



for a living planet®



Restaurering av flodpärlmusselvatten



Projektledarna för WWFs LIFE-projekt, Sofi Alexanderson och Lennart Henrikson. Foto: Andreas Karlberg

Flodpärlmusslan och dess livsmiljöer i Sverige – ett LIFE-projekt

Flodpärlmusslan är en fascinerande art som i dag är hotad. Därför behöver vi sätta in åtgärder för att rädda artens överlevnad på sikt. Detta arbete har även större dimensioner – att skapa goda förhållanden för flodpärlmusslan innebär att så gott som alla andra arter i vattendraget gynnas! Flodpärlmusslan är en flaggskeppsart för akvatisk naturvård!

Sverige och övriga Skandinavien hyser en stor del av världens flodpärlmusselbestånd och vi har därför ett globalt ansvar för artens överlevnad. Världsnaturfonden WWF ansvarade 2004–2009 för projektet "Flodpärlmusslan och dess livsmiljöer i Sverige", finansierat av EUs LIFE-fond, Naturvårdsverket, Världsnaturfonden WWF och projektets partners. Partners var länsstyrelserna i Kalmar, Västra

Götalands, Örebro och Västmanlands län, Skogsstyrelsen, Göteborgs stad och Karlstads universitet.

Projektets huvudsyfte var att testa olika typer av restaureringsåtgärder för att förbättra förhållandena för flodpärlmussla och dess värdfisk. Åtgärder genomfördes i 21 vattendrag. De praktiska erfarenheterna från projektet (och andra åtgärdsprojekt) sammanfattas i denna handbok.

Huvudförfattare är Erik Degerman, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, som fått underlag och synpunkter från medförfattarna.

Lennart Henrikson och Sofi Alexanderson

Projektledare, Världsnaturfonden WWF



Pärlskalsbäcken. Foto: Lennart Henrikson

INNEHÅLL

1. Inledning, sid. 5
2. Vattenlandskapet, sid. 8
3. Flodpärlmusslans biologi och ekologiska roll, sid. 12
4. Flodpärlmusslans krav på livsmiljön, sid. 16
5. Bedömning av musselstatus, sid. 20
6. Identifikation av hotbild, sid. 22
7. Skyddade områden och generell hänsyn, sid. 29
8. Innan restaureringsåtgärderna börjar, sid. 30
9. Åtgärder i avrinningsområdet, sid. 32
10. Åtgärder i kantzonen, sid. 36
11. Åtgärder i vattendraget för musslorna, sid. 42
12. Åtgärder för värdfisken, sid. 46
13. Återintroduktion av värdfisk, sid. 52
14. Återintroduktion av musslor, sid. 54
15. Artificiell infektion av öring och uppfödning av musslor, sid. 56
16. Uppföljning och effektkontroll, sid. 58
17. Information, sid. 59
18. Referenser, sid. 60

1. Inledning

Sötvattenmusslor – en hotad djurgrupp

Sötvattenmusslor minskar över hela världen och år 2007 var 126 arter upptagna på IUCNs (Internationella Naturvårdsunionens) röda lista. Nästan alla hotade arter tillhör ordningen Unionoida, dvs. stormusslor. Familjen flodpärlmusslor är generellt hotad i hela sitt utbredningsområde. I Mellaneuropa har populationen av flodpärlmusslor minskat med 95 procent. Flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) betecknas därför av IUCN som "akut hotad" (endangered). Arten omfattas även av EUs habitatdirektiv (bilaga 2 och 5) och skall därigenom skyddas i Natura 2000, dvs. EUs nätverk av skyddad natur. Flodpärlmussla har öring eller lax som värd för sina parasitiska larver.

Sötvattenfiskar är generellt också en hotad djurgrupp, och speciellt laxfiskarna där över hälften av arterna är rödlistade. En försämrad sötvattenmiljö drabbar därför stormusslorna både direkt och indirekt i och med att värdfisken missgynnas. Miljöpåverkan förstärks och accentueras.

Familjen flodpärlmusslor anses vara 200 miljoner år gammal och därmed de primitivaste av stormusslorna. Familjens 12 arter finns spridda över norra halvklotet, i kallare vatten än övriga stormusslor – de är holarktiska arter. *Margaritifera margaritifera* finns i norra Europa och på enstaka platser i Spanien, Portugal och Frankrike (Figur 1).

