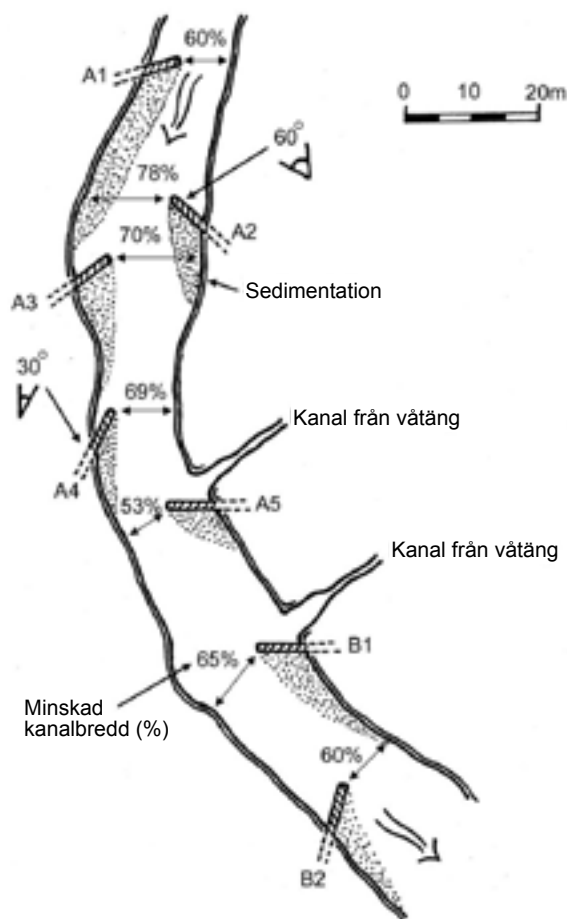
Tillstånd och tidigt samråd

Liksom all vattenverksamhet kan biotopvård i vattendrag kräva tillstånd från miljödomstol. I Avsnitt 3 och 4 redovisas den generella arbetsgången vid restaureringsprojekt, med hänvikt på samråd, lokal förankring och hänsyn till kulturmiljöer.

Hänsyn till kulturmiljöer

Kraftigt påverkade bottnar ses som kulturmiljöer. Erika Grann (2003) på Riksantikvarieämbetet skriver: *"Fint rensade vattendrag berättar om människors verksamhet, livsvillkor och hårda arbete för att nyttja naturens resurser. Att lägga tillbaka stenblock från byggda kanter innebär en stor förändring av vattendragets karaktär."* Här finns ett dilemma, då förstörda livsmiljöer för det akvatiska livet ska vägas mot det kulturvärde som det påverkade vattendraget utgör. Generellt utgör detta inget problem då så stor andel av vattendragen är störda. I t.ex. Emån är över hälften av vattendragssträckningen rensad. Således

kommer aldrig restaureringsarbetet att kunna återföra all denna vattendragsslängd till ett naturligare tillstånd. I de särskilt skyddsvärda vattendrag som identifierats inom miljömålsarbetet för "Levande sjöar och vattendrag" bör därför huvuddelen av störda bottnar kunna restaureras. Det är dock viktigt att alltid ha en dialog med kulturvärden, och detta alltid tidigt i planeringen (läs mer i Kapitel 4).



Figur 7. Försök med stenströsklar i River Avon, Wiltshire, England. Trösklarna placerades med 60° eller 30° mot strömmen. Man lade trösklarna med riktning uppströms för att vattnet vid höglöden, när vattnet passerar över trösklarna, skulle styras in mot mitten av fåran. Hur långt trösklarna ska sticka ut i vattendraget beror av önskad avsmalningseffekt. Finsediment bakom trösklarna koloniserades snabbt av vegetation och vattendraget smalnades av och rann fortare. Därmed slutade det att sedimentera igen och årensning behövdes inte längre. Redrawn with kind permission from the River restoration centre, UK, 2006.

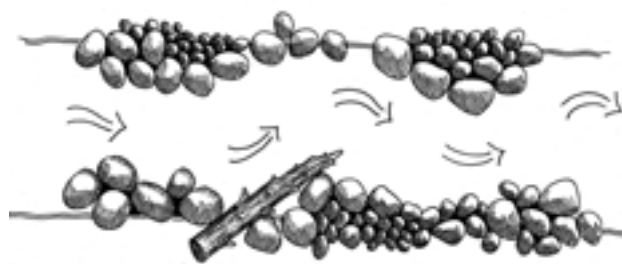
Val av arbetsmetodik

Beroende på vattendragets storlek, möjlighet att köra fram till vattnet, naturlig tillgång på material och storlek på åtgärder kan man välja att arbeta maskinellt eller manuellt. Manuellt arbete brukar vara vanligt i vattendrag med bredder under 3–7 m. Handkraft, spett, spadar och taljspel går att åstadkomma mycket med, speciellt om rensad sten ligger kvar på stränderna och tillgång finns till död ved. Detta diskuteras vidare i Kapitel 4. Generellt rekommenderas att arbetet huvudsakligen sker maskinellt.

5.10.6 Praktiska åtgärder i och utmed befintlig fåra

Avsmalning av befintlig vattenfåra

När man restaurerar fåran är det *viktigt att smalna av vattendraget* jämfört med dagens påverkade förhållanden. I och med att man smalnar av fåran kan strömmande partier bibehållas och utökas. Det finns ett flertal möjliga metoder och några av dessa visas i Figur 6–8. I princip är det upp till den egna fantasin vad man etablerar. Det bör dock vara så naturligt, funktionellt, underhållsfritt, hållbart och billigt som möjligt.



Figur 6. Vattendraget smalnas av och meandras genom bankutfyllnader. Utfyllnaderna kan göras stabila genom att kläs med pålning, stockar eller större sten. Detta är bra i vatten som blivit bredare och där man vill trycka ihop vattenflödet. Glöm inte att erosionssäkra i ytterkurvorna om vattendraget inte tillåts gå utanför dagens fåra. Lämpligen görs åtgärden inte så tydlig som i exemplet ovan. Sträva efter ett naturligt utseende. Idealt kan man enbart lägga kluster av större sten i strandkanten. Det smalnar av fåran vid lågvatten då vattenströmmen behöver samlas.



Figur 8. Ett parti av Gudenån i Danmark har smalnats av 1,5 m genom att påla i fåran och sedan fylla igen innanför. På bilderna syns att det avsmalnade avsnittet (övre bild) har högre vattenhastighet än nedanförliggande bredare partier (nedre bild). Detta har gjort att man kunnat anlägga lekområden på platsen och också erhållit god reproduktion av öring och harr (muntligen Jan Nielsen samt Nielsen 1995).



Figur 9. Stensula i Stenån, Himleås vattensystem. Stensulan är uppbyggd av natursten 120–600 mm i ca 0,7 m tjockt lager. Detta gjordes för att stabilisera mjuka sediment inom ett tidigare dammläge. Stensulan lades på stränderna upp till högvattennivån. Plats: 634037-129951, karta 5 B NO. Foto: Lars-Göran Pärklint.

I de fall man genomför mindre projekt kan det vara lämpligt att smalna av partier där man t.ex. vill anlägga lek- och upp- växtområden för strömlevande fiskar som nejonögon eller öring (Avsnitt 5.11).

Trösklar kan användas för att smalna av vattendraget och skapa habitatdiversitet. Detta sker genom att man lägger trösklar- na så högt att de sticker upp över normal- vattennivån. Generellt ger trösklar ett fult intryck i vattnet, om de inte görs mycket naturliga eller konstrueras så att de snabbt smälter in i miljön (Figur 7).

Lågvattenfåra och grundområden

I jordbruksvattendrag är det än mer viktigt än i moränvattendrag att se till att det finns en markerad huvudfåra som har vatten även vid lågvattenföring. Detta kan åstadkommas genom att i mjukare avsnitt med lera helt enkelt gräva ut en markerad fåra. Alternativt kan den skapas genom att lägga ut grus och sten (se nedan).

När man gräver en djupare lågvattenfå- ra, erhålls vid normalvattenföring en djup- fåra omgiven av grundare områden. Grunda områden är mycket viktiga för en naturlig artsammansättning och kan ge ökat skydd mot rovfisk. Många fiskarters yngel växer upp i mycket grunt vatten i vattendrag och att återskapa diversa grundområden är viktigt (Nielsen 1995).

Stensula kan krävas innan utläggning av större strukturer

Avsmalningen av vattendraget bibehåller strömmiljöer och minskar deposition av fint sediment. För att skapa ytterligare habitat- variation kan större strukturer nu tillföras.

De ska bidra till samla vattenföringen, skapa ståndplatser, öka kontakten med åplanet och skapa mer dynamik i vat- tendraget. Ofta går det inte att lägga ut sten och andra större objekt som död ved direkt på de mjuka bottenarna i ett rensat vattendrag. För att åtgärden ska bli var- aktig krävs ett stabilt underlag som inte eroderar, en s.k. *stensula* eller stötbotten. Detta stabila underlag i form av grus och mindre sten hade genom århundradena naturligt ansamlats och vaskats fram ur botten- sedimenten. Vid rensningsarbetena har detta substrat tagits bort. Innan större

sten kan läggas ut måste dessa bottenar, stensulan, återskapas. Ståndstenen utgörs lämpligen av dimensionen +120 mm, dvs. ca 120–600 mm natursten (Figur 9). I mindre vatten och lägre vattenhastigheter kan +25–100 mm användas.

Arbetsgång:

1. Arbeta vid lågvattenföring, gärna LLQ (termen förklaras i Kapitel 2)
2. Gräv undan finsediment och vegetation. Deponera massorna på land och låt rinna av 2 dygn innan borttransport.
3. Eventuell kan strandbrinken behöva släntas av. Sträva efter som mest en lutning på 1:4, men helst ännu flackare.
4. Bestäm önskad bottenprofil. Avväg med instrument och sätt upp stakkäppar som markörer.
5. Arbeta sedan uppifrån med att lägga ut sten. Tryck inte fast den, om det inte är mycket mjuka sediment som måste förank- ras inför rasrisk.
6. Lagg stensulan upp på stränderna till högvattennivån.
7. Väg hela tiden av arbetet, både med la- serinstrument på skopan och manuellt.
8. Ovanpå stensulan kan nu större sten och död ved läggas ut.
9. Beså därefter så snabbt som möjligt slän- ter och stränder för att minska erosion.

Utläggning av död ved, block och stor sten

I alluviala vattendrag är död ved ofta den enklaste och bästa större strukturen att återföra.

Den kan förankras i stränderna och behöver därmed inte en stensula. Samtidigt kan det finnas områden som naturligt är stenfattiga. Här är död ved ett naturligt val (Figur 10).

Sten och block bör läggas ut i vattendrag som har en viss strömhastighet och där sedimenten inte utgörs av sand eller finare substrat. Större sten och block i alluviala

vattendrag placeras på stensulan, helst nedtryckt eller -grävd till del. Principerna för placering av ståndsten liknar dem som gäller för moränvattendrag (Avsnitt 5.9). Önskad effekt beror på sträckans tillstånd. Sker onaturligt hög erosion kan vattenhastigheten bromsas med större strukturer, har sträckan hög deposition av sand kan man vilja öka strömhastigheten genom att smalna av fåran (se Figur 6). Större strukturer kommer att öka habitatdiversiteten och skapa höljor och ansamla sediment.

Se till att de enskilda stenarna och stengrupperna blir *självrensande*, dvs. vattenströmmarna som formas ska föra undan finsediment. Detta är viktigt i områden med hög sedimentation.

Eftersom det alltid finns risk för erosion av stränder brukar man ange att större strukturer företrädesvis ska placeras ute i strömfåran och inte strandnära. Dock kan man frångå detta om en stensula etablerats och stränderna erosionssäkrats. Naturligtvis kan man också frångå detta om man kan tillåta erosion av stränder.

En ytterligare fördel med att placera stenarna i strömfåran är att de då skapar mer turbulens. Försök att orientera stenarna så att de ligger med kortaste och spetsigaste sidan mot strömmen, dvs. lägg dem strömlinjeformat.

Hur stora stenar som läggs ut ska naturligtvis bestämmas av vad som var vanligt i det naturliga tillståndet, men en dimensionering bör också ske efter vad som ligger kvar. Man kan generellt säga att den storlek som krävs för att ligga kvar i vattenströmmen är mindre än den storlek som krävs för att strukturerna ska skapa en ökad habitatdiversitet i form av turbulens och höljor. Block på 0,6–1,5 m rekommenderas av Wesche (1985), samtidigt är en vanlig rekommendation att blocken inte bör vara större än en femtedel av fårans normalbredd (Shields 1984). Se båda rekommendationerna som ungefärliga riktlinjer. Copeland m.fl. (2001) anger som riktlinje att stenar bör kunna ligga kvar vid 10års-flödet, dvs. det högsta förväntade flödet på en 10års-period.

Råder det osäkerhet bör man dimensionera efter förväntad högsta vattenhastighet för att få de stora strukturerna att ligga kvar (Tabell 1). Överdimensionera dock inte

som princip. Det gör i regel inget om det finns en rörlighet, en dynamik.

Generellt gäller för utlagd stor sten att den här och var ska sticka upp vid normalvattenföring, men helst ej vid högvatten. Detta för att sådana strukturer vid högvatten kan ge oväntad erosion och dels kan skräp, träd och sjök av is fastna med översvämningar som följd.

I brantare vattendrag (Avsnitt 5.9) så lägger man sten i grupper för att få hållbara strukturer. Det är i regel inte nödvändigt i alluviala delar. Något exakt mönster för utläggning som ger högst tätheter av fisk finns inte påvisat (ex. Shields 1984), men ju mer mångformig botten desto fler habitat.

Tabell 1. Ungefärlig vattenhastighet som krävs för att rubba (Vc) resp transportera (Vt) olika partikelstorlekar uppe i vattenmassan (modifierad efter Gordon m.fl. 2004). Ibland kan det krävas högre vattenhastighet för att rycka loss materialet ur täta botten. Mycket material lyfts aldrig upp i vattenmassan utan studsar längs botten. Detta är alltså ungefärliga riktvärden.

Substratstorlek (mm)	Vc = Rubba botten (m/s)	Vt = Lyfta upp partikel (m/s)
10	0,5	1,1
20	0,7	1,4
30	0,8	1,7
40	1,0	1,8
50	1,1	2,0
60	1,2	2,1
70	1,3	2,3
80	1,4	2,4
90	1,5	2,5
100	1,5	2,6
150	1,9	3,0
200	2,2	3,3
250	2,4	3,6
300	2,6	3,8
350	2,9	4,1
400	3,0	4,3
450	3,2	4,4
500	3,4	4,6
750	4,2	5,3
1000	4,8	5,9

Trösklar

Trösklar kan användas för att öka variationen i djup och vattenhastighet. Trösklarna skapar en hölja nedströms, ju högre tröskel desto djupare hölja. Trösklar kan hjälpa till att stabilisera områden med hög sand- eller grusdrift, vattnets energi bromsas och styrs. Internationellt är trösklar troligen den vanligaste biotopåtgärden i alluviala vattendrag, just för att minska storskalig erosion av botten och samla grövre substrat till lekområden för fisk. Som noterats anser vi dock inte att trösklar är lika viktiga strukturer i icke-alluviala vattendrag.

Återigen påminns om att i vattendragsavsnitt som optimeras för produktion av smolt, dvs. utvandringsfärdiga laxfiskungar, strävar man ofta inte efter att få djupa höljor eller höga trösklar. Detta för att inte skapa lugnvatten som gynnar rovfisk som gädda. Låga trösklar som samlar leksubstrat och skapar ståndplatser för ungar är dock bra.

Helst bör trösklar som täcker hela vattendragets bredd bara anläggas på raka partier. Läger man trösklar i meanderbågar riskeras att erosionen i kurvans ytterkant accelererar och till slut kan kurvan ha vidgats – och tröskeln har inte längre effekt. Strukturer som skapar höljor bör anläggas med ca 5–7 vattendragsbredders mellanrum.

Risken att en tröskel undermineras är stor, speciellt om den sticker upp högt över botten. I jordbruksvattendrag kan enkla trösklar göras av tvärliggande stockar som förankras i vattendragets stränder (Figur 10). Förankringen bör vara 1–2 m in i stranden, eller 1/3 av vattendragets bredd på vardera sidan (Wesche 1985). Vill man vara säker på att undvika erosion av stränder kring tröskeln och därmed säkerställa dess funktion för lång tid kan stränderna kläs med sten, gärna en vattendragsbredd nedströms. Tänk på att trösklarna kan bli vandringshinder vid lågvatten. Lämpligen V-skärs trösklarna för att säkerställa fiskvandring.