I Skandinavien finns i dag många av världens återstående populationer av flodpärlmussla. Norge räknar nu med 350–400 vattendrag (Direktoratet for Naturforvaltning 2006) och i Sverige finns 551 vattendrag med flodpärlmussla (Söderberg m.fl. 2008a). Skandinavien, framför allt Norge och Sverige, har ett stort ansvar för flodpärlmusslan i och med att minst två tredjedelar av de kända populationerna finns här. Flodpärlmusslan är en skandinavisk ansvarsart.

Många av de svenska populationerna är små och det finns en tendens att statusen fortsätter att försämras (Eriksson m.fl. 1998, Schreiber & Tranvik 2005). Vid en jämförelse av flodpärlmusslans status i Sverige mellan år 1998 och 2008 visade

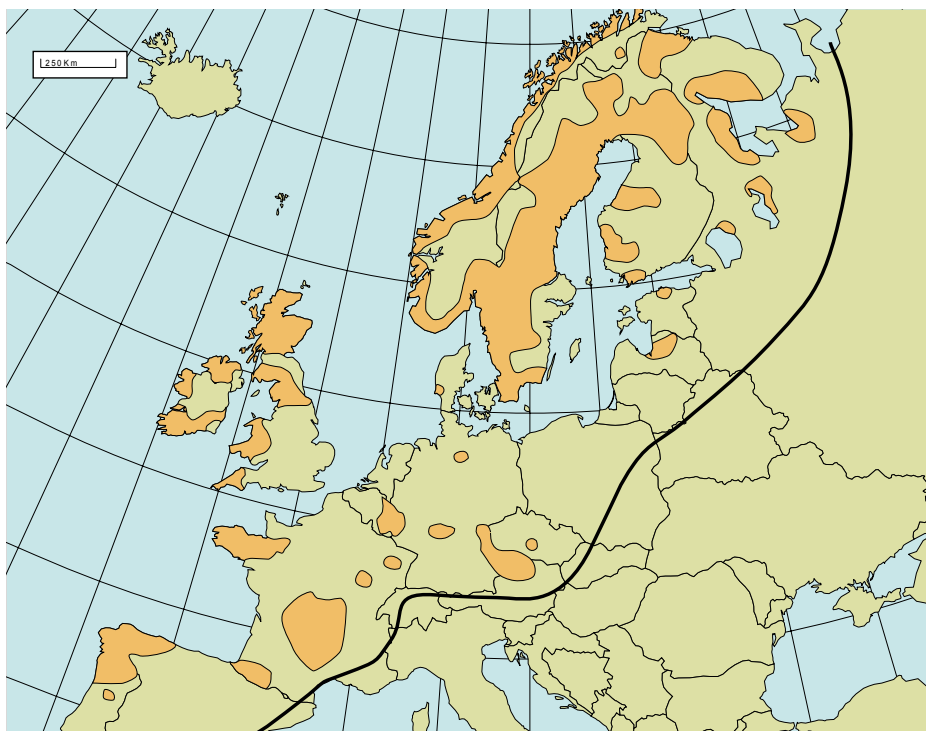
det sig att antalet populationer med föryngring har minskat signifikant (Söderberg m.fl. 2008a).

Flodpärlmusslorna har en komplex livscykel med ett parasitiskt larvstadium, en lång juvenil period (cirka 10 år) och dålig förmåga att röra sig. Detta kompenseras med ett långt liv, tack vare låg ämnesomsättning, och en hög reproduktiv potential. De är bundna till rinnande vatten, vilket medför att näringen förs till dem med strömmarna, men också att de måste ha mekanismer som

ser till att de hela tiden behåller sin plats i vattendraget utan att föras nedströms. Om värdfiskarna försvinner och uppväxtmiljöerna för musslorna försämrats lever populationerna kvar, men endast bestående av gamla individer. De är tysta vittnen om vattenlandskapets försämrade status, en indikator på att det var "bättre förr". Endast i hälften av svenska vattendrag som hyser flodpärlmussla återstår livskraftiga populationer, vilket manar till åtgärder innan det är för sent.



I de flesta flodpärlmusselvatten saknas små/unga musslor. Om inte föryngringen kommer igång kommer bestånden att dö ut. Foto: Lennart Henrikson