Grävning av höljor

Man kan artificiellt skapa de höljor man vill ska finnas. De är då belägna i meanderns ytterkurva, eller i icke meanderande avsnitt på platser dit en koncentrerad vattenström kan styras. Genom en styrd vattenström kommer höljorna att hållas rena från sediment. En hölja bör grävas djupare än en tänkt linje som representerar bottenens medellutning. Att gräva höljor är meningslöst i områden med deposition av sand eftersom de snabbt fylls igen.



Figur 10. En naturlig tröskel skapad av en trädstam. Stammen håller kvar lekgrus uppströms och skapar en grund hölja nedströms. Att stammen ligger kvar beror på att den är väl förankrad i stränderna. Hade stammen lagts ut i restaureringssyfte hade man troligen också skurit ett något lägre utskov någonstans utmed stocken för att säkerställa fiskvandring vid lågvatten.

Skapande av sidolaguner

I de kanaliserade vattendragen finns det ofta få lek- och uppväxtområden för yngre fisk. Att artificiellt gräva små lekvikar kan betydligt öka fiskpopulationerna i ett kanaliserat vattendrag. En 5 m lång och 2–3 m djup vik kan skapa ett lugnare och skyddat habitat.

Öppning av bifåror

Att öppna bifåror har blivit vanligt i de större europeiska floderna för att dels öka den biologiska mångfalden, dels för att minska risken för översvämningar nedströms genom att vattenlandskapet utvidgas och därmed kan hålla mer vatten. Dessa bifåror anläggs ofta grundare än huvudfåran. Ibland designas bifåran så att den endast har vatten vid högflöden. Vid högflöden brukar det ofta bli omfattande erosion i dessa bifårors inlopp, dessutom avsätts mycket sediment i dem på grund av den lägre vattenhastigheten. Vattenhastigheten blir ju naturligt lägre i avsnitt där mer av vattnet kommer i kontakt med den bromsande botten, dessutom förekommer rikligt med vegetation i bifåror. Finns risk för mycket vegetation kan bifåror grävas djupa (2 m) för att förhindra igenväxning.

I de fall man öppnar en bifåra kan det vara nödvändigt med låga trösklar i huvudfåran för att styra över vatten till bifåran (se figur i Avsnitt 5.9).

5.10.7 Konstruktion av helt ny fåra

Bakgrund

Ofta är det inte möjligt att få tillbaka ett naturligt lopp inom dagens rätade vattendrag, speciellt om vattendraget grävts ned så djupt att det inte längre har kontakt med omgivande landskap. Det kan krävas att ett helt nytt och grundare lopp grävs. Att restaurera vattendragsfåran på en sträcka är en delikat uppgift där risken är stor att misslyckas om man gör omfattande förändringar. Speciellt när man arbetar med större vattendrag kan åtgärderna vara förknippade med stora risker i form av översvämningar, erosion och instabila fåror.

Internationellt arbetar man vid restaurering ofta med hydromorfologisk kompetens så att stabila fåror kan beräknas utgående från avrinning, sedimenttransport, lutning och substrat. Exempel på sådana manualer med komplicerade beräkningar är US Army Corps Engineers manualer över restaurering av meandrande floder (Soar & Thorne 2001, Copeland m.fl. 2001). Något enklare framställt finns det också i "The federal interagency stream restoration group" (2001) resp Rutherford m.fl. (2000).

Mycket av de tekniker som tagits fram bygger på konceptet att det finns ett visst flöde som dimensionerar och formar fåran i alluviala vattendrag. Detta flöde brukar vara det som precis når till vattendragets kanter (*bräddfullt, bankfull width*). Stiger vattnet ytterligare svämmas fåran över på åplanet och vattnets eroderade kraft minskar (Copeland m.fl. 2001). Denna bräddfulla vattennivå uppnås enligt nordamerikanska och engelska studier med 1,5–2 års intervall. Ännu högre flöden kan transportera stora mängder sediment, men förekommer så sällan att de inte är den dominanta kraften bakom fårans utformning.

För att applicera de modeller som finns över hydromorfologin behöver man fastställa vad som är bräddfull vidd. Det är ofta svårt, men olika metoder finns utgående från landskapets topografi, vegetation och förändringar i strandens sediment. Genom mätningar kan man finna den nivå där kvoten av fårans bredd och maxdjup är lägst. Det brukar sammanfalla med bräddfull nivå. Andra indikationer på bräddfull nivå är förändringar i vegetation, t.ex. träd finns i regel bara ovanför bräddfull nivå. Ytterligare indikationer är högsta höjden på sandbankar i fåran. När denna bräddfulla nivå är fastställd kan ett antal modeller appliceras för att beräkna stabil form på fåran, lämpligt avstånd mellan meandrar, vattendjup, vattenhastigheter, förväntad sedimenttransport m.m.

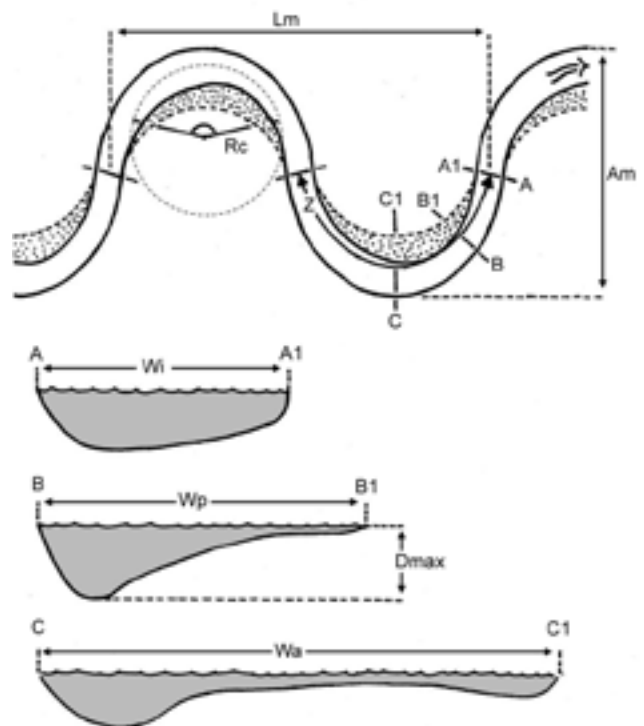
För att arbeta vidare med dessa modeller behövs grundläggande kunskap om hur meandrande fåror ser ut och deras nomenklatur (Figur 11). Den djupaste fåran i vattendraget kallas thalweg. Höljorna skapas i thalwegen i ytterkurvan (Figur 2), medan strömmande partier med hårdbotten brukar bildas mitt emellan meandrarna på

den plats där thalwegen skiftar från ena till andra stranden. Generellt anges att det är ca 11–12 gånger vattendragsbredden mellan meanderbågarna (Copeland m.fl. 2001).

Fårans form varierar naturligtvis naturligt utifrån lutning och sediment. Inom gränser från beräknade medelvärden bör en ny fåra konstrueras så att den efterliknar naturliga förhållanden, med t.ex. grundare grusbäddar mellan meanderbågarna och djupa ytterkurvor i meandern (Figur 12). Naturliga vattendrag följer naturligtvis inte den idealiserade formen i Figur 11. Ett mer varierat lopp är vanligt, dock med vissa återkommande djupförhållanden och formsymmetrier (Figur 12).

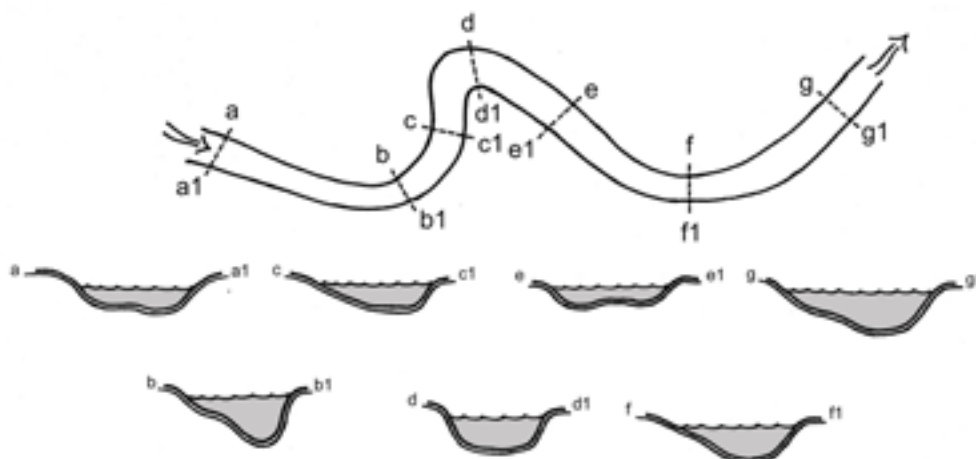
När det gäller att återskapa den naturliga slingrigheten hos jordbruksvattendrag så finns ett antal möjliga alternativ.

1. Att direkt återskapa den gamla fåran utifrån kartor och markstudier (karbonkopian). Detta kan fungera bra om hydrologin och sediment är oförändrade från det gamla tillståndet, vilket dock sällan är fallet. Påverkan i avrinningsområdet gör att den gamla fåran troligen inte längre är stabil. Det kan hända att avrinningen ökat, att sedimenttransporten ökat, att klimatet förändrats. Allt detta sammantaget kan göra att den forna fåran inte är stabil. Karbonkopian är också svår att uppnå i och med att det i regel inte finns utrymme för vattnet



Figur 11. En idealiserad bild av ett meandrande vattendrag. Bilden är inte med som ett förslag på lösning utan för att få en gemensam terminologi.

Lm = Meanderns våglängd, Z = Meanderns båg­längd som också är avståndet mellan strömsatta grundare avsnitt (riffles), Am = Meanderns vertikala utbredning, Rc = Meanderns kurvradie, v = Meanderns vinkel, Dmax = Största djupet i meandern, Wi = Fårans bredd vid meanderns inflexionspunkt, Wp = Fårans bredd vid maxdjupet, Wa = Fårans bredd vid kurvans mitt. Från Soar & Thorne 2001.



Figur 12. Ett typiskt meandrande vattendrag med de naturliga djupförhållandena i olika avsnitt. Jämför med Figur 11. Ofta gräver man inte djupförhållandena på detta sätt, det blir för kostsamt. Bättre är att eftersträva en enklare fåra men med grundmönstret, t.ex. thalwegens position, markerad. Vattendraget får sedan själv mejsla fram det slutliga utseendet.

på det naturliga sättet. Olika markägare och -nyttjanden kan göra det omöjligt att genomföra karbonkopian.

2. Att använda opåverkade avsnitt i vattendrag från samma region som modeller för den nya fåran. Man kan använda modellfårans bredd, djup, lutning och substratstorlek i det nya objektet. Detta har stor sannolikhet att lyckas i mindre objekt, kanske ett kort parti, och där modellsträckorna ligger i relativt nära anslutning till den nya fåran.

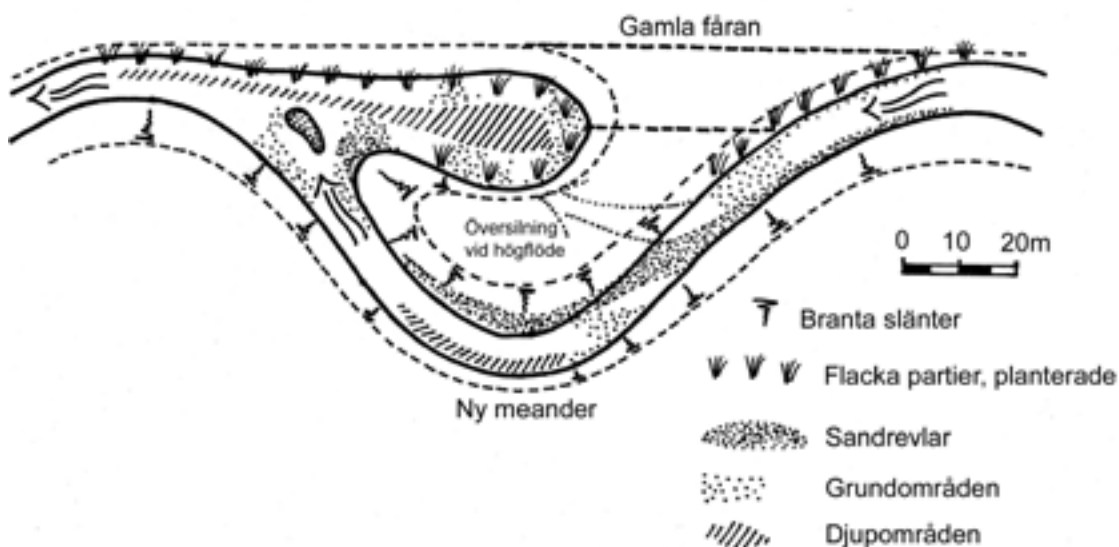
3. Modellering utifrån hydrologi och geomorfologi. Nackdelen här är att vi har ringa nationell erfarenhet. Sådana modeller brukar bara beskriva antingen bräddfullt tillstånd eller medelvattenföring, dessutom representeras sedimentet i regel bara av en medelpartikelstorlek. De modeller som finns är inte utvecklade för svenska förhållanden och har stora osäkerhetsintervall. En förutsättning brukar vara att vattendragets form bara bestäms av en eller två variabler (läs mer i ex. "The federal interagency stream restoration group" 2001). Vidare gäller modellerna enbart alluviala vattendrag med lera, sand eller möjligen grus som dominerande substrat.

Bland de datormodeller som används internationellt kan nämnas HEC-6 och TABS-2 som är fritt tillgängliga, men avser amerikanska förhållanden och enheter. Kommersiellt finns t.ex. Meander och Charima (läs mer i ex. "The federal interagency stream restoration group 2001").

Arbetsgången när man ska anlägga en ny vattenfåra med modellering bör vara:

1. Beskrivning av nuvarande geologiska och hydrologiska processer i området
2. Önskad ny form och läge planeras i landskapet.
3. Beräkning av hydrologiska konsekvenser utifrån förändrad lutning och form.
4. Beräkning av lämpligt bottensubstrat utgående från höglödessituationer.
5. Beräkning av förväntad stabilitet hos den nya fåran.

Tänk på att den nya fåran vanligtvis ska ligga högre än den gamla fåran och vara smalare.



Figur 13. Planläggning av ny meanderbåge i en rätad sträcka. En del av den gamla fåran lämnas kvar som bakvatten efterliknande en korvsjö. Genom att låta strandbrinken vara lägre uppströms bakvattnet kan höglöden strömma in. Redrawn with kind permission from the River Restoration Centre, UK, 2006.

Detta är riskfyllda projekt i områden där vattendraget inte kan tolereras vandra utanför sin nuvarande fåra och åplan. Här måste hydrologisk, geomorfologisk och ekologisk expertis anlitas.

Ytterst få projekt har genomförts hittills i Sverige för att återskapa jordbruksvattendrags slingriga lopp genom att gräva en ny fåra. Det största hittills är Klingavälsån i Lunds kommun där 2,5 km restaurerats, samt en sträcka av Smedjeån i södra Halland. Det finns inte möjlighet att gå närmare in på detta här. Vi hänvisar intresserade till de manualer som redovisats inledningsvis.

I mindre vattendrag kan man, istället för att överdriva designen, helt enkelt gräva en ny V-formad fåra och sedan låta vattnet själv detaljutforma den nya bottnen. Så skedde till exempel i Yardley Brook, England, där en 100 m lång ny fåra med 2–3 m bredd etablerades i jordbruksmark (se River Restoration Centre; Internet 2006). Efter ett år hade fåran naturaliserats, vilket dock är osedvanligt snabbt. Normalt kan det ta 8–10 år (Rutherford m.fl. 2000).

Projekt kan ibland inskränka sig till att omfatta endast en meanderfåra (Figur 13). Detta kan vara lämpligt när man inte har möjlighet att arbeta med hela vattendraget, eller när man vill prova fram lämpligt tillvägagångssätt och utformning.

Normalt kan man i områden med lerjordar förlita sig på att bottnarna förmår hålla vatten. I sandigare områden eller där det finns andra genomsläppliga jordar kan det vara nödvändigt att lägga ett lager lera som ett vattenhållande skikt (30 cm) i bottnen på den nya fåran.

Exempel på genomförda projekt

Som ett exempel kan nämnas Rind å i Danmark som har återmeandrats. Den rätade ån var 1 800 m. Efter att meandrar byggts blev den 550 m längre. Förutom nya meandrar har lekgrus lagts ut (145 m³). Lutningen på sträckningen har ändrats från 0,065 till 0,055 %. Bredden har samtidigt minskats från ca 11 m till 9 m för att bibehålla strömhastigheten. Utmed stränderna har 35 000 m³ jordmassor planats av för att få ett lägre åplan (Hansen 1996). Från Danmark finns flera andra projekt redovisade (ex Hansen 1996). En katalog och presenta-

tion över lyckade restaureringar i Danmark finns i Hansen (1996) och från England kan uppgifter erhållas via River Restoration Centre (<www.therrc.co.uk/>).

Projektet Klingavälsån beskrivs av Lunds tekniska förvaltning (hemsida <www.lund.se>; se ex Olsson 2002). Kostnaden för projektet åren 1998–2001 var 2,7 miljoner SEK. Då ingick omgrävning av 2,5 km, anläggande av en stor fångdamm, fiskväg, igenfyllning av den kanaliserade fåran, restaurering av översilningssystem, stängsling av betesmark m.m.

Amerikanska erfarenheter visar att restaureringsprojekt som syftar till att rekonstruera fåran ofta skapar ett stabilt, enkelfärgigt och meandrande lopp, dvs. trots en förbättring alltjämt ett onaturligt tillstånd (Malm Renöfält m.fl. 2006). Detta främst eftersom man inte ger vattnet det utrymme som krävs i landskapet, framför allt på grund av bebyggelse och jordbruksmark. Därmed tenderar man att skapa ett stillsamt vattendrag utan dynamik. Utan översvämningar och aktiva processer för att skapa ny fåra kommer vattendraget inte att nå god ekologisk status.

Kompletterande åtgärder

Det är väsentligt att alla projekt som syftar till att återskapa meandrande lopp också syftar till att återskapa åplanet. Se till att högföden kan komma utanför den vanliga fåran. Ge vattnet plats i landskapet! Fördelarna med detta framgår av avsnittet om våtmarker (Avsnitt 5.2).

Om det finns artificiella vallar runt vattendraget på grund av rensningsarbeten kan det vara bra att bryta dessa vallar på lämpliga ställen så att översvämning kan ske in i åplanet. Ibland önskar man att detta överspolade vatten fångas bakom vallarna för att skapa nya våtmarker, ibland kan det vara lämpligt att skapa nya brott i vallarna för att tillåta vattnet att åter hamna i åfåran (Avsnitt 5.2.7).

Generellt är utläggning av ”lekgrus” en vanlig åtgärd vid meandring av vattendrag. Dels skapar det naturliga lekplatser för flera djur, dessutom är grusbankar ofta en naturlig del av habitatet mellan meanderbågarna (se Figur 1 i Avsnitt 5.11). Utläggning av lekgrus berörs i Avsnitt 5.11. Läger man ut en grusbank som ”sticker

upp” ovanför vattendragets botten får man ofta en successivt accelererande vattenhastighet nedströms banken. Detta gör att erosion kan uppträda i de nedre delarna. Ofta omlagras sådana långa grusbänkar så att det bildas en hölja i nedre delen varefter en ny grusbänk byggs upp längre nedströms. Konsekvensen av detta är att man bör akta sig för att bygga långa och höga strukturer som kan öka vattenhastigheten alltför mycket vid högflöden.

När man anlägger en ny fåra i sedimentära jordar kommer ofta erosionen att vara hög under genomförandet och det närmaste halvåret, tills dess vegetation etablerats i slänter. Speciellt när risken för sanddrift är stor kan det vara lämpligt att tillfälligt anlägga sedimentfällor nedströms. Gräver man en hölja kommer den snabbt att fyllas med sediment och funktionen upphör snart. Finkornigare material som lerpartiklar färdas dock ofta långt nedströms och kan inte fångas upp.

Glöm inte att erosionsssäkra strandbrinkar. Det kan antingen ske med 1) indirekta metoder, 2) utformning (dvs. släntlutning), 3) armering eller 4) vegetation. Till indirekta metoder räknas att styra bort vatten från känsliga avsnitt med strukturer i vattnet. Genom utformning av framför allt släntlutning kan erosions- och skredrisk minskas. Armering görs oftast med grövre sten. Detta ger ofta ett onaturligt intryck och bör döljas så gott det går i landskapet. Ofta kan det räcka med en låg rad stenar i strandkanten, eller lämpligt placerad död ved.

En tät grässvål, gärna med stabiliserande träd, är ofta det enklaste och billigaste skyddet. Ibland hinner dock inte grässvålen utvecklas innan högflödet kommer, eller så är vattenhastigheten alltför hög. Idealt konstrueras den nya fåran i torrt skick och vegetation tillåts etablera sig innan vattnet släpps på. När det inte räcker att man kan arbeta med fibermattor eller grövre sten. Fibermattor, av t.ex. kokos, förankras i marken och kan besås med gräsfrö. Svårigheten är oftast att få dem väl förankrade. Är strandbrinken högre än ca 2 m bör alltid en skredriskanalys genomföras.

Nötboskap ses ofta som utmärkta landskapsvårdare i och med att de håller landskapet öppet. Som redovisas i Avsnitt 5.2.6 kan dock ofta strandzonen trampas sönder och sedimenttransporten till vattendrag blir hög. Strandbete måste därför regleras nog genom att stängsla mot mjuka stränder, ordna hårdbottnar där djuren ska dricka vatten och kanalisera vattenövergångar till hårda partier eller till och med bygga speciella broar.

5.10.8 Varaktighet och kostnader

Varaktighet av nya fåror är inte känd för svenska förhållanden. Danska resultat antydde tidigare en god varaktighet över minst 10 år (Hansen 1996) och efter ytterligare 10 år verkar de nya fårorna fortsatt fungera (muntligen H.-O. Hansen). När det gäller utlagda strukturer finns också väldigt lite information. I de fall strukturer lagts på en stensula visar försöken i Himleån god varaktighet, minst 10 år, troligen längre. Roni m.fl. (2002, 2005) ger bedömningar på under 10 år resp över 20 år. Osäkerheten torde bero på vilken typ av strukturer och vattendrag det gäller, samt dimensioneringen av strukturerna.

De projekt som rapporterat sina åtgärder har genomgående arbetat med grävmaskiner. Att bygga en stensula tar 5–6 h per 100 m åtgärdad sträcka i ett 3–6 m vattendrag, ca 1 h för att rensa undan gamla sediment och sedan 4–5 h för att lägga stensulan. Att återföra ståndsten med grävmaskin på en sträcka av 100 m tar ca 2 h i vattendrag på 3–6 m bredd. Därtill kommer sedan kostnader för sten, transport, arbetsledning, projektering m.m. Grävmaskin med förare kostar 700–900 SEK/h.

I Åtgärdsdatabasen anges mediankostnaden för 80 projekt till 48 000 SEK per km. Beräknat per kvadratmeter motsvarar detta 7 SEK. Läs mer i Avsnitt 5.9.8.

Inköp av natursten och transport kan bli dyrt, speciellt för projekt i otillgängliga sträckor i större vattendrag. Priset på natursten varierar mellan 200–500 SEK per m³.

5.10.9 Källor och underlag

- Binder, W., 2001. River restoration in Bavaria. Sid: 223-229. Ur: River restoration in Europe – practical approaches. Proceedings. RIZA-rapport 2001:023, Holland, 343 s.
- Brookes, A., 1987. The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated rivers*, 1:3-16.
- Copeland, R.R., McComas, D.N., Thorne, C.R., Soar, P.J., Jonas, M.M. & J. B. Fripp, 2001. Hydraulic design of stream restoration projects. US Army Corps of Engineers. ERDC/CHL Tr-01-28, 172 s. Återfinns på: http://wildfish.montana.edu/manuals/Hydraulic_Design.pdf
- Doll, B.A., Grabow, G.L., Hall, K.R., Halley, J., Harman, W.A., Jennings, G.D. & D. E. Wise, 2003. Stream restoration – a natural channel design handbook. North Carolina stream restoration institute, 164 s.
- Gordon, N., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. & R. J. Nathan, 2004. Stream hydrology. An introduction for ecologists. Second edition, John Wiley & Sons Ltd, 429 s.
- Gortz, P. 1998. Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community of the River Esrom, Denmark. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.*, 8(1):115-130.
- Grann, E., 2003. Restaureringar av vattendrag – redovisning av enkät. Riksantikvarieämbetet, kunskapsavdelningen PM 2003:2, 14 s.
- Halldén, A., Liliengren, Y. & G. Lagerqvist, 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Hansen, H.O. (Red.), 1996. Vandlöbsrestaurering – eksempler og erfaringer fra Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, 136 s. Faglig rapport fra DMU nr 151.
- Harrison, S.S.C., Pretty, J.L., Shepherd, D., Hildrew, A.G., Smith, C. & R.D. Hey, 2004. The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 41(6): 1140-1154.
- Harper, D.M., Randall, S. & E. Taylor, 1994. Ecological appraisal of fisheries restoration techniques in lowland rivers. *Pol. Arch. Hydrobiol.* Vol. 41(3):323-330.
- Kullander, S.O., 1998. Åtgärdsprogram för bevarande av sandkrypare. Fiskeriverket & Naturvårdsverket, 15 s.
- Malm Renöfält, B., Hjerdt, N. & C. Nilsson, 2006. Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv. En syntes från "Second International Symposium on Riverine Landscapes", 2004. Naturvårdsverket rapport 5565, 78 s.
- Moerke, A.H. & G.A. Lamberti, 2003. Responses in fish community structure to restoration of two Indiana streams. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 23(3):748-759.
- Nakano, D. & F. Nakamura, 2006. Responses of macroinvertebrate communities to river restoration in a channelized segment of the Shibetsu River, northern Japan. *River Res. Appl.* vol. 22(6):681-689.
- Nielsen, J. 1995. Fiskenes krav till vandløbenes fysiske forhold. Miljøprojekt nr 293, Miljøstyrelsen, Danmark, 129 s.
- Olsson, A., 2002. Klingavälsåns dalgång. Lokala investeringsprogrammet i Lunds kommun. Slutredovisning för åtgärd nr 10. PM Tekniska förvaltningen, Park- och Naturkontoret, Lund, 13 s.
- Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., Pess, G., Pollock, M. & D.M. Bartlett, 2005. Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper 484, 116 s.
- Rutherford, I.D., Jerie, K. & N. Marsh, 2000. A rehabilitation manual for Australian streams. Cooperative research centre for catchment hydrology, volym 1, 189 s, volym 2 399 s. Återfinns på <www.rivers.gov.au/publicat/rehabmanual.htm>.
- Shields, F.D., 1984. Design of habitat structures for open channels. *J. of Water Resources Planning and Management* 109(4):331-344.

Soar, P.J. & C. R. Thorne, 2001. Channel restoration design for meandering rivers. ERDC/CHL CR-01-1, Coastal and hydraulics laboratory, US Army Corps of Engineers. 454 s. Återfinns på: http://wildfish.montana.edu/manuals/Channel_Restoration_Design_for_Meandering_Rivers.pdf

The federal interagency stream restoration group, 2001. Stream corridor restoration – Principles, processes and practices. Återfinns på: www.usda.gov/stream_restoration. 270 s.

Wesche, T.A., 1985. Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat. Ur: The restoration of rivers and streams: theories and experience. Ed. J.A. Gore, sidor 103-163. Butterworths Publ., Boston.

5.1 1 Etablering av lekområden för strömlekande fisk

Erik Degerman

5.11.1 Naturlig förekomst och funktion av lekbottnar

Laxfiskars lekbäddar, dvs. botten där rommen deponeras, ska skydda rommen under vintern, dels från att spolats bort, dels från infrysning och rovdjur (predatorer). Samtidigt ska lekbottnarna vara så stabila att de stannar på plats och rommen inte krossas. Dessutom ska de vara så genomsläppliga att friskt vatten förs in och partiklar samt avfallsprodukter förs ut, slutligen ska även ynglen kunna finna en väg upp ur botten. Alla dessa krav gör att mängden bra lekbottnar för de krävande laxfiskarna är naturligt begränsad. Därutöver har våra ingrepp i vattendragen ytterligare begränsat mängden bra lekbottnar. På flera ställen i denna manual har vi diskuterat vad som hänt med de finare partikelfraktionerna, som grus, i våra vattenlandskap. I moränvattendragen har efter rensningar vattenhastigheten ökat och finare material som grus spolats nedströms till selpartier eller skakats ner i botten under grövre material. En del av gruset har också använts för att täta olika flottledskonstruktioner. I mindre vattendrag i kust- och jordbrukslandskapet har leksubstraten helt enkelt grävts upp vid dikesrensningar, samtidigt som andra områden kan ha sedimenterat igen med sand.

Ju fler bra lekbottnar det finns, desto tätare populationer finns det av öring (Palm m.fl. 2006) och lax (Beland 1996). För att studera hur det ser ut i tillgängliga svenska data utvaldes samtliga ($n = 5\,020$) elfiske-

tillfällen i Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) i små avrinningsområden ($<10\text{ km}^2$) undersökta under perioden juli-augusti och där strömlevande öring fångats (dvs. ej vandrande bestånd). Tätheten av årsungar och äldre öring var signifikant högre på lokaler som hade grus som ett av de tre mest dominerande substraten på lokalen än på lokaler utan grus. För strömlevande öring är grus ett förväntat leksubstrat. Grus fanns på 44 % av undersökta lokaler. Mediantätheten av årsungar av öring var 2,5 på lokaler utan grus och 3,6 öringar per 100 m^2 på lokaler med grus. För äldre öring var motsvarande värden (median) 5,4 respektive 6,5. Skillnaderna var statistiskt signifikanta. Även om tätheterna av öring var låga (troligen på grund av en komplex mängd faktorer som avsaknad av död ved, försurning, rensningar, vandringshinder m.m.) så var ändå tätheterna 44 % respektive 20 % högre på lokaler med lämpligt leksubstrat som ett av de dominerande substraten.

Lekområden för laxfisk, dvs. strömsatta och stabila botten med grus och sten utan alltför hög inblandning av finpartikulärt material har dock blivit en "bristvara" i vattenlandskapet i många områden (Merz m.fl. 2004, Nilsson m.fl. 2007, Palm m.fl. 2006). Vid restaureringsarbeten i de större älvarna är partikelfraktioner under 5 cm sällsynta i strömområden (muntligen Daniel Holmqvist). Exakt hur mycket strömsatta lekbottnar det fanns förr i vattenlandskapet är inte känt, men det borde vara möjligt att jämföra med hur det ser ut i fysiskt opåverkade vattendrag.

De strömsatta grunda lekområdena är viktiga för många fler arter än just öring och lax, exempelvis ligger lekområden för de rödlistade arterna asp (Berglund 2004) och flodnejonöga (Ljunggren 2007) ofta i samma områden. Ett flertal andra fiskarter leker också på liknande substrat, t.ex. harr, id, färna, elritsa, vimma, stäm, lake, grönling, nissöga samt berg- och stensimpa (se Avsnitt 5.11.5). De strömsatta grus- och stenbottarna är också viktiga för många bottenjur, typiskt dag-, bäck- och nattsländor.

5.11.2 Generell metodik

Man kan återskapa och restaurera lekområden för laxfisk och andra strömlökande arter genom sex huvudmetoder;

- 1) Genom att för hand eller maskinellt blotta och rensa det lekgrus som finns begravt under stenpälsten i vattendrag med ensartat substrat och hög vattenhastighet (Palm m.fl. 2006).
- 2) Genom att för hand rensa ur finpartikulärt material i bottenarna (ex. Shackle m.fl. 1999).
- 3) Genom att flytta lekgrus inom vattendraget, t.ex. från selområden eller mynnningar av mindre vattendrag till nya lekplatser.
- 4) Genom att placera ut större strukturer som eroderar fram och samlar leksubstrat samtidigt som fina partiklar sköljs undan (ex. House 1996). Typiska sådana strukturer är utläggning av block (Avsnitt 5.9) eller död ved (Avsnitt 5.4). Alternativt ökas vattenhastigheten genom att smala av vattendraget (Avsnitt 5.10).
- 5) Genom att tillföra lekgrus och stabilisera det på lämpliga platser (ex. Scruton m.fl. 1997).
- 6) Genom att tillföra lekgrus punktvis och sedan låta vattendraget sprida och fördela materialet.