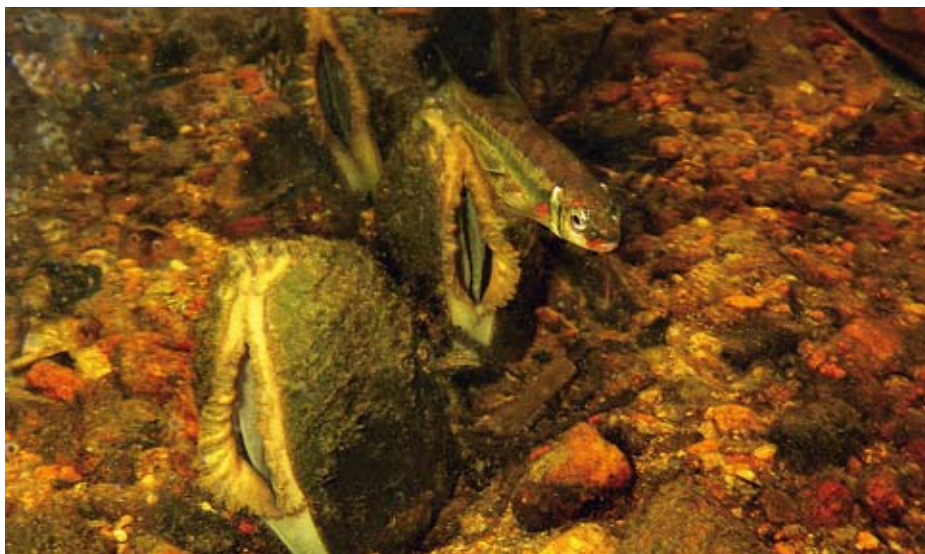
Figur 1. Utbredningen av *Margaritifera margaritifera* i Europa. Från Larsen (2005).

Att rädda flodpärlmusslan är att också rädda andra arter

Att rädda den fascinerande, men hotade, flodpärlmusslan kräver ett systematiskt och tålamodskrävande arbete. Det kan dröja 10 år innan man kan se om föryngringen har kommit igång efter åtgärder. Först då är småmusslorna synliga på bottenytan med hjälp av en vattenkikare.

FLAGGSKEPPSART

Flodpärlmusslan har höga krav på sin livsmiljö. Att skapa goda förhållanden för flodpärlmusslan är alltså detsamma som att skapa goda förhållanden för en mängd andra arter i vattendragen – flodpärlmusslan kan ses som en flaggskeppsart för akvatisk naturvård.



Flodpärlmussla och elritsa, *Phoxinus phoxinus*, har liknande krav på livsmiljön – åtgärder som gynnar flodpärlmusslan gynnar också elritsan. Foto: Lennart Henrikson

Arbeta metodiskt och strategiskt

Att arbeta med akvatisk naturvård kräver ett landskapsperspektiv – det som händer på en plats i vattenlandskapet kan ge effekter på en annan plats. Det gäller att lyfta blicken!

Det första steget i en åtgärdsstrategi är att bedöma flodpärlmusselbeståndets status (livskraft). Därefter identifieras hotbilden (Figur 2). Livskraftiga bestånd bör skyddas med lagligt skydd, som naturreservat. När bestånden inte bedömts som livskraftiga, det vill säga att föryngringen/rekryteringen inte är tillfredsställande eller beståndet är litet, behövs åtgärder. Dessa kan vara riktade mot musslorna direkt eller mot värdfisken. Ofta gynnar en och samma åtgärd både musslorna och värdfisken. Om hoten undanröjts, kan återintroduktion av musslor vara aktuell. Artificiell infektion av värdfisk eller uppfödning och utsättning kan behövas i svaga bestånd. Uppföljning och effektkontroll visar om åtgärderna har avsedd effekt. Information till aktö-

erna i avrinningsområdet är mycket viktig – vet dessa inte om att det finns flodpärlmussla, kan man inte förvänta sig att de tar tillräcklig hänsyn. Information bör därför komma tidigt i arbetet. Lämpligen sammanfattas informationen i en åtgärdsplan, som innefattar både den aktuella delen av avrinningsområdet och själva musselvattnet. En sådan plan är bra informationsmaterial till alla aktörer i avrinningsområdet.

Hotbilden identifieras i första hand på tillgänglig information. I regel är detta underlag ofta inte tillräckligt för slutsatser utan egna undersökningar krävs. Oavsett tillgängliga bakgrundsdata och egna undersökningar kan identifieringen av enskilda hot göras enligt nedanstående mall. Tanken har varit att angripa problemet stegvis där hot efter hot går igenom. Eftersom förekomst av värdfisk är essentiellt, lätt att undersöka och det finns en stor mängd data tillgängliga genom SERS (Svenskt

Elfiskeregister, www.fiskeriverket.se) kommer värdfisk tidigt i genomgången av hotbilden.

Från tillgänglig information:

1. Är vattenkvaliteten tillräckligt god? (Se kapitel 4).
2. Finns tillräckliga mängder av lämplig värdfisk, det vill säga ≥ 5 värdfiskar/100 m²?
3. Finns strömmande habitat med lämpligt substrat?
4. Är sedimenttillförseln naturlig och låg, det vill sägas mindre än 25 procent inblandning av finmaterial (<1 mm) i bottensubstratet?