Vilken metod som väljs beror naturligtvis på de naturliga förutsättningarna. Ofta kombineras metoderna 1–3 ovan om leksubstrat finns i vattendraget. Man kan därvid arbeta med att vaska fram och rensa gruset i vattendraget, eller lyfta upp massorna och sålla dem genom ett såll strandnära (ex. Gran 1999).

Ska vattendraget även biotopvårdas genom utläggning av block och död ved kan konstruktion av lekområden ske kopplat till detta (4). Saknas leksubstrat helt i vattendraget, och detta anses vara ett onaturligt tillstånd, måste sådant tillföras utifrån (5).

Man har i ett antal projekt i USA lagt ut stora strandområden med lämpligt lekgrus på platser utmed vattendrag (s.k. gravel nourishment areas). Sedan är det tänkt att högföden ska transportera detta grus och fördela till lämpliga ställen (6). Idén är att efterlikna naturliga förhållanden, speciellt i områden där sedimenttransporten störts av dammar. Metoden kan vara kostnadseffektiv, men substratet blir mycket rörligt initialt vilket kommer att ge problem med romdödlighet och bildning av grusbankar med översvämningar som följd. Ännu är metodiken inte tillräckligt utprovad för att kunna rekommenderas.

Observera att lekområden inte ensam tillgodoser öringars eller laxars behov under livet. Som nämnts flera gånger behövs ett komplext habitat med både grunda och djupa områden. Den första sommaren när ungarna etablerar sig i sitt nya habitat krävs ofta grunda svagt strömsatta partier. Laxungar tål något mer strömhastighet än öringungar, men för båda arterna är lämpliga djup ca 0,1–0,4 m med en vattenhastighet på 0,2–0,5 m/s.

5.11.3 Förberedelser

Primärt krävs som alltid vid åtgärder goda inventeringar av vattendraget och kantzonen, t.ex. biotopkarteringen (Halldén m.fl. 1997) som återfinns i "Handboken för miljöövervakning" (<www.naturvardsverket.se>). Vid biotopkartering kvantifieras och klassas olika lekområden för laxfisk. Man får därmed ett direkt mått på förekomst och behov av lekområden. Observera att tunnare skikt (<10 cm) med lämpligt bottenstruktat inte bör klassificeras som lämpliga lekområden. För ett fullgott leksubstrat krävs 20-30 cm mäktighet för lax och öring. Naturligtvis kan standardiserade elfisken också visa var det finns områden med svag föryngring. Kombinationen av biotopkartering och elfisken ger ett bra beslutsunderlag.

Föreligger ett behov av nya lekområden får ytterligare inventeringar ske i det aktuella området. Eftersök då var det finns lämpligt substrat ansamlad, t.ex. under stenpälser, nedströms forsar, i selområden och vid åmynningar. En hel del av det finare materialet kan också ha lagts upp utmed stränderna. Ofta blir det stora grumlingar om detta läggs tillbaka, men grumlingarna har bara en kortvarig effekt. Det kan vara väl värt att överväga att lägga tillbaka detta lekgrus och samtidigt få med material som tätar botten.

I samband med denna inventering lokaliseras lämpliga områden för nya lekområden. Det är ofta inte nödvändigt att mäta vattenhastigheten för att se vilka fraktioner som kan ligga kvar. Detta eftersom man vid konstruktion av lekområden måste se till att anpassa vattenhastigheten över lekbotten, dvs. man skapar den lämpliga vattenhastigheten. Dock kan det vara av intresse för planeringen och uppföljning att se vilka partikelfraktioner som krävs för att ligga kvar vid högflöden (Tabell 1).

Tabell 1. Ungefärlig vattenhastighet som krävs för att rubba (Vc) resp transportera (Vt) olika partikelstorlekar uppe i vattenmassan (modifierad efter Gordon m.fl. 2004). Ibland kan det krävas högre vattenhastighet för att rycka loss materialet ut täta botten. Grövre material lyfts i regel aldrig upp i vattenmassan utan studsar längs botten. Detta är alltså ungefärliga riktvärden.

Substratstorlek (mm)	Vc = Rubba botten (m/s)	Vt = Lyfta upp partikel (m/s)
10	0,5	1,1
20	0,7	1,4
30	0,8	1,7
40	1,0	1,8
50	1,1	2,0
60	1,2	2,1
70	1,3	2,3
80	1,4	2,4
90	1,5	2,5
100	1,5	2,6
150	1,9	3,0
200	2,2	3,3
250	2,4	3,6
300	2,6	3,8
350	2,9	4,1
400	3,0	4,3
450	3,2	4,4
500	3,4	4,6
750	4,2	5,3
1000	4,8	5,9

Att observera!

De flesta restaureringsåtgärder i denna manual berör kulturmiljövärden, som också omfattas av bevarandemålen i Levande sjöar och vattendrag. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur du ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden, eventuella erforderliga tillstånd etc. Läs mer om detta i Kapitel 1-4.

Känner man till vattnets medelhastighet (V) kan man grovt skatta att hastigheten ovan botten är 70 % av medelhastigheten ($V_b = 0,7 \times V$). Mäter man medelpartikelstorleken i substratet kan bottenstabilitetens stabilitet beräknas som förhållandet mellan V_c (Tabell 1) och V_b :

Relativ bottenstabilitet = V_c/V_b

Vid värden över 1,0 förväntas botten vara stabil. Antag att en lekbädd planeras med en medelkornstorlek på 30 mm. Vid högvatten skattas vattenhastigheten på platsen till 1,0 m/s. Kommer en sådan lekbädd att vara stabil?

V_c = ur Tabell 1 = 0,8

$V_b = 0,7 \times V = 0,7 \times 1,0 = 0,7$

Relativ bottenstabilitet = $V_c/V_b = 1,3$

Troligen kommer botten att vara stabil, speciellt om substratet utgörs av en blandning av kornstorlekar. Skulle medelkornstorleken minskas till 10 mm blir den relativa bottenstabiliteten ca 0,8 och botten instabil.

Det är ofta inte möjligt att säga exakt var lekområden låg förut i vattendrag och sjöar. Vanligen är strukturer som forsnackar och större sten borta så det är inte möjligt att restaurera på plats. Vi får acceptera att nya lekområden kommer att etableras på platser där de kanske aldrig legat på grund av att de nya fysiska förutsättningarna och avsaknad av historisk information gör det omöjligt att återskapa på det exakta läget. Här är det således tillåtet med ersättningshabitat, dvs. att helt nya områden tas i anspråk. Detta får dock aldrig ske så att områdets naturliga biologiska mångfald påverkas negativt.

I de fall de arter som berörs är speciellt skyddsvärda och restaureringsåtgärderna bara omfattar delar av vattenlandskapet kan det vara tillrådligt att optimera lekhabitatet för arten om det kan anses begränsande. Detta kan ske genom att anlägga lekbottnar i större utsträckning än vad som troligen varit fallet i det opåverkade tillståndet. En hotad art eller stam kan därmed öka sin reproduktion i det åtgärdade området och därmed bevara sin genetiska variation och kanske även besätta icke restaurerade vattenobjekt i större utsträckning. Återigen, detta får endast ske om ekosystemets naturliga funktion och biologiska mångfald ej störs.

De nya lekbottnarna bör läggas i stabila vattenavsnitt och nära lämpliga uppväxtområden. Bra platser är nedströms sjöar eller sel eftersom de stabiliserar vattenföringen, minskar risken för isbildning och minskar mängden finpartikulärt material. Självklart bör bottenarna anläggas i lämplig vattenhastighet och på områden som inte utgör sedimentationsområden för finpartikulärt material. Observera att öring företrädesvis leker i de mindre biflödena, medan lax ofta leker i huvudfåran till större vattendrag. När vattendragsbredden överstiger 6–10 m så söker öringen hellre upp biflöden.

För praktiskt tillvägagångssätt med tillstånd från markägare, samråd, eventuell maskinell utrustning, hänsyn m.m. hänvisas till de föregående båda avsnitten, samt Kapitel 4. Här vill vi dock betona vikten av att ha värderat de områden som kommer att grävas om eller täckas med leksubstrat. Tåta bestånd av stormusslor får inte påverkas. I glesa bestånd utan föryngring kan de enstaka musslorna flyttas för hand innan arbetet och sedan läggas tillbaka. Försök också att bevara t.ex. mossbevuxna stenar eftersom mossan ofta har en artrik fauna.

5.11.4 Lekbottnar för lax och öring

Naturliga lekplatser

Laxfiskar har relativt få ägg per hona och gör således en stor investering i varje ägg. Mängden ägg kan vara 1 000–1 800 per kg hona. Äggen ska vanligen ligga begravda i bottensubstratet över vintern och honan är därför noga med val av lekplats. Varmvatensarter som leker på våren, t.ex. karpfiskar, har istället väldigt många ägg och valet av lekplats är inte lika kritiskt eftersom de har många ägg som utvecklas fort.

Öringars och laxars lekplatser i vattendrag styrs av bottensubstrat, vattendjup och vattenhastighet. Generellt väljer större fiskar mer strömt och djupare vatten samt grövre substrat än mindre fisk (se Palm & Östergren 2006). Det är större skillnader i val av lekplats mellan honor av olika storlek, än mellan arterna lax och öring (se Heggberget 1987, Keeley & Slaney 1996).

Honan kan söka av stora områden av vattendraget innan hon bestämmer sig för ett bra lekområde. Exakt hur honan väljer lekplats är inte känt. Troligen väljs plats utifrån den mest gynnsamma kombinationen av djup, bottensubstrat och vattenhastighet, istället för att välja en plats där någon av faktorerna är mest optimal (Shirvell & Dungey 1983). En ytterligare faktor som verkar ha betydelse är hyporheiskt flöde, dvs. rörlighet hos vatten nere i bottarna. Det är viktigt att bottensubstratet tillåter god vattengenomströmning. Ju större inslag av finpartikulärt material, desto sämre flöde och desto sämre överlevnad (McNeil & Ahnell 1964). Man kan därför använda mängden finpartikulärt material (<2 mm) som ett mått på flödet. Mängden bör utgöra mindre än 5–8 viktsprocent av substratet (Nielsen 1995, Moir m.fl. 1998). När laxhonor gräver en lekgröp ses de ofta backa fram och tillbaka över gropen och liksom ”känna efter” med stjärtfenan hur vattenströmmen är i bottarna. Honornas grävbetenden bidrar bland annat till att luckra upp och skölja ur finsediment ur bottarna (Scott m.fl. 2005).

Bottensubstratet i lekområden för öring har vid olika studier varit av 6–81 mm medelkornstorlek (Näslund 1992). Mindre (20–30 cm) stationär öring i skogsvattendrag torde föredra i nederkant av detta intervall (ca 10–20 mm; Shirvell & Dungey 1983). För medelstor (40–60 cm) vandrande öring kan ett leksubstrat upp till 50–60 mm användas, medan större öring kan nyttja upp till 70–80 mm (ex. Kondolf & Wohlman 1993). Ett bra riktvärde på leksubstratet är dock ofta med en dominans av 10–50 mm. Enstaka större sten används för att stabilisera bottnarna. Är vattenhastigheten högre på den lämpliga platsen för en lekbotten bör grövre material användas, t.ex. krävs ofta detta vid restaurering av laxlekplatser i de större älvarna.

Vattendjupet på leklokalen brukar vara i intervallet 5–65 cm (Gibson 1993, Nielsen 1995, Moir m.fl. 1998). Lax kan leka ned till flera meters djup (Sömme 1954). Honorna föredrar att leka i områden med accelererande vattenhastighet (Keeley & Slaney 1996), troligen för att risken för igenlamning är mindre där samtidigt som nedströmning av vatten i botten är hög. Typiska platser är i övergången mellan höljor och strömsträckor eller forsnackar. Lek sker ej vid vattenhastigheter under 0,2 m/s och en övre generell gräns kan sägas vara 0,9 m/s, men huvudsakligen sker lek i ett snävt intervall, ca 0,25–0,5 m/s (Ottaway m.fl. 1981, Gibson 1993, Nielsen 1995, Moir m.fl. 1998, Bardonnnet & Baglinière 2000). Det är viktigt att hastigheten håller sig i detta intervall även på våren när ynglen kryper upp ur bottarna för att finna en egen ståndplats. Blir vattenhastigheten för hög spolas ynglen nedströms och många omkommer. Vid jämförelse av hur ynglen sprids av vattenströmmarna har man visat att, i biotoprestaurerade vattendrag sprids inte ynglen så mycket, eftersom vattenhastigheten dämpats och överlevnaden blir därför högre (Palm m.fl. 2007).

Äggen begravs 10–30 cm ned i bottensubstratet, ju större hona desto djupare. För en laxhona är lekbädden normalt 1–4 m² (Keeley & Slaney 1996, Bardonnnet & Baglinière 2000), och för mindre strömlevande öring ca 0,5–1 m² (Grost m.fl. 1990, Nielsen 1995).

Tabell 2. Normalvärden för leksträcker för öring och lax. Ju större fiskar desto högre vattenhastighet, djup och ju grövre substrat (övre värden angivna inom parentes).

Vattendjup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Dominerande substrat (mm, diameter)	Andel (vikt %) fint (<2 mm) material
0,1–0,7	0,2–0,5 (-0,6)	10–50 (-80)	<10 %

Det är vanligt att laxfiskars honor leker i samma område efter varandra. De senare lekande honorna kan därvid gräva sönder och oavsiktligt döda tidigare lagd rom. Ibland kan också större havsöring och lax leka på exakt samma områden, skilda i tiden av kanske bara någon vecka. Självfallet minskar risken för omgrävning i redan använda lekgröpar med en större mängd leksträcker.

Generella riktlinjer för anläggande av lekbottnar

- Lekbottnar för lax och havsöring bör vara minst 30 cm djupa. För säkerhets skull kan bottnarna byggas 50 cm djupa. För strömlevande mindre öring kan 15–20 cm vara tillfyllest.
- Grovleken på materialet bör vara i intervallet 10–50 mm, med ett inslag av grövre material för att stabilisera bottnarna. Från grustäcker finns ofta 8–16 mm, ärt-singel, 16–32 mm, finsingel, samt 32–64, grovsingel, att tillgå. Lämpligt leksubstrat i något större vatten fås genom att blanda 16–32 med 32–64 mm, lämpligen i proportionerna 2:1.
- Det är viktigt att inte använda för rundat svallat grus som blir lätttröligt. På samma sätt är det viktigt att ha varierade fraktioner i bottnarna, vilket gör dem stabilare.
- Kross- eller sprängmaterial ska inte användas på grund av risk för skador på lekande fisk.
- Vattendjupet bör vara i intervallet 0,1–0,7 m för öring, men kan vara något djupare för stor havsöring och lax.
- Lämpliga platser för anläggning av lekbottnar är sådana där materialet ligger kvar och samtidigt har tillräcklig vattenström för genomsköljning av bottnarna. Uppströms forsnackar, i skydd av större stenar, i åutlopp, i sidogrenar och ned-

ströms sjöar är alla bra lägen. I alluviala vattendrag, dvs. i princip vattendrag med finkornigt bottensubstrat, anläggs leksträcker mellan meanderbågarna (Figur 1).

- Välj gärna platser högt upp i strömsträckorna så att grus som spolats bort kan återsedimentera och bilda nya lekbäddar nedströms. En ytterligare fördel är att ynglen ofta sprids nedströms.
- I anslutning till lekplatserna är det bra om det finns närhet till skydd för lekfisken, exempelvis en hölja, sten eller grövre död ved. Dessutom ska det finnas lämpliga grunda och svagt strömsatta uppväxtområden för yngel och årsungar bredvid och nedströms.
- Vattengenomströmningen tillförsäkras genom att gynna hyporheiskt flöde, dvs. flöden i substratet. Detta görs antingen genom att etablera lekbäddar i områden med uppströmmande grundvatten, eller vanligare genom att styra vattnet och tvinga ned det i bottnarna genom sten och andra strukturer.
- Vattenhastigheten över bottnarna bör vara i intervallet 0,2–0,5 m/s.
- Målsättningen bör vara att lägga ut minst en lekbädd (helst minst 1 × 3 m; 3 m² yta) på varje uppväxtområde och minst en lekbädd av denna storlek per 50 m strömmande vattendrag. I bredare vatten (>5 m) krävs troligen mer och större lekbäddar, men inga riktlinjer finns etablerade. Riktlinjer (Nielsen 1995, Gran 1999) anger lekbäddar om 3–5 m längd i små vattendrag och 5–15 m i större vattendrag. Används denna storlek bör lekbäddar kunna anläggas med 100–200 m mellanrum (Nielsen 1995).
- Alla lekbäddar som anläggs bör återbesökas efter ett år för att se hur strukturerna klarat högflöden och lekaktiviteter. Detta bör läggas med i projekteringen.
- Generellt bör arbeten utföras vid lågvatten om syftet är att restaurera mindre vatten och finare strukturer som lekbottnar. Då kan man säkerställa att utformningen blir sådan att sedimentdeposition ej sker i grusbäddarna, samt att lekbottnarna inte ligger torra. Ett bra leksträcke sandar inte igen. Sandar bottnarna igen då ligger dom fel helt enkelt, alternativt får man styra över mer av vattenflödet över dem.