Riktade studier:

5. Kompletterande studier av vattenkvalitet, värdfisk och sedimenttransporter.
6. Är substraten stabila?
7. Hur är vattenkvaliteten i den hyporheiska zonen?
8. Bär värdfiskarna glochidier?

Om manualen

Denna manual ger en bakgrund till flodpärlmusslans fascinerande biologi, dess krav på sin livsmiljö, hotbild och framför allt praktiska råd för restaurering av flodpärlmusselvatten, både för musslorna direkt och för värdfisken.

Manualen baseras främst på skandinaviska erfarenheter, bland annat ifrån Världsnaturfondens WWFs EU-LIFE-projekt "Flodpärlmussla och dess livsmiljöer i Sverige". Syftet med projektet var att ta fram metoder för att restaurera vattendrag med flodpärlmussla. Dessutom har erfarenheter från projekt i övriga Europa tagits till vara (se t.ex. Henrikson 2009).

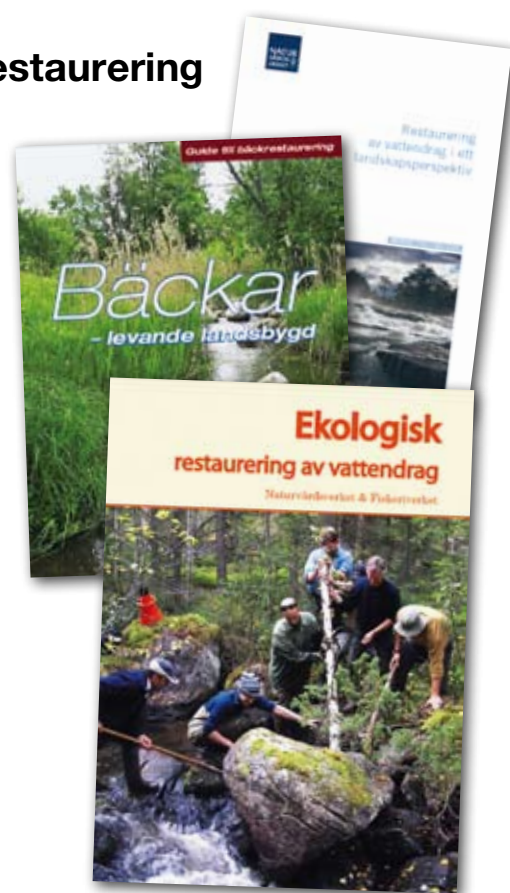
Vi har försökt att stödja våra råd på vetenskapliga arbeten. För vissa åtgärder saknas sådan dokumentation, men vi har ändå givit råd grundade på våra och andras erfarenheter.

Andra handböcker för restaurering

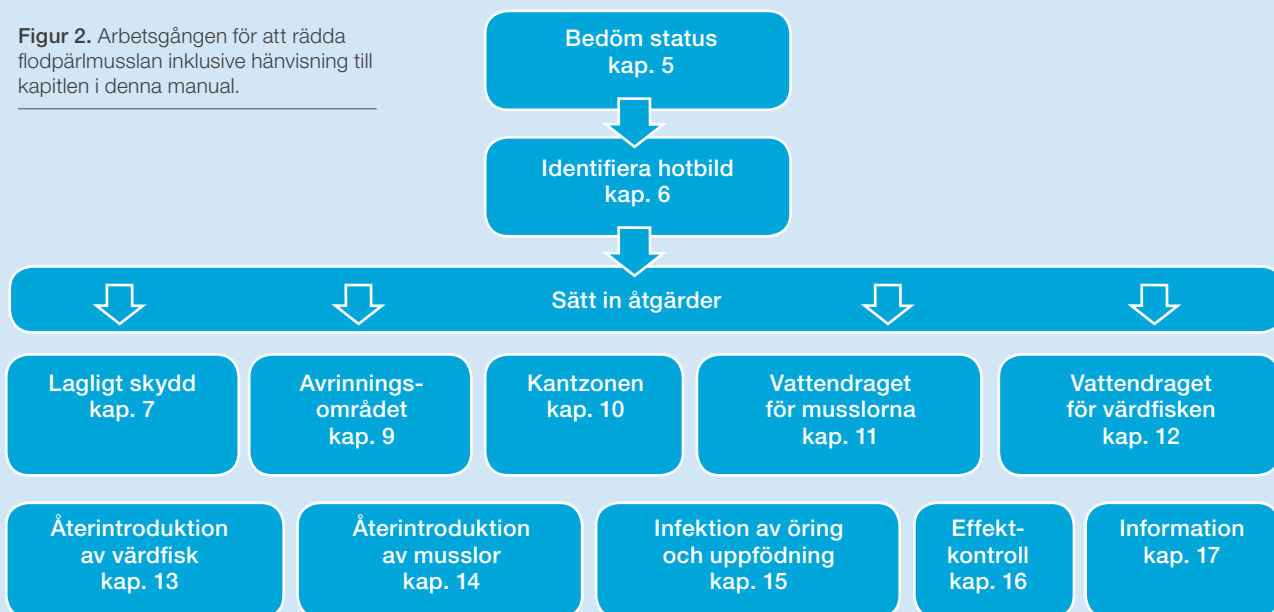
Rapporten "Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv" (Malm m.fl. 2006) ger en översikt över restaurering av vattendrag, där redovisas till exempel ett antal myter om restaureringsmetoder som är viktiga att beakta och intressekonflikter som kan uppstå.

Nyligen presenterades den omfattande svenska handboken "Ekologisk restaurering av vattendrag" (Degerman 2008), som ger råd för olika typer av åtgärder. Denna är ett bra komplement till föreliggande manual. Den finska handboken "Bäckar – levande landsbygd" (guide till bäckrestaurering) (Jord- och skogsbruksministeriet 2008) är en vacker och illustrativ skrift. Den tyska handboken "Leitfaden Flussperlmuschelschutz" (Sachteleben m.fl. 2004) är helt inriktad på musslor, mycket omfattande och detaljerad. ■

Tre nyligen utkomna rapporter om restaurering av vattendrag.



Figur 2. Arbetsgången för att rädda flodpärlmusslan inklusive hänvisning till kapitlen i denna manual.



2. Vattenlandskapet



Vatten finns överallt i landskapet – som ytvatten i sjöar och vattendrag, som markvatten och som grundvatten. Det som händer med marken påverkar vattnet. Foto: Thomas Öberg

Vattnet i landskapet

Vattnets storskaliga kretslopp är bekant för de flesta, från nederbörd till avrinning, som sker ytligt och nere i marken (grundvatten), ned till havet. Cirka hälften av nederbörden avdunstar direkt, en del lagras i grundvattenmagasin och återstoden avrinner. Hela dynamiken drivs av solenergi och gravitation.

Av världens vattenvolym utgörs endast 2,5 procent av sötvatten och av detta sötvatten utgör rinnande vatten endast 0,01 procent. Sötvattnet är ojämnt fördelat på kontinenterna.

20 procent av Sveriges landyta utgörs av olika våtmarker (sjöar, vattendrag, myrar och kärr). Längden vattendrag har skattats till cirka 600 000 km, cirka 1,3 km vattendrag per km² landyta.

Avrinningsområde

Avrinningsområdet är det centrala begreppet i vattenlandskapet. Överst i avrinningsområdet finns källflödena som efter hand som de flyter samman bildar

ett allt större vattendrag. Från källflödena ned till mynningen i havet byter vattendraget successivt skepnad och efter hand blir det bredare och får lägre lutning. Vattendraget är en produkt av avrinningsområdet, som styr såväl ekologiska, hydrologiska som geomorfologiska processer.

Terrasser

Vattendrag är i sina övre delar ofta branta och vattnets eroderande kraft gör att bottnarna består av grövre material, grus, sten och block. Vattendraget är terrasserat på sin väg nedströms, korta lugnsträckor byter av med forsnackar och strömsträckor. Terrasserna tar hand om den stora lägesenergin i vattnet. Tillsammans med lågt liggande översvåmningsområden och bifåror som kvarhåller vatten vid höglöden utgör vattendraget ett energiutjämnings-system och ett vattenmagasin som dämpar flödesvariationerna. Ett naturligt vattendrag är troligen det mest effektiva sättet att dämpa den geomorfologiska energin i vattnet, till exempel översvåmning, men samtidigt är det utrymmes-

krävande. Vattendrag behöver kunna röra sig i landskapet.