Figur 1. Grusbankar ligger i området exakt mellan meanderbågarna i Frösvidalsån, Närke. Ska nya grusbankar etableras för lek är detta rätt område. Här ser man dock att vid lågvatten är grusbankarna till stor del torrlagda på grund av låg vattenföring i kombination med vattenreglering uppströms.



Figur 2. Fyra specialutvecklade redskap för Hartijokki-metoden vid etablering av lekbottenar för öring. Med de två mittersta redskapen (kratta resp spett) luckras botten upp och större sten och block flyttas. Det högra redskapet (sikten) används sedan för att ta bort mindre sten som anses för stora (>5 cm) som leksubstrat. Det vänstra redskapet (skyffel) används för att sälla ut och flytta lämpligt lekmaterial. Detta flyttas till den nya lekbotten. Redskapen kan man tillverka själv eller beställa på hemsidan för Nilivaara sportfiskeklubb (www.kalixriver.se/inter/nilivaara/).

Hartijokkimetoden

Hartijokkimetoden (HM), som tagits fram av Nilivaara sportfiskeklubb (www.kalixriver.se/inter/nilivaara/), baseras i huvudsak på handkraft, men maskinell hjälp vid t.ex. uppluckring av bottenar och flytt av lekgrus är lämpligt. HM bygger på att lekgrus skakats ned i rensade vattendrags bottenar under ett mer eller mindre armerat övre skikt av större sten, ”stenpälsen”. Bottenarna luckras upp och ”stenpälsen” flyttas undan (Figur 2, 3). Under arbetet kommer finpartikulärt material att sköljas nedströms. Därefter sällas alltför för stora stenar (>5 cm i diameter) bort. Ett antal av dessa stora stenar sparas dock för att stabilisera lekbottenen. De stenar som inte används läggs nedströms. Därigenom skapas ett grunt och varierat uppväxtområde för ung fisk.

Slutligen sällas lekmaterial fram och flyttas till områden strax uppströms fors-nackar eller trösklar. Dessa trösklar kan

enkelt konstrueras på plats om sådana strukturer saknas. Man lägger då ett antal större stenar nedströms och utmed sidorna av lekbädden i form av en hästsko (Figur 4, Palm m.fl. 2006). Placeringen görs främst för att kvarhålla substratet, men också för att få lämplig vattenhastighet och djup över lekbädden. Dessutom skapar dessa stenar mer hyporheiskt flöde, flöden i bottenen. Det är viktigt att luckra upp bottenarna tillräckligt djupt. Målet är att skapa en lätt penetrerad bädd på 30 cm djup.

Lekbäddarna brukar vara ca 2–3 m långa och 1 m breda (ca 2–3 m²) när de görs enbart med handkraft. Används grävmaskin för uppluckring av bottenar och flyttning av sten kan de enskilda lekområdena bli dubbelt så stora. Om lekbädden görs 1 × 3 m och med ett djup på 0,3 m åtgår ca 1 m³ grus per lekbädd.

Metoden lämpar sig för mindre vattendrag, eller flackare, men strömsatta, strandnära partier av större vattendrag.



Figur 3. Etablering av lekbotten enligt Hartijokkimetoden. Uppströms grävs och sållas lekgrus fram och läggs sedan precis nedom forsacken nedströms. Vid forsacken har ett antal större stenar/block lagts för att hålla kvar lekgruset. Joel Berglund i bakgrunden står på dessa stenar/block.



Figur 4. Lekbotten färdigställd. Personen står på de större stenarna som lagts nedströms för att kvarhålla leksubstratet. Dessa stenar läggs i en gles hästskoform nedströms och utmed sidorna. Ibland kan man behöva styra in vatten över lekbotten med hjälp av större sten uppströms. Se till att lekbotten inte ligger så högt att den kan bottenfrysas vintertid.

Skålmetoden

I Himleån, 4-8 m bred, har Varbergs flugfiskeförening tagit fram en metod för etablering av lekbottnar för lax och öring genom tillförsel av lekgrus utifrån. Lekgruset skaffas från lokala grustag och man försöker få fram ett blandat material med +25–110 mm i diameter. Eftersom det är lax och havsöring som dominerar i vattendraget samtidigt som sandtransporten är stor brukar medeldiametern på lekgruset vara i intervallet 40–80 mm. Därmed riskerar man inte att bottenarna sätts igen av sanden. I mindre, 0,5–2 m, bivaattendrag används finare fraktioner på lekgruset, vanligen 16–32 mm.

Platsen för lekbottnen brukar ligga på 0,3–0,5 m vattendjup och i områden där vattnet vid lågvattenföring ”gör att stövelskaften fladdrar” (ca 0,3 m/s). Arbetet sker vid lågvattenföring. En grop grävs ut försiktigt med en grävmaskin så att en stor skålformad grop skapas. Denna brukar vara minst 3 m lång och minst 1 m bred. De största anlagda skålgroparna har varit ca 300 m². Genom skålformen förs ytvatten naturligt ned i botten och strömmar sedan upp ur botten. Samtidigt ligger lekbädden skyddad vid högflöden. Precis som vid Hartijoki-metoden förankras lekbädden med ett antal stora ståndstenar nedströms och eventuellt vid sidorna. Dessa stenar bidrar också till att tvinga ned vatten i botten, dvs. ger en god genomströmning. Till en liten lekbädd (1 × 3 m) går det åt 1 m³ naturgrus i fraktionen +25–110 mm.

Stora lekområden eftersträvas eftersom man har rika laxfiskbestånd och risken annars är att flera honor leker på samma plats. Det är inte ovanligt med anlagda lekområden på 50–200 m². Stora områden är generellt billigare än små att anlägga med denna teknik, dessutom ligger de stora områdena ofta stabilare. Hela områdena utnyttjas av lekande fisk enligt fältobservationer.

Naturligtvis behöver man inte gräva ur bottenarna om det finns naturliga lägen mot forsackar där gruset kan ligga kvar. Se dock till att lekbädden inte sticker upp ovanför bottennivån, eljest samlar den på sig sediment och spolats lättare bort.

Load-on-top

Det är vanligt att lägga ut lekgrus direkt ovanpå befintlig botten. Det måste då ske i anslutning till strukturer som håller kvar lekmaterial, t.ex. död ved, stenar, forsackar eller stränder (Figur 6, 7, 8). Metodiken skiljer sig från HM i och med att man tillför grus utifrån, och skiljer sig från skålmetoden genom att man använder naturliga svackor och nackar. Fördelen med metoden är att det går snabbt och är billigt, nackdelen är att bottenarna ofta flyttas efter högflöden. Dessutom kommer uppstickande strukturer att få väldigt hög sedimentation. Danska studier har visat att sådana här lekbänkar fungerar bäst om en sedimentfälla anläggs uppströms (Nielsen 1995). Det är således viktigt att så långt möjligt sträva efter att få lekbädden på samma nivå som övrig botten. Det är också viktigt att lekbädden ges en våld profil som ger god inströmning av vatten i uppströms del.

Metoden går att använda i både små och stora vattendrag. Helst bör det vara liten drift av fina partiklar som sand, och gärna inga extrema högflöden. Metodiken lämpar sig därmed bäst i sjörika system, eller nära nedströms sjöar. I ett antal projekt har lekgruset flugits in med helikopter och sedan spridits för hand. Oavsett fördelarna med snabb anläggning av lekområden och låga kostnader finns flera exempel på att bottenarna blivit för rörliga och spolats nedströms. Metodiken rekommenderas endast då en noggrant manuellt arbete sker för att säkerställa att leksubstratet förankras på lämpligt sätt.

Inblandning av kalkgrus

I försurade vattendrag dör rom och yngel av öring och lax av en kombination av lågt pH och höga aluminiumhalter. Kalkning av sjöar, våtmarker och med hjälp av doserare har oftast givit förbättrad vattenkvalitet och god överlevnad för fisk och botten djur. I några fall har dock vattnen varit svåra att kalka, t.ex. på grund av brist på sjöar och våtmarker uppströms, eller genom att våtmarkerna är skyddsvärda och inte får kalkas. Det har då och då under de senaste 30 åren diskuterats möjligheten att blanda in kalk i laxfiskarnas lekbottnar för att ge en lokal höjning av pH-värdet.

Kalkgrus har dock en låg löslighet och det är endast i måttligt försurade vattendrag som en inblandning av kalk kan ge en högre överlevnad (Palm & Östergren 2006). Förutom den låga lösligheten så brukar kalkmineralet inaktiveras genom utfällning av humusämnen och metaller på ytan. Försök har tidigare genomförts med rena kalkgrusbottnar, men med varierande och oftast dåliga resultat. Nya försök pågår åren 2006-2007 med inblandning av kalkstenskross (10–25 mm) i 10 mindre vattendrag i Västerbotten (Palm & Grönlund 2006). I avvaktan på dessa försök rekommenderas inte metodiken.

Sedimentfällor

För hög belastning med oorganiska finsediment (<2 mm) är en av de vanligaste negativa effekterna på överlevnaden av laxfiskyngel i lekbottnar (ex. Cordone & Kelley 1961, Argent & Flebbe 1999, Nyberg & Eriksson 2001). Samtidigt har finsediment naturligtvis negativa effekter på botten-djur i bottenarna, vanligen ju mer negativa effekter ju större inblandning av organiska material som förekommer (Crowe & Hay 2004).

Både danska (Nielsen 1995) och svenska rekommendationer (Gran 1999) anger att sedimentfällor ett stycke uppströms lekbäddarna kan vara bra i system med hög sandtransport.

Sedimentfällorna utgörs av breda och djupa höljor som grävs i botten. Eftersom vattenhastigheten minskar i dessa områden sker deposition av material. Ganska snart kommer dessa fällor att sätta igen och de behöver därför återkommande tömmas. Därför ska de anläggas så att de är lätt åtkomliga från väg med grävmaskin eller motsvarande.

Åtgärden är endast en kortsiktig lösning och kräver upprepade skötsel. Naturligtvis är det bättre att identifiera och åtgärda orsaken till den höga sandtransporten, alternativt att öka vattenhastigheten över lekbäddarna genom att smalna av vattendraget (jämför Figurer 6–8 i Avsnitt 5.10).

Erhållna och förväntade resultat

Otaliga biotopvårdsprojekt har genomförts utan någon uppföljning, inte bara i Sverige utan också internationellt (ex. Bash & Ryan 2002). Utan uppföljning kan inte metodiken förbättras.

När det gäller att etablera lekområden enligt Hartijoki-metoden finns dock en noggrann utvärdering baserad på standardiserade elfisken och kontroll- och åtgärdad sträcka följd under 11 år (Palm m.fl. 2006). En nedre del på 10 km restaurerades genom konventionell flottledsåterställning där större sten lades tillbaka. Åren 1992-2002 restaurerades en övre sträcka på 5 km genom att nya lekplatser anlades



Figur 5. Lekbotten anlagd med skålmotoden i Himleån, Varberg. Observera att lekbädden inte sticker upp över övrig botten. Den har nyligen använts vilket syns på att den är rengrävd och att fint sediment samlats på nedströmssidan.



Figur 6. Lekgrus framkört med dumper färdig att läggas ut i Tuggenbäcken, Västerbotten, för hand. Lekgruset lades nedströms den stora stenen mitt i vattendraget (se Figur 7) och kommer därför att ligga kvar vid höglöden (jämför Figur 7 avsnitt 5.9). Genom viss styrning av vattenströmmen med stenar (se Figur 7) erhålls tillräcklig vattenhastighet över substratet. I bäcken flyttades flodpärlmussla tillfälligt vid lekgrusutläggning för att ej störas.



Figur 7. Lekbotten i Tuggenbäcken bakom den stora sten som syns i föregående bild. Mindre stenar i nedkanten av bilden bidrar till förankring och styr strömmen. Observera den varierade stenstorleken i lekbädden.



Figur 8. Lekbotten i Rastälven, Örebro län vid Grängshyttan, anlagd bakom en låg tröskel. Vattnet strömmar nedåt i bilden. Notera att själva lekbotten har en blandning av substrat även om fina fraktioner dominerar. Plats: 662335-144283, karta 11 E SO.

enligt Hartikjokkimetoden. Vid projektets avslutning hade 85 nya lekplatser anlagts (nästan två stycken per 100 m sträcka av vattendraget). Lekplatserna var små, ca 2 m². Successivt har öringpopulationen ökat på sträckan med lekplatser, i takt med att allt fler lekplatser anlagts (Figur 9). På den nedre referenssträckan förelåg snarast en svag minskning av öringbeståndet.

Att tillföra lekgrus utifrån har också visat sig ge positiva effekter på tätheten av laxungar (Nielsen 1995, Clarke & Scruton 2002). Ofta kan man observera att lekfisk använder de nya lekbäddarna direkt. Så var till exempel fallet i Gullspångsälven där antalet lekgropar räknats i flera år efter restaureringsarbeten (muntligen Arne Johlander, Fiskeriverket). Också projekt där man genom utläggning av block, sten och död ved eroderat fram och samlat lekgrus har givit positiva resultat i form av ökad täthet av laxfisk (ex. House 1996).

Inblandning av kalkkross- eller grus i lekbäddarna avvaktar ännu praktiska försök. Indikationer finns att sådan tillförsel av kalk, då i form av kalksand, givit vissa

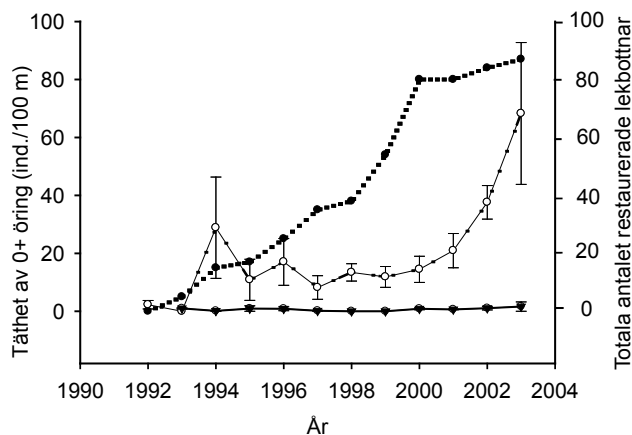
effekter på artantalet av förurningskänsliga bottendjur (Keener & Sharpe 2005). Det är visat i flera fall att utlagda lekbottnar för laxfisk också koloniserats av bottendjur (ex. Hansen 1996). I Värmland har det också observerats att rekrytering av flodpärlmussla skett i anlagda lekbottnar för öring.

Sammantaget finns det många indikationer på att leksubstrat på 10–50 mm är en bristvara i vattendragens strömmande partier och att återföring av sådant substrat ger direkta och tydliga effekter på rekryteringen av strömlekande fisk och ibland bottendjur, oavsett metodik. Dock verkar, som framgår nedan, HM och skålmotoden ge bäst varaktighet av åtgärderna.

Rensning av vegetation på lekområden

I och med de ökade halterna av närsalter, ökad solinstrålning på grund av avsaknad av skuggande kantzon och ofta reglerad vattenföring ökar vattenvegetation i grunda avsnitt. Efterhand som vegetationsmatorna tillväxer bromsas vattenströmmen mer och områdena ansamlar finsediment. På detta sätt kan grusiga bottnar sättas igen. Detta bör naturligtvis åtgärdas genom att minska närsaltbelastningen, återetablera kantzonen och tillskapa en naturlig flödesregim. I avvaktan på sådana åtgärder kan vegetationen rensas undan, en åtgärd som dock tyvärr behöver upprepas med täta intervall. För att slippa upprepa åtgärden kan man försöka öka vattenhastigheten i området, antingen genom att smalna av fåran eller styra vattenströmmen med stenuläggning.