Meandering

Meandering finns i två ledder, lateralt (från sida till sida) resp. vertikalt (upp och ned). I brantare avsnitt i moränmark (med ett bottensubstrat grövre än 2 millimeter i diameter) är den laterala meandringen mindre uttalad, dels för att gravitationen bidrar till att skapa en rakare fåra, dels för att grövre substrat är mer motståndskraftiga mot vattnets erosion. Meandringen blir i stället sekvenser av grunda strömsträckor och djupare höljor, det terrasserade vattendraget. Längre ned i vattendraget vidgas det, blir djupare och lutningen minskar. Bottensubstratet blir mer finkornigt och vattendraget kan själv bära med sig de partiklar som utgör det dominerande bottensubstratet (alluviala vattendrag). Här börjar den laterala meandringen bli mer uttalad, till exempel i jordbrukslandskapet. Alltjämt finns dock en vertikal meandering kvar. I denna region ersätts ofta flodpärlmusslor av andra arter stormusslor.

Den hyporheiska zonen

Bottnar i vattendrag har en grund ytlig zon med ofta god vattengenomströmning, den så kallade hyporheiska zonen. Strukturer i vattnet som stenar och död ved samt vattnets egen meandering (vertikalt och lateralt) gör att vatten infiltrerar markzonen intill vattendraget och bottnarna. Det krävs god genomströmning för att denna zon ska kunna ha ett rikt djurliv. Zonen är tydligast utvecklad i sten- och grusbotten med liten sedimentation. Den hyporheiska zonen är en ekoton (en övergångszon mellan ekosystem) i vattenlandskapet, det är här yt- och grundvatten möts. I denna zon lägger laxfiskar sin rom, här finns en rik bottenfauna och här lever flodpärlmusslan, som ung helt nedgrävd.

DEN HYPORHEISKA ZONEN

I den hyporheiska zonen där yt- och grundvatten möts finns en rik bottenfauna. Här lägger laxfiskarna sin rom och de unga små flodpärlmusslorna lever nergrävda i bottensubstratet.

Strandzon

Strandzonen (Figur 3) är området mellan lågvattenståndet upp till högvattenståndet. Stranden är bryggan mellan land och vatten. Det är en annan arttrik och produktiv ekoton. Den präglas av balansen mellan torka och översvämning, erosion och sedimentation. Strandzonen kännetecknas därför av att vara ett mycket föränderligt system, med både snabba förändringar över tid och med stor naturlig variation. Mänskliga försök att kontrollera flöden i vattendrag resulterar i en minskad utbredning av strandzonen och minskad variation i strandzonen. Generellt kan man säga att strandzonen är smalast i de mindre vattendragen. I små skogsvattendrag kan strandzonens omfattning vara svår att se för det otränade ögat, framför allt på näringsfattig mark. Skogen står ofta alldeles inpå vattendraget och strandzonen markeras bara av inslag av viden

(*Salix spp.*) eller högrötsängar (älvängar). Strandzonens bredd kan vara under en meter. Längs större vattendrag utbildas ofta en tydligare strandzon på grund av återkommande översvämningar. Strandzonen kan här vara tiotals meter bred.

Sjöar

De flesta sjöar i Skandinavien, Skottland, norra Ryssland och norra Nordamerika har bildats genom glaciala processer, främst som en följd av den senaste istiden. Sjöar bildas också av andra processer (i modern tid tyvärr genom dämning av rinnande vatten). Flera processer inom sjöarna påverkar vattensystemet, många av dem handlar om sjöarnas funktion som magasin. Den viktigaste processen är kanske att utgöra ett sedimentationsbäcken. Partiklar som förs med tillrinnande vatten sedimenterar och ett klarare vatten lämnar sjön.

Förutom att vara ett sedimentationsbäcken så kan sjöarna även rena vattnet från närsalter. Fosfor faller ut med partiklar och en del kväve avgår till luften. Sjöar utgör också sommartid ett magasin som samlar på sig värme. Vattendraget nedströms sjön är signifikant varmare än uppströms, samtidigt bibehålls värmen långt in på hösten. Variationerna i vattentemperatur är mindre nedströms sjön än i vattendraget uppströms.

Ovanpå detta är flödesvariationerna mindre nedströms större sjöar efter som de även magasinerar vatten. Slutligen flyter växtplankton och smådjur ur sjön. Nedströms sjön, vattenlandskapets moderator, är vattnet alltså renare, kan innehålla mycket födoämnen, vattenföringen är stabilare och temperatursvängningarna är mindre.



Figur 3. Det finns många ekologiska samband mellan strandzonen och vattendraget. Strandzonens bredd är olika för olika vattendrag. Längs reglerade älvar, som Vindelälven, kan den vara flera hundra meter bred. Foto Lennart Henrikson

Hydrologi och geomorfologi

Ur grundvattenmagasinen avrinner kontinuerligt en viss mängd vatten som dyker upp som ytvatten på lägre nivåer, i så kallade utströmningsområden. Typiska utströmningsområden är kärr, samt vattendrag och sjöars bottenar (den hyporheiska zonen). Detta ständiga utflöde skapar ett basflöde, en viss miniminivå av vatten som brukar strömma i vattendragen (Figur 4).