Rensning bör inte företas på för stora områden på en gång. Mindre ytor kan rensas för hand med hacka och lie, varefter botten till slut luckras och krattas. Fördelen är att det kan göras med stor urskillning och försiktighet. Vegetationen ruskas försiktigt i vattnet så att bottendjur inte följer med upp på land. Det är mycket viktigt att rötter kommer med, annars återväxer plantorna fort. Växterna läggs sedan upp på land och får torka. Är det små mängder och ett näringsfattigare vatten kan de sedan få sköljas med vid högföde, men vanligen bör de deponeras på land. Observera att ett antal vattenplanter är giftiga varför deponeringen bör göras med eftertanke.



Figur 9. Tätheten av 0+öring (medel ± standardfel) i den lekbottenrestaurerade (streckad linje) respektive icke lekbottenrestaurerade (heldragen linje) delen av Hartikjokki. Den högra Y-axeln visar det totala antalet restaurerade lekbottnar (prickad linje) (från Palm m.fl. 2006).

Specialutrustade båtar som klipper vegetation är lämpliga i sjöar där t.ex. vassar stänger ute gädda och faren från grunda lekområden innanför vegetationsbältena (Avsnitt 5.2). I större vattendrag brukar man dock oftast använda grävmaskin för att rensa kraftiga igenväxta och igensedimenterade områden.

Varaktighet, skötsel & kostnader

Som tidigare nämnts är varaktigheten ibland bara ett högflöde innan lekbädden är borta, medan andra exempel har visat att lekbäddarna funnits kvar efter 7–11 år (ex. Hartijoki och Himleån). Metodiken från Hartijoki eller skålmetoden verkar ge de stabilaste strukturerna, men en ordentlig utvärdering saknas.

Det behövs ofta en årlig tillsyn av lekbäddarna. Dels på grund av högflöden, men också för att lax och öring rumsterar om mycket. När de sprätter iväg gruset och dessutom skapar stora högar som sticker upp behöver detta åtgärdas. Detta är dock en enkel åtgärd som kan utföras med handkraft. I ett naturligt vattendrag behövs ej detta eftersom det dels finns gott om lekområden, dels tillförs kontinuerligt nytt lämpligt bottenmaterial.

Om lekbottnarna sedimenterar igen bör man försöka att ändra vattenströmmarna i området genom utläggning eller omflyttning av sten och död ved, därefter kratta igenom lekbädden. Om det vid uppföljande besök åter är mycket sediment bör källan till sedimentet eftersökas, alternativt får lekbädden flyttas.

En lekbädd bör minst vara 1 × 3 m och med ett djup av 0,3 m. Detta ger totalt en kubikmeter material. Ska naturgrus köpas in kostar det i storleksordningen 250–500 SEK/m³ exklusive moms. Det är dock stora skillnader regionalt beroende på tillgången till naturgrus. Sedan tillkommer grustransporter, utläggning, anpassning av bottnar och större strukturer. Därmed kan man räkna med direkta kostnader i storleksordningen 500–1 000 SEK exkl moms/m³ om utläggning sker manuellt.

Finns naturgrus av rätt storlek i bottnarna och man arbetar enligt Hartijoki-metoden kan två personer hinna med 6–8 grusbäddar på en dag.

Vid utläggning av grus transporterat med helikopter räknar länsstyrelsen i Jämtland med följande kostnader: en liten helikopter kostar 9 100 SEK/h och markpersonal och foljebil ca 1 250 SEK/dag. Kostnad för utlagt 1 m³ lekgrus (egen specialblandning av fraktioner) ligger därmed på 1 074 SEK exklusive moms. Andra projekt har dock visat kostnader som varit ca 3 gånger högre (Palm & Grönlund 2006).

5.11.5 Lekbottnar för andra strömlekan fiskarter

Fokus på restaurering av lekbottnar har varit för lax och öring. Till och med för dessa arter finns det relativt lite forskning och utvärdering gjord av betydelsen av nya lekområden, men nya resultat visar på nyttan med sådana lekbäddar (ex. Figur 9; Palm m.fl. 2006). För andra arter är kunskapsläget sämre, speciellt som sådana lekområden inte varit föremål för restaurering. Vi väljer därför att nedan kortfattat beröra behovet hos några nyckelarter i strömmande vatten och ger förslag till åtgärder som kan vara viktiga, dock utan att ha erfarenhet av sådana åtgärder. Förslagen bör således tas med stor försiktighet och några uppgifter om framgång, kostnader och varaktighet finns i regel inte.

Lekplatser för harr

Harr leker på våren och lägger rommen i ett substrat på i huvudsak 13–32 mm (Nykänen & Huusko 2002, Barlup och Saltveit 2006), men variationerna är stora; 10–100 mm (Berglund & Persson 1986, Northcote 1995). Detta troligen beroende på att yngelutvecklingen går fort, vilket gör att valet av substrat inte är så kritiskt. Detta syns även på mängden finpartikulärt material som får finnas i bottnarna. För öring gäller att sand och finare fraktioner bör utgöra mindre än 10 % av vikten, medan man för harr noterat upp till 20 %.

Noterbart är att harr liksom öring gärna leker i biflöden till större åar och älvar (Northcote 1995). Harr tenderar dock att endast vandra en kort bit upp i vattendragen, ofta bara några hundratals meter (ex. Berglund & Persson 1986). Liksom vid valet

av leksubstrat kan detta indikera att val av lekplats inte är lika kritisk som för öring. Förutom den snabba kläckningen kommer harr ynglen också att redan under den första sommaren att lämna födelsevattendraget (op. cit, Peterson 1968).

Djupet på leklokalerna brukar vara 0,1–0,6 m och vattenhastigheten 0,2–0,6 m/s (Northcote 1995, Nielsen 1995, Nordwall och Carlstein 2001, Nykänen & Huusko 2002). Harr som leker i tillflödena till Vättern leker ofta i det lägre vattenhastighetsintervallet, ca 0,2–0,4 m/s. Honan gräver ej en lekrop som lax- eller öringhonor utan pressar ned bakdelen och vibrerar ned äggen i substratet (Fabricius & Gustafson 1955). Romkornen hamnar i regel några cm ned i botten. De kläcker redan efter 5–10 dagar.

Baserat på denna sparsamma information kan rekommenderas att lekområden för harr främst anläggs i nedre delarna svagt strömmande (0,2–0,4 m/s) partierna av mindre tillflöden. Substratet bör vara 10–30 mm, men ett större spann tolereras, framför allt åt det finare hållet. Lek och kläckning kan lyckas på så fina substrat som grovsand eller smågrus av ärtstorlek. Lekbäddarna behöver ej vara speciellt djupa (10 cm räcker). Metodiken för anläggandet bör eljest likna det för öring (Nielsen 1995), troligen är "load-on-top"-metodiken tillfyllest.

Lekplatser för nejonögon

Nejonögon av släktet *Lampetra*, dvs. de båda formerna bäck- och flodnejonöga, är en plastisk grupp. Hos alla former av nejonöga sker en uppströmsvandring innan leken på våren (Malmqvist 1980). De leker ofta över ett grovt substrat i ganska hög vattenhastighet, i princip samma substrat som öring (Ljunggren 2007), men ibland även i områden med en blandning av sand och sten (Sjölander 1997). Jang & Lucas (2005) har redovisat djupvärden på 0,2–1,5 m för lekområden, med medelvärdet kring 0,1–0,25 m för flodnejonögon i en medelstor engelsk flod (medelvattenföring 15 m³/s). Medelvattenhastigheten anges vara i intervallet 0,4 m/s på dessa lekplatser (Maitland 1980) och substratet domineras av grus och sten. Ljunggrens (2007) studier på Gotland visar att även något lugnare strömmande habitat kan användas i små vattendrag (Figur 10). Nejonögon leker således i mindre vattendrag i samma habitat som öring och gynnas av biotopvård riktad mot öring. Dock bör det finnas områden med grov sand i närheten av lekbottenarna så att de kläckta ynglen kan gräva ned sig.



Figur 10. Lekande flodnejonögon i Ihreåns nedre del på Gotland våren 2006. Klart vatten och kalksten gör att de syns tydligt. Foto: Mikael Svensson, ArtDatabanken.

Lekplatser för sik

Sik finns i många former och leker i oktober-december i vitt skilda habitat i sjöar och vattendrag. Det finns sikformer som lever huvudsakligen i vattendrag, speciellt om de har stora sel eller sjöar, men det finns också former som vandrar upp i vattendrag för att leka. Det ideala leksubstratet består då av grus och sten. Äggen klibbar fast på stenen och utvecklas under vintern. Redan i gulesäcksstadiet brukar dessa yngel simma omkring. Eftersom de är dåliga simmare sveps de ofta bort med vattnet, i alla fall om vattenhastigheten överstiger 0,1 m/s. Generellt torde sik kunna gynnas av anläggande av lekplatser för mindre öring.

Lekplatser för simpor

Stensimpa föredrar grunda (optimum i intervallet 0,1–0,4 m), klara vatten med måttlig vattenhastighet och stenar (50–100 mm) som leksubstrat (van Liefferinge m.fl. 2005). Liksom för de flesta arter i rinnande vatten ökar fiskens djuputbredning med ökad storlek. Leken sker i ett lämpligt hålrum, t.ex. undersidan av en större sten. Utrymmet rensas av hanen som sedan motar in en lämplig hona. Rommen läggs så att den fäster i tak och väggar i hålrummet (Andreasson 1967). Utläggning av artificiella

strukturer i form av bitar av keramik, tegel m.m. har givit bra hålrum och gett god respons hos stensimpa i större alluviala vattendrag på kontinenten (ex. Knaepkens m.fl. 2004). Det är troligen ovanligt med brist på lekområden för simpor i moränvattendrag, såvida inte hålrummen satts igen av sand och finare material. I alluviala vattendrag, slättlands- och jordbrukslandskapet, kan simpor säkerligen missgynnas liksom andra arter som kräver strömsatta och hårdbottnar för lek. Mycket talar för att simpor kan gynnas av exakt samma åtgärder som gynnar lax och öring (Nielsen 1995), men med ett större krav på grövre sten (50–100 mm) och hålrum i lekområdena. Det kan således vara viktigt att se till att undvika igensedimentation i hålrummen, t.ex. genom att styra vattenströmmen.

Lekplatser för asp

Leklokaler för asp har inventerats under de senaste åren. Aspen leker i halvt stora vattendrag eller i strömsatta sund i några av de större näringsrika sjöarna. Leksubstratet har av olika författare ansetts som allt från sand och grus till sten (se sammanställning i Schröder 2004). Liksom andra vårlekare är substratvalet inte kritiskt, men grus och mindre sten verkar vara vanliga substrat. Gemensamt för många



Figur 11. Klassisk lekplats för asp i Funboån vid Funbo kyrka. Aspens leker vid sidan av de kraftiga strömfåroarna. Foto: Joel Berglund, Upplandsstiftelsen.

lekplatser är att de ligger i ett lugnare område precis intill en strömmande huvudfåra (Berglund 2007, Figur 11). Vattendjupet på lekplatser i vattendrag i Sverige är i huvudsak 0,2–0,8 m (Dörner och Kjell 2000, Berglund 2004, Schröder 2004), men extrema lekplatser på flera meters djup har påträffats (Peter Gustafsson).

Andra arter i strömmande habitat

Färnan leker över grusbotten i strömmande vatten, ofta grunt (0,1–0,3 m) (Arlinghaus & Wolter 2003, Cowx & Welcomme 1998). Vattenhastigheten brukar vara i intervallet 0,15–0,75 m/s, men lek har till och med observerats i stillastående vatten på 1,3 m djup över grusbotten (op. cit.). Som så många andra vårlekande arter har den ett relativt stort intervall i kravet på lekhabitat. Rommen fastnar på grus, sten död ved, växter eller rötter. Unga färnor uppträder sedan grunt för att leva i allt djupare och lugnare vatten när de blir större (Hjertberg & Jansson 2002). Lekhabitat för färna kan således enkelt skapas med konventionell utläggning av lekgrus för öring, speciellt i något lugnare vattenhastighet och grunt.

Id leker tidigt på våren i små vattendrag över sandiga-grusiga-steniga bottnar (Cala 1975). Den svagt klibbiga rommen fäster på botten samt växter och utvecklas snabbt. Id vandrar upp i små vattendrag för lek och brukar inte vandra så långt uppströms. Första bästa lekhabitat brukar användas (jämför harrens beteende). Enstaka forsackar med hårbotten brukar vara ett utnyttjat lekområde.

Stäm är den norrländska flodfisken som också finns sparsamt i Bottenhavet-Bottenviken. Den leker nattetid, tidigt på våren över hårda sandbottnar eller grusiga bottnar (30–200 mm diameters substrat) utan inslag av finpartikulärt material (Cowx & Welcomme 1998). Vattenhastigheten brukar vara 0,2–0,5 m/s. Romkornen är ca 2 mm och klibbar vid grus eller växter (vid sandiga bottnar). Överlevnaden för ynglen beror till stor del på om det finns lugna och mycket grunda uppväxtområden nära lekbädden (Nielsen 1995).

Elritsan leker sommartid i grunt (0,10–0,25 m), svagt strömmande vatten (0,2–0,4 m/s) med stenig botten (Cowx & Welcomme 1998). Rommen klibbar fast vid sten och kläcker inom 5–10 dagar. Ynglen uppehåller sig sedan mellan stenarna till dess att gulesäcken förbrukats. Generellt torde elritsa gynnas av biotopvård och anläggande av lekplatser riktat mot öring (Nielsen 1995).

Sandkrypare anges leka över sand och grus, men förekommer som vuxen i en mängd olika miljöer (Kullander 1998, Samuelsson 2001). Leken försiggår huvudsakligen i maj-juni (möjligen även i juli) på mycket grunt vatten, några centimeter, vid en vattenhastighet på 0,1–0,8 m/s (Cowx & Welcomme 1998). Bottnen utgörs av grus eller sten, men även sand med enstaka stenar, mossor och rötter. Äggen (1,5 mm) fästs i klumpar på stenar och växter. Finns behov av att skapa lekområden för sandkrypare gäller det således att skapa varierade och breda strandzoner med inslag av grus, sten och gärna mossklädda stenar.

Grönlingen gömmer sig dagtid under stenar och andra skyddande substrat. Leken sker troligen på natten, strandnära och rommen häftar vid på stenar och växter. Den kläcks, som ofta för vårlekande arter, efter 8–10 dagar (Lundberg & Brunell 1999). Ungarna uppehåller sig länge mycket grunt i lugnare partier av strömmande vatten. Det stora problemet för grönling i landet har troligen varit vattenförorening, men i takt med allt bättre vattenkvalitet finns andra problem som behöver åtgärdas. Lundberg & Brunell (1999) rekommenderar anläggandet av strömsatta hårbottnar med grus och sten för lek. Samma miljöer anses fungera även för öring (jämför Nielsen 1995).

Mal lever i huvudsak i lugnflytande områden av större vattendrag och sjöar. Den är värmekrävande och det krävs varma somrar för lyckad reproduktion. Leken sker strandnära på grunt vatten där strömmen är svag. Helst bör strandvegetationen skugga och täcka lekområdet, gärna så att trädrötter nästan bildar ett "tak" (Nathanson m.fl. 1987).

Den vidhäftande rommen fäster på vegetationsdelar som dessa härvar av rötter, t.ex. vide, som hänger ner under vattnet. Vattendjupet har i några fall uppmätts till ca 0,4–1 m. Malen är således beroende av en välutvecklad kantzon och helst ingen vattenreglering. Lekplatser för mal kan således möjligen anläggas genom att skapa strandnära vegetationshöjda platser (gärna där ån är bred eller i något lämpligt bakvatten). Vid halvartificiell fortplantning (naturlig lek i dammar) så används lekbon. Man efterliknar den miljö som finns i anslutning till salixarter såsom gråvide och knäckepil, och bygger en hydda av viderötter (höjd ca 1 m). På botten av boet, där rom, men inte minst ynglen sedermera ”trillar ner”, lägger man en matta (t.ex. en flätad vassmatta). Vid lek av större malar så brukar man också täcka golvet med vide-rötter (muntligen Jan Eric Nathanson).

5.11.6 Källor och underlag

- Andreasson, S. 1967. Verkeån och stensimpan. Skånes Natur 54:108-117.
- Argent, D.G. & P.A. Flebbe, 1999. Fine sediment effects on brook trout eggs in laboratory streams. Fisheries Research 39:253-262.
- Arlinghaus, R. & C. Wolter, 2003. Amplitude of ecological potential: chub *Leuciscus leuciscus* (L.) spawning in an artificial lowland canal. J. Applied ichthyology 19(1):52-54.
- Bash, J.S. & C.M. Ryan, 2002. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? Environmental management 29(6):877-885.
- Bardonnet, A. & J.-L. Baglinière, 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57:497-506.
- Barlup, B.T. & S. J. Saltveit, 2006. Fisk – gytting, rognutvikling og tidspunkt for første naeringsopptak. Sid. 80-89. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringssendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags- og energidirektorat, 152 s.
- Beland, F.K., 1996. The relationship between redd counts and Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr populations in the Denys River, Maine. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53:513-519.
- Berglund, J., 2004. Leklokaler för asp I Göta älvs, Hjälmarens och Vänerens avrinningsområden. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2004.10, 129 s.
- Berglund, J., 2007. Utveckling av metod för övervakning av asp. Upplandsstiftelsen, 18 s.
- Berglund, I. & B.-G. Persson, 1986. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. PM. Umeå Universitet, Inst. ekol. Zoologi, 43 s.
- Cala, P., 1975. The ecology of the Ide *Idus idus* (L.) in the river Kävlingeån, south Sweden. Doktorsavhandling, Lunds universitet, 15 s.
- Clarke, K. & D. Scrutton, 2002. Evaluating efforts to increase salmonid productive capacity through habitat enhancement in the low diversity/production systems of Newfoundland, Canada. I: Proc. of the 13th international salmonid habitat enhancement workshop (Ed. M. O'Grady); sid:160-182. Central fisheries board, Ireland, 267 sidor.
- Cordone, A.J. & D.W. Kelley, 1961. The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. California Fish and game, 47(2):189-228.
- Cowx, I. G. & R. L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO. Fishing News Books, 260 s.
- Crowe, A. & J. Hay, 2004. Effects of fine sediment on river biota. Cawthron report 951, 28 s.
- Dörner, G. & G. Kjell, 2000. Asparna leker i Oxundaåns vattensystem. Examensarbete, Naturgeografiska inst., Stockholms universitet.
- Fabricius, E. & K.-J. Gustafson, 1955. Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 36:75-103.

- Gibson, R.J., 1993. The atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3(1):39-73.
- Gordon, N., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. & R. J. Nathan, 2004. Stream hydrology. An introduction for ecologists. Second edition, John Wiley & Sons Ltd, 429 s.
- Gran, B., 1999. Bevåra öringen – biotopvård i bäckar och älvar. Bente Gran förlag och informationsbyrå, 152 s.
- Grost, R.T., Hubewrt, W.A. & T.A. Wesche, 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. *J. Freshwater Ecology* 5(3):365-371.
- Halldén, A., Liliengren, Y. & G. Lagerqvist, 1997. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 1997:25, 71 s.
- Hansen, H.O. (Red.), 1996. Vandlöbsrestaurering – eksempler og erfaringer fra Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, 136 s. Faglig rapport fra DMU nr 151.
- Heggberget, T., 1987. Reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar*). A summary of studies in Norwegian streams, Direktoratet for Naturforvaltning, Fish research division, Tungsletta 2, Trondheim, Norge, 205 s.
- Hjertberg, E. & J. Jansson, 2002. Färnans habitatval och utbredning i Sverige. Elevarbete, Sportfiskeakademien, Forshaga, 14 s.
- House, R. 1996. An evaluation of stream restoration structures in a coastal Oregon stream 1981-1993. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16:272-281.
- Jang, M.-H. & M.C. Lucas, 2005. Reproductive ecology of the river lamprey. *J. Fish biology* 66:499-512.
- Keeley, E.R. & P. A. Slaney, 1996. Quantitative measures of rearing and spawning habitat characteristics for stream-dwelling salmonids: Guidelines for habitat restoration. Watershed restoration project report no 4, Ministry of the Environment, British Columbia, Canada, 29 s.
- Keener, A.L. & W.E. Sharpe, 2005. The effects of doubling limestone sand applications in two acidic southwestern Pennsylvania streams. *Restoration ecology* 13(1):108-119.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Coeck, J. & M. Eens, 2004. Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. *Biodiversity and Conservation* 13:2443-2452.
- Kondolf, G.M. & M.G. Wohlman, 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resource Research* 29:2975-2285.
- Kullander, S.O., 1998. Åtgärdsprogram för bevarande av sandkrypare. Fiskeriverket & Naturvårdsverket, 15 s.
- Ljunggren, N. 2007. Inventering av flodnejönöga i gotländska vattendrag 2006. Länsstyrelsen i Gotlands län, Rapport nr 8.
- Lundberg, S. & I. Brunell, 1999. Grönlingen i Sjösabäckarna. Länsstyrelsen i Södermanlands län Rapport 1999:3, 31 s.
- Maitland, P.S., 1980. Review of the ecology of lampreys in northern Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:1944-1952.
- Malmqvist, B., 1980. The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a south Swedish stream. *J. Fish Biol.* 16:105-114.
- McNeil, W.J. & W.H. Ahnell, 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report no 469, 15 s.
- Merz, J.E., Setka, J.D., Pasternack, G.B. & J.M. Wheaton, 2004. Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated California river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:1433-1446.
- Moir, H.J., Soulsby, C. & A. Youngson, 1998. Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in Gironck Burn, Scotland. *Fish. Mgmt and Ecol.* 5(3):241-254.

- Nathansson, J.-E., Gustafson, R. & L. Ohlsson, 1987. Malens biotopval i Sverige. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, nr 8, 49 s.
- Nielsen, J. 1995. Fiskenes krav till vandløbenes fysiske forhold. Miljøprojekt nr 293, Miljøstyrelsen, Danmark, 129 s.
- Nilsson, C. (red), 2007. Återställning av älvar som använts för flottning. Naturvårdsverket Rapport 5649, 85 s.
- Nordwall, F. & M. Carlstein, 2001. Bevarandeplan för kusträddan i Sverige – förekomst, ekologi, hotbild och åtgärder. PM FAST-Fiskeresurgruppen, 14 s.
- Northcote, T.G. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). Reviews in fish biology and fisheries, 5:141-194.
- Nyberg, P. & T. Eriksson, 2001. SILVA-skyddsridåer längs vattendrag. Fiskeriverket Informerar 2001:6, 69 s.
- Nykänen, M. & A. Huusko, 2002. Suitability criteria for spawning habitat of riverine European grayling. *J. Fish Biol.* 60(5):1351-1354.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten – En litteraturoversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 3:43-82.
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & N.A. Reader, 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *J. Fish Biol.* 19:593-607.
- Palm, D., 2005. Float-way restoration in northern Scandinavia, effects on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). SLU, Vattenbruksinstitutionen, rapport 41, 33 sid.
- Palm, D. & J. Östergren, 2006. Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta*) – metoder, effekter och utvärdering. En litteratursammanställning av nuvarande kunskap och förslag på försöksdesign och metoder för utvärdering. SLU, Vattenbruksinstitutionen rapport 51, 34 s.
- Palm, D. & R. Grönlund, 2006. Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta*). Slutrapport för pilotstudien 2006. PM SLU, Vattenbruksinstitutionen, 6 s.
- Palm, D., Nilsson, K. & S. Stridsman, 2006. Utvärdering av fiskevårdsåtgärder i Hartijoki, Kalixälvens vattensystem, 1992-2003. SLU, Vattenbruksinstitutionen, rapport 56, 22 sid.
- Palm, D., Lepori, F. & E. Brännäs, 2007. In-stream restoration reduces post-emergence displacement of brown trout *Salmo trutta* L., fry. Submitted to *J. Fish Biol.*
- Peterson, H.H., 1968. The grayling, *Thymallus thymallus* (L.), of the Sundsvall bay area. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 48:36-56.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunndyr. Sid. 65-79. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags og energidirektorat, 152 s.
- Samuelsson, T., 2001. Förekomster av sandkryp i Kronobergs län. Länsstyrelsen, 16 s.
- Schröder, S. 2004. Aspens (*Aspius aspius*) lekplatser i Hjälmaren och Mälaren. Examensarbete i biologi, SLU Vattenbruksinstitutionen, 39 s.
- Scott, R.J., Kosick, R., Clement, M., Noakes, D.L.G. & F.W.H. Beamish, 2005. Nest site selection and spawning by captive bred Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a natural stream. *Env. Biol. of Fishes* 74:309-321.
- Scruton, D.A., Clarke, K.D., Anderson, T.C., Hoddinott, A.S., van Zyll de Jong, M.C. & K.A. Huston, 1997. Evaluations of habitat improvement and restoration initiatives for salmonids in Newfoundland, Canada. Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences, mars 1997.

Shackle, V.J., Hughes, S. & V.T. Lewis, 1999. The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. *Hydrological Proceedings* 3:477-486.

Shirvell, C.S. & R.G. Dungey, 1983. Microhabitats Chosen by Brown Trout for Feeding and Spawning in Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 1983;112:355-367

Sjölander, E., 1997. Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*). PM Fisk- och Vattenvård i Norrland AB, 65 s.

Sömme, S. 1954. Undersökelse over laksen og sjöörretens gyting i Eira. *Jeger og Fisker*, nr 7.

van Liefferinge, C., Seeuwst, P., Meire, P. & R.F. Verheyen, 2005. Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *J. Fish Biol.* 67:897-909.

6

Dokumentation
och effektuppföljning

Erik Degerman

6.1 Behovet av dokumentation
och effektuppföljning

Dokumentation och uppföljning av restaureringsåtgärder i vatten är ett mycket eftersatt område, både nationellt och internationellt (Bash & Ryan 2002, Malm Renöfält m.fl. 2006). Ofta saknas uppföljning helt och i andra fall kan den vara bristfällig eller utan dokumentation. Detta innebär att vi har förlorat möjligheten att dra lärdom av de dåliga och bra exemplen. Det är viktigt att vi för framtiden får till stånd bra och kostnadseffektivare effektuppföljning vid de typer av åtgärder där vi saknar tillräcklig kunskap. Tidigare har vid medelstillelning till restaurering kravet ofta varit att endast vissa beprövade metoder ska användas. Eftersom metoderna antogs vara beprövade ansågs det inte finnas något behov av effektuppföljning. Några säkra och beprövade metoder har dock ännu inte utvecklats i världen när det gäller komplexa saker som restaurering av vattendrag, bygande av fiskvägar, restaurering av våtmarker etc. Uppföljning behövs!

Dokumentation och effektuppföljning är inte bara ett krav för att effektivisera verksamheten utan också för att i framtiden kunna följa landskapets historia. Mycket av restaureringsarbetet går ut på att återställa tidigare mänsklig påverkan, en påverkan som i många fall kan räknas till kulturhistorien. Denna kulturhistoria är en viktig del i förståelsen av landskapet och vår gemensamma historia. Genom att exakt dokumentera våra restaureringsåtgärder kan man i framtiden fortsatt följa kulturhistorien, för restaureringsarbetet är ju också en del av vattnets kulturhistoria, och samtidigt njuta av ett vatten i god ekologisk status.

6.2 Kriterier för bra uppföljning

Ofta får man nöja sig med en enkel uppföljning av kostnadsskäl – en syn av det utförda arbetet och provtagning före och efter åtgärd. Så länge det sker på ett vedertaget sätt och med standardiserad metodik samt dokumenteras är detta en acceptabel lägsta nivå.

Ju högre ambitionerna sätts, och ju viktigare/intressantare åtgärden eller vattnet är desto fler krav bör man ställa på uppföljningen. En bra plan för uppföljning av åtgärden ska:

- vara klar och ha tydligt *uppföljbara kvantitativa mål*.
- målen bör vara både *åtgärds*mål (en utvärdering av projektets genomförande) och *tillstånd*mål (krav på viss hydromorfologisk eller ekologisk status)
- åtgärds- och tillståndsmål bör sättas/definieras både för enskilda åtgärder och för åtgärdsområden/målområden eller avrinningsområden (kan också vara åtgärdsområde)
- ha avsatt medel både för datainsamling, bearbetning, analys och presentation
- ha metodik för kvalitetssäkring
- använda sig av standardiserad metodik där så är möjligt
- sträva efter att föra resultaten ut till en vidare krets utöver direkt berörda, t.ex. genom att sprida resultat och att föra in data i Åtgärdsdatabasen (se nedan)
- vara flexibel så att uppföljningen kan modifieras i takt med nya behov
- ha förslag på åtgärder som bör vidtas vid olika uppföljningsresultat (en del i adaptiv förvaltning där åtgärder successivt anpassas till erhållna resultat)

- om möjligt ha ett eller flera referensobjekt som inte åtgärdas, t.ex. ett avsnitt med stora kulturmiljövärden eller orörda avsnitt.
- planen ska om möjligt även omfatta undersökningar före åtgärd både på aktuella åtgärdssträckor och på referenssträckor

Utöver denna förhöjda nivå kan det i vissa objekt vara viktigt att knyta vetenskaplig kompetens för att vidareutveckla och säkerställa metoder och resultat. Där vi saknar mest kunskap är kanske om åtgärders hållbarhet samt deras hydrologiska och geomorfologiska effekter. Detta kan utvärderas endast om särskild uppföljning genomförs.

Det slutgiltiga måttet på en bra restaurering är en sammanvägning av åtgärds- mål (bra genomförd åtgärd), tillståndsmål (god status för ekologi och hydromorfologi), varaktighet, kostnader, dokumentation och nyttan för andra intressen, t.ex. kulturmiljövärden.



Figur 1. Johnny Norrgård, länsstyrelsen i Jönköping, provar ett instrument som mäter bottenstrukturen/vattendjupet på ett standardiserat sätt. Ramen trycks ned i botten och sedan avläses djupförhållandet på respektive stav. Detta ger ett mått på bottenens habitatdiversitet.

6.3 Metoder för uppföljning av åtgärds- mål (genomförandestatus)

Uppföljningen av åtgärds- mål bör omfatta uppföljning av måluppfyllelsen för både enskilda åtgärder och åtgärdsområden. Åtgärds- målen kan vara olika utformade, men bör främst vara inriktade på att följa upp genomförandet av åtgärderna, t.ex. antal byggda fiskvägar, antal utrivna dammar, antal justerade vägtrummor, biotopvårdad sträcka och km sparad/anlagd kantzon.

För fiskvägar kan uppföljningen av åtgärds- målen också omfatta kontroll och bedömning av fiskvägarnas och trummornas funktion för fiskpassage. Metoder för kontroll av fiskvägars funktion är exempelvis årlig okulär besiktning av fiskvägens vattenföring, -hastigheter och -nivåer under vandringsperioden. Dessutom bör man beakta risk för att fisk skadas sig eller "hoppas ur" fiskvägen.

Normalt nöjer man sig i de flesta projekt med den nivå som skissats ovan. I intressanta eller stora projekt kan man gå vidare med mer detaljerad uppföljning. Biotoprestaurering i vattenfåran kan kontrolleras genom fysiska mätningar i vattendraget av bottenstruktur, djup och bredd i ett antal transekter (Figur 1). Protokoll för sådana transektmätningar finns också framtaget som komplement till elfiskeprotokoll och används inom den nationella miljöövervakningen. Här är det viktigt att genomföra mätningar före och efter åtgärd.

Biotoprestaurering i strandzonen kan kontrolleras genom vegetationskartering och mätning av kantzonens bredd och längd. Metoder för kontroll av flöden är vattenföringsbestämningar är mätning av vattenstånd med vattenståndsskala och mätning av vattenhastighet med s.k. flygel. Vattenföringsbestämningar utgör en undersökningstyp inom miljöövervakningsprogrammet och återfinns på Naturvårdsverkets hemsida.

6.4 Metoder för uppföljning av tillståndsmål (ekologisk status)

Vid uppföljning av tillståndsmål ska om möjligt metoderna enligt "Handledning för miljöövervakning" användas eller manualer för uppföljning av skyddade områden (<www.naturvardsverket.se>). Framtagna undersökningstyper inom miljöövervakningen "Programområdet Sötvatten" omfattar bland annat:

- biotopkartering, vattendrag
- bottenfauna i sjöars littoral och i vattendrag
- elfiske i rinnande vatten
- hydrogeologi
- lokalbeskrivning
- makrofytter i vattendrag
- provfiske i sjöar
- elfiske i vattendrag
- provfiske efter kräfta i sjöar och vattendrag
- påväxt i rinnande vatten
- utter och mink – bestandsövervakning
- vattenkemi i sjöar
- vattenkemi i vattendrag
- övervakning av stormusslor

Dessa undersökningstyper kan kompletteras från andra programområden (ex. Våtmark, Skog) bland annat med inventering av fågel och större vattensalamander m.m.