Under vegetationsperioden tar landväxterna hand om en del av nederbörden samtidigt som avdunstningen är större. Mindre vattenvolymer infiltreras och avrinner. Vid perioder med hög infiltration ned till grundvatten kommer extra grundvatten att komma ut i vattendragen.

Högflöde och lågflöde

Ovanpå detta kommer sedan ytlig avrinning i de övre markskikten. Denna är i Skandinavien störst vid snösmältning och på hösten. Man kan grovt skilja på högflöden som orsakas av snöavsmältning på våren (vårflod), högflöden som drivs av kraftiga regn (stormflöden) och lågflödesperioder då flödet domineras av grundvatten (basflödet). Lågflöden förekommer på sen-

vintern och högsommaren. Sammantaget bidrar detta till årssynamiken i vattenföringen.

Lågvattennivån kan sägas vara den som begränsar den biologiska produktionen i vattendrag. Årligen återkommande lågvattenföringar sätter gränsen för akvatisk vegetation, smådjur och fisk. Mellan de nivåer som skapas av normal lågvattenföring och normal högvattenföring börjar i regel strandens vegetation, medan träd brukar växa ovanför gränsen för den extrema högvattenföringen.

Medan lågflödena ofta bestämmer gränserna för vattenlivet så är det högflödena som för med sig mest närsalter och sediment. Högflödena är viktiga för den biologiska mångfalden, bland annat genom att översvämma landskapet, vilket föryngrar och vidmakthåller stränderna. Dessa flöden bestämmer också fårans form och transporterar den övervägande delen av sediment. Sediment rivs inte bara upp från normalt lugnflytande partier utan kan även sållas ur från grusiga och steniga bottenar. Högflöden kan alltså skölja rent bottenar, men också deponera mer sediment i lugnare partier.

Erosion, sedimenttransport och deposition

De tre stora geomorfologiska processerna i landskapet som styrs av vatten är erosion, sedimenttransport och deposition. Vattendrag kan sägas vara ett system för transport av vatten, sediment, närsalter och organiskt material nedströms. Det finns ett intimt samband mellan mängden vatten och mängden sediment som transporteras. Förenklat kan det uttryckas som (Gordon m.fl. 2004):

$$\text{Sedimentmängd} \times \text{partikelstorlek} = \text{Vattenflöde} \times \text{lutning}.$$

Ur detta förhållande kan ses att ju finare partiklar, större flöde eller lutning desto mer sediment kan transporteras. Vattendraget kan säga vara i jämvikt eller stabilt om alla de fyra storheterna är i balans. Om mer sediment kommer in i vattendraget från avrinningsområdet vid en given partikelstorlek och flöde måste lutningen öka, dvs. vattnets eroderande kraft ökar. Om lutningen ökas genom att vattendraget rätas kommer sedimentmängd och/eller transporterad partikelstorlek att öka.

Biologisk mångfald utgörs av arter, processer och strukturer

Biologisk mångfald är ett begrepp som kan sammanfattas som "rätt arter, på rätt plats och i normal numerär med intakt genetisk variation i en god livsmiljö". Inte bara arter ingår således i begreppet biologisk mångfald, utan också strukturer och processer. Ett exempel är tillförsel av strukturen död ved, en process som sker från en intakt trädbevuxen kantzon och som i sin tur skapar nya processer i vattnet (exempelvis regenererar lämpliga grus- och stenbottenar för flodpärlmusslor). Förhoppningen är att om strukturer (habitat) och processer återskapas så kan den tredje komponenten i biologisk mångfald, arterna, återkolonisera. Ibland blir det också så, ibland inte. Väl belagt är dock att artrikedomen ökar med miljöns mångformighet.

Denna manual för restaurering av flodpärlmusselvatten handlar till stor del om att återskapa just naturliga strukturer och processer.

Naturlig dynamik

Vattenlandskapet är naturligt ett dynamiskt och föränderligt system (Figur 5). Liksom brand är en viktig naturlig störning i skogen så är högflöden, isavgång, stormfällan och jordskred exempel på omvälvande processer som behövs för att upprätthålla strukturer och arter i vattendrag. Stränderna formas av både översvämnningar och isgång, som ger erosion och materialavlagring, annars skulle de växa igen och habitatdiversiteten minska. Ett naturligt vattendrag är inte statiskt. Hela skalan av inom- och mellanårsvariation i den

hydrologiska regimen, med normal varaktighet, tidpunkt, frekvens och förändringshastighet i flödet, är kritiska för att vidmakthålla den fulla naturliga biologiska mångfalden.