Vid utvärdering av tillståndsmålen bör, där så är lämpligt, bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk status användas. Förslag till sådana finns utvecklade för fisk i rinnande vatten (Beier m.fl. 2007) och sjöar (Holmgren m.fl. 2007) samt bottenfauna (Johnson & Goedkoop 2007) och påväxtalger i rinnande vatten (Kahlert m.fl. 2007). Inom respektive dokument förklaras bakgrund och tillämpning. Dokumenten kan nås på <www.vattenportalen.se/ovp_bibliotek_bedomningsgrunder.htm>. Förslagen till bedömningsgrunder ligger till grund för de förslag till föreskrifter, allmänna råd samt handbok som Naturvårdsverket har tagit fram utifrån "Förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (2004:660)".

För hydromorfologiska bedömningar finns en vägledning för karakterisering av vattendrag som är fastställd som svensk standard (CEN 2004, SS-EN 14614:2005).

Därutöver finns två förslag till bedömningsgrunder för hydromorfologi och konnektivitet (vattendragens kontinuitet), dels utarbetat av SMHI (Olsson & Lundholm 2006), dels ett förslag utarbetat av länsstyrelsen i Jönköpings län (Nilsson 2006). Med detta som underlag går det att för att genomföra hydromorfologiska undersökningar i vattenfåran och bedöma hur vattendraget fragmenterats av dammar.

6.5 Strategier för uppföljning av tillståndsmål

Mycket av dagens nationella och regionala monitoring av fauna och flora i vattendrag och sjöar bygger på långsiktig övervakning av ett antal utvalda avsnitt av vattendrag och mindre sjöar spridda över landet. I och med programmets långsiktighet kan storskaliga miljöförändringar detekteras. Förändringarna kan dock sällan kopplas till en enskild restaureringsåtgärd eftersom flera åtgärder genomförs samtidigt och genom utformningen av uppföljningen. De långsiktiga miljöövervakningsprogrammen kan således inte användas för utvärdering av enskilda objekt, men kan utgöra ett bra referensmaterial.

Önskar man att mer i detalj studera effekten av en enskild åtgärd bör det finnas ett uppföljningsprogram kopplat just till den åtgärden. Den enklaste formen av uppföljning är helt enkelt att mäta före och efter åtgärd på platsen. På grund av medelstillgången kommer detta förfarande att dominera. En utvärdering kan svara på om restaureringen lyckats eller ej, men en väl designad studie kan även visa varför och ge statistiskt säkerställda resultat. Från de resultaten kan metodiken förbättras. Väl genomförd uppföljning och utvärdering kommer därmed att bli lönsam.

Det är ofta inte tillräckligt att enbart följa upp objektet före och efter åtgärd eftersom det finns en stor naturlig variation. Även efter en lyckad åtgärd kan andra faktorer ge en tillfälligt svag flora eller fauna efteråt. En god regel vid utvärdering är därför att alltid ha referenslokaler för att ta hänsyn till naturlig variation. Kan man dessutom inkludera flera replikat, dvs. ha flera par av åtgärd – kontroll, ökar säkerheten ytterligare.

Lämpligen sker uppföljningen i form av en s.k. BACI-design (Before-After-Control-Impact). Den bygger på att man har ett kontrollvatten och i både kontroll- och åtgärdsvattnen tas prover före och efter åtgärd. En förändring som bara sker i åtgärdsvattnet kan sedan detekteras vid en variansanalys (se Faktaruta). Man kan naturligtvis ha flera kontrollvatten. Idealt har man tillgång till referensvatten, dvs. helt opåverkade sträckor. En design kan till och med utformas så att både kontroll- och referenssträckor finns med (Before-After-Reference-Control-Impact; BARCI). För de intresserade rekommenderas att läsa mer i t.ex. Underwood (1996) eller Palm & Östergren (2006).

Det är ofta lämpligt att ha flera bioindikatorer eftersom responsen skiljer mellan organismgrupper på grund av olika skalor och habitatkrav (Eggleton m.fl. 2004). Följ inte enbart upp alla objekt med t.ex. el- och sjöprovfisken, beakta vegetation, bottendjur, stormusslor, hydrologi och hydromorfologi också.

Det rekommenderas att en förenklad uppföljning sker i flertalet objekt, medan en fördjupad sker i ett antal utvalda projekt. Denna fördjupade utvärdering bör vara uthållig eftersom det ofta krävs tio års uppföljning eller mer efter restaurering för att påvisa effekter (Roni m.fl. 2002).

Variansanalys (ANOVA) av BACI-design för att detektera miljöförändringar till följd av en restaureringsåtgärd. Miljöförändringar kommer att framgå som en signifikant interaktion av Före-Efter (FE) och Kontroll-Åtgärd (KÅ) (se Underwood 1996).

Variationskälla
Före-Efter (FE)
Kontroll-Åtgärd (KÅ)
Interaktion (FE × KÅ)
Residual
Total

6.6 Åtgärdsdatabas och datavärd

En gemensam databas över statligt finansierade restaureringsåtgärder i vatten har utvecklats av länsstyrelsen i Jönköping i samarbete med Naturvårdsverket och Fiskeriverket i samråd med Riksantikvarieämbetet. All restaureringsverksamhet bör rapporteras till Åtgärdsdatabasen.

Databasen kommer att ge information om typen av restaureringsåtgärd, plats och vattensystem samt tid för genomförande. Vidare kommer enklare uppföljning av åtgärden på objektnivå att registreras, t.ex. visuell granskning. De undersökningar som bedrivs bör vara standardiserade och ett antal av dessa metoder har datavärddar som kvalitetssäkrar och lagrar resultaten.

6.7 Källor och underlag

Bash, J.S. & C.M. Ryan, 2002. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental management* 29(6):877-885.

Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverket FINFO 2007:5, 58 s.

Eggleson, M.A., Gido, K.B., Matthews, W.J. & G.D. Schnell, 2004. Assessment of anthropogenic influences on littoral-zone aquatic communities of Lake Texoma, Oklahoma-Texas, USA. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):103-117.

Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & U. Beier, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – Utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket FINFO 2007:3, 54 s.

Johnson, R.K. & W. Goedkoop, 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag –användarmanual och bakgrundsdocument. Inst. för Miljöanalys, SLU, Rapport 4, 84 s.

Kahlert, M., Andrén, C. & A. Jarlman, 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. PM, 32 s.

Malm Renöfält, B., Hjerdt, N. & C. Nilsson, 2006. Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv. En syntes från "Second International Symposium on Riverine Landscapes", 2004. Naturvårdsverket rapport 5565, 78 s.

Naturvårdsverket 1999. Biologisk återställning i kalkade vatten. Kompletterande åtgärder till kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok med allmänna råd. ALLMÄNNA RÅD 99:4. 56 s.

Nilsson, J., 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande nr 20, 49 s.

Olsson, H. & K. Lundholm, 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim. SMHI.

Palm, D. & J. Östergren, 2006. Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta*) – metoder, effekter och utvärdering. En litteratursammanställning av nuvarande kunskap och förslag på försöksdesign och metoder för utvärdering. SLU, Vattenbruksinstitutionen rapport 51, 34 s.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 22:1-20.

Underwood, A.J., 1996. Spatial and temporal problems with monitoring. Sid: 182-204. Ur: River restoration av Ed. G. Petts & P. Calow, Blackwell Science.231 s.

Erkännanden

Ett flertal personer spridda över hela landet har bidragit med råd, underlag och fotografier till denna sammanställning. Arbetet har letts av en styrgrupp bestående av Anna-Helena Lindahl, Naturvårdsverket, och Torbjörn Järvi, Fiskeriverket. Där inget annat anges är Erik Degerman fotograf. Illustrationerna har genomgående utförts av Thomas Nydén, Emåförbundet. Teresa Soler, Sötvattenslaboratoriet, har svarat för layout. Till samtliga, även alla de som inte nämns nedan, ett varmt tack!

Erik Degerman
Fiskeriverket

Henrik Schreiber
Naturvårdsverket

Gunilla Alm, Länsstyrelsen i
Västmanlands län (referensgrupp)

Elisabet Andersson, Skogsstyrelsen, Umeå
(referensgrupp + faktagranskning Avsnitt
5.3)

Henrik C Andersson, Länsstyrelsen i
Stockholms län (referensgrupp)

Stefan Andersson,
Länsstyrelsen i Västerbottens län

Johan Axner, Länsstyrelsen i
Västmanlands län (referensgrupp)

Joel Berglund, Upplandsstiftelsen

Björn Bergquist, Fiskeriverkets sötvatten-
laboratorium (faktagranskning Kapitel 6,
Avsnitt 5.1, 5.6, 5.8)

Stefan Bleckert, Sveaskog

Dan Blomqvist, Länsstyrelsen i
Norrbottens län (referensgrupp)

Andreas Broman,
Länsstyrelsen i Norrbottens län

Anders Bruuks, FAST-gruppen, Älvdalen

Andreas Bäckstrand, Länsstyrelsen i Väs-
tra Götalands län (referensgrupp, arbets-
grupp "Fiskvägar")

Olle Calles, Karlstad Universitet

Ulf Carlsson, Länsstyrelsen i Västerbottens
län (arbetsgrupp "Biotopvård")

Coco Dederling, Länsstyrelsen i Kalmar län
(referensgrupp, faktagranskning)

Fredrik Ekedahl, Skogsstyrelsen

Anna Eklund, Naturvårdsverket

Roger Ekström, Helsingborgs kommun

Ove Eriksson, Vägverket (referensgrupp,
faktagranskning Avsnitt 5.8)

Centha Glimsäter, Fiskeland Gotland

Jan Grosen, Länsstyrelsen i Skåne län

Karl Gullberg, Länsstyrelsen i
Gävleborgs län (referensgrupp)

Peter Gustafsson, <www.ekologi.nu>

Tobias Haag, Länsstyrelsen i Jönköpings
län (faktagranskning alla avsnitt)

Anton Halldén, Länsstyrelsen i Jönköpings
län (referensgrupp, fakta Avsnitt 6, arbets-
grupp "Fiskvägar")

Peter Hallgren, Söderhamns kommun

Hans Ole Hansen,
Skov- og Naturstyrelsen, Danmark

Hans-Göran Hansson, Hjo kommun

Mats Hebrand, Fiskevårdsteknik AB

Mikael Hedenskog, Länsstyrelsen i
Värmlands län (referensgrupp)

Lennart Henrikson, WWF (referensgrupp +
faktagranskning Avsnitt 5.3)

Niclas Hjerdt, SMHI (referensgrupp)

Urban Hjalte, Länsstyrelsen i Östergöt-
lands län (arbetsgrupp "Fiskvägar")

Daniel Holmqvist, Vindelälvens fiskeråd
(referensgrupp, fakta Kapitel 4, Avsnitt 5.9,
5.11, arbetsgrupp "Biotopvård")

Jan Isaksson, Pite älv ek. för. (ref.grupp,
faktagranskning Kapitel 4, Avsnitt 5.9,
5.11, arbetsgrupp "Biotopvård")

Per-Erik Jacobsen,
Sportfiskarna (referensgrupp)

Gunnar Jacobsson,
Länsstyrelsen i Jämtlands län

Håkan Jansson, Örnsköldsviks kommun

Jeanette Joelsson, Länsstyrelsen i Väster-
bottens län (referensgrupp, faktagransk-
ning Kapitel 4)

Peter Johansson, Emåförbundet

Klas Johansson, Länsstyrelsen i
Västernorrlands län

Arne Johlander, Fiskeriverkets utrednings-
kontor i Göteborg (arbetsgrupp "Fiskvägar")

Daniel Jonsson, Gargnäs-Råstrands FVO
(arbetsgrupp "Biotopvård")

Andreas Karlberg, Länsstyrelsen i
Västernorrlands län (referensgrupp)

Anders Karlsson,
Länsstyrelsen i Skåne län (referensgrupp)

Heine Krekula, Skogsstyrelsen

Johan Krook, Ekologgruppen (faktagransk-
ning Avsnitt 5.2)

Peter Landergren, Länsstyrelsen i
Gotlands län (referensgrupp)

Stefan Larsson, West waters

Olof Lessmark, Länsstyrelsen i
Kronobergs län (referensgrupp)

Johan Lind, Länsstyrelsen i
Örebro län (referensgrupp)

Gunilla Lindgren, Länsstyrelsen i
Uppsala län (referensgrupp)

Pia Lindskog, Fiskeland Gotland

Pär-Erik Lingdell, Limnodata

Mikael Ljung,
Länsstyrelsen i Jönköpings län

Anja Lomander, Skogsstyrelsen

Torbjörn Lundberg,
Sportfiskeakademien, Forshaga

Jan Lundstedt, Söderhamns kommun
(referensgrupp, faktagranskning Kapitel 4)

David Lundvall, Länsstyrelsen i
Dalarnas län (referensgrupp)

Henrik Malmberg, Naturvårdsverket

Lennart de Maré, Jordbruksverket (refe-
rensgrupp, faktagranskning Kapitel 3)

Lone Möller, Jordbruksverket

Jan Eric Nathanson,
Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Daniel Nilsson, Riksantikvarieämbetet
(referensgrupp, faktagranskning Kapitel 1,
2 och 4)

Mats Norberg, Länsstyrelsen i
Västerbottens län

Ingemar Näslund, Länsstyrelsen i Jämt-
lands län (referensgrupp, faktagranskning
Avsnitt 5.1, 5.4, 5.6)

Daniel Palm, SLU, Vilt, fiske miljö, Umeå
(faktagranskning Avsnitt 5.11, arbetsgrupp
"Biotopvård")

Lars Pettersson, Terralimnogruppen (ar-
betsgrupp "Fiskvägar")

Lars-Göran Pärklint, Fisk- och Vattenvård, Varberg (arbetsgrupp "Fiskvägar", faktagranskning Avsnitt 5.5, 5.7)

Birgitta Renöfält, Umeå universitet, landskapsekologigruppen (referensgrupp + fakta Avsnitt 5.1, 5.5, 5.6)

Juha Salonsaari, Länsstyrelsen i Sörmlands län (referensgrupp)

Hans Schibli, Länsstyrelsen i Hallands län (arbetsgrupp "Fiskvägar")

Agneta Setterwall, konsult, (underlag om konflikthantering, Kapitel 4)

Erik Sjölander, Fisk- och Vattenvård, Timrå (faktagranskning Kapitel 4)

Per Sjöstrand, Jönköpings fiskeribiologi (arbetsgrupp "Fiskvägar")

Stefan Stridsman, Fiskeriverkets utredningskontor, Luleå

Mickael Strömberg, Vilhelmina model forest

Michael Sundberg, Länsstyrelsen i Jämtlands län

Mattias Sundqvist, Länsstyrelsen i Västerbottens län

Mikael Svensson, Artdatabanken

Anne Thoren, Naturvårdsverket

Lena Tranvik, Naturvårdsverket

Johan Törnblom, SLU, Skogsmästarskolan

Erik Törnlund, Länsstyrelsen i Västerbottens län (referensgrupp, faktagranskning Kapitel 4)

Lars Vallin, Länsstyrelsen i Gotlands län

Roger Vallin, Länsstyrelsen i Västerbottens län (referensgrupp)

Ann Wahlström, Naturvårdsverket (faktagranskning Avsnitt 5.2)

Robert Versa, Ignita AB (arbetsgrupp "Fiskvägar")

Roberth Wikström, Älvsbyns kommun (referensgrupp, fakta Kapitel 4, Avsnitt 5.9, 5.11, arbetsgrupp "Biotopvård")

Christian Åberg, Thorsson & Åberg, Miljö Vattenvård AB, Uddevalla

Gunnar Öhlund, Umeå Universitet (arbetsgrupp "Biotopvård")

Bo Öhman, Öhmans fiskevård, Örnsköldsvik

Christer Örn, Länsstyrelsen i Västmanlands län (referensgrupp)



FISKERIVERKET

Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium
Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets huvudkontor
Box 423, 401 26 Göteborg

www.fiskeriverket.se



Naturvårdsverket
Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

www.naturvardsverket.se