Förändrade flödesnivåer under året kan ge antingen erosion eller sedimentation på samma plats. Många habitat förändras därför starkt under säsongen. Det naturliga vattendraget är en ständig mosaik av skiftande påverkan, en miljö fjärran från det kanaliserade och reglerade vattendraget.

Variation och förändring är således en integrerad del i vattenlandskapet. Inte ens orört av människan kommer vattenlandskapet att vara stabilt och oföränderligt. Det kan finnas tillfälliga jämviktstillstånd över korta perioder i naturliga system, men generellt sker



Figur 4. Aursunda i Nord-Trøndelag fylke, Norge, vid låg vattenföring (basflöde) sommartid. Älven är ett laxvattendrag med ett stort och livskraftigt bestånd av flodpärlmussla.
Foto: Bjørn Mejdell Larsen.



Figur 5. Vattenlandskapet påverkas av översvämningar, skogsbränder, bäverdämmen med flera naturliga processer. Till detta kommer i dag påverkan av mänskliga aktiviteter. Illustration: Martin Holmer.

förändringar. Många av människan orsakade förändringar av vattenlandskapet har gått ut på att ta bort variation och förhindra förändring. Exempelvis erosion är en naturlig process som behövs för att vitalisera vattenlandskapet. Onaturliga störningar, dvs. sådana som orsakas av människan, kan dock verka starkt negativt, främst genom en ackumulering av störningar eller genom att komma vid fel tidpunkt (t.ex. när flodpärlmusslan släpper sina larver).

Att tillåta naturlig variation och förändring i vattendragen bör vara en självklar del i restaureringsarbetets filosofi.

Konnektivitet

Förutom den naturliga dynamiken behövs konnektivitet för att vidmakthålla den biologiska mångfalden. Konnektivitet

är möjligheten att fritt kunna utnyttja hela sitt naturliga habitat och för akvatiska växter och djur att kunna spridas fritt med vattenströmmarna. Förlust av konnektivitet påverkar direkt florin och fiskfaunan, och därmed indirekt övrig akvatisk fauna (exempelvis stormusslor, vars larver sprids med fisk).

Fisk i vattendrag och sjöar rör sig över stora områden under året. De allra yngsta stadierna kan ha en begränsad rörelseområde, men strömlevande öring

har visats vandra 2–23 km inom vattendrag under året för lek, födoexploatering och övervintring (exempelvis Bridcut & Giller 1993, Meyers m.fl. 1993, Burrell m.fl. 2000, Ovidio m.fl. 1998).

Fiskar behöver således kunna röra sig för att uppsöka nya habitat för att tillväxa, överleva och bevara sin genetiska variation. Av detta följer att även stormusslorna är beroende av ett vattenlandskap med fria vandrings- och spridningskorridorer. ■

3. Flodpärlmusslans biologi och ekologiska roll

Flodpärlmusslans biologi

Flodpärlmusslor är generellt skildkönade, det vill säga det förekommer både hanar och honor. I Skandinavien blir honorna vanligtvis könsmogna vid en ålder av ca 15–20 år. Men könsmogna individer som bara varit 10 år gamla har påträffats (Larsen 2005). Efter könsmognad kan de sedan delta i reproduktionen under hela sitt liv. Det finns således få gamla musslor som inte reproducerar sig (Bauer 1987a). De största musslorna kan nå en längd på 15–17 centimeter (Figur 6).

Befruktningen och larvstadiet

Spermier och ägg mognar under våren och sommaren. Hannarna sprutar ut spermier i aggregat (spermatozeugmata) i vattenmassan någon gång i juli-augusti, eller ännu tidigare varma somrar (Hastie m.fl. 2003). Spermier kan i detta skede ingen simförmåga utan kan enbart nå nedströms belägna honor. Genom honornas inströmningsöppning förs spermier ned till gälarna och befruktar där äggen. De befruktade ägganlagen utvecklas under en period av 380–420 dygnsgrader (cirka fyra veckor)

till cirka 0,07 millimeter stora mussel-larver, glochidier (Hruska 2001). Musslor med glochidier i gälarna brukar kallas gravida. Normalt är 30–60 procent av individerna på en lokal gravida (Young & Williams 1984a, Larsen 2005). I Norge har det dock på flera lokaler påvisats att hela 80–100 procent av individerna varit gravida (Larsen 2005), och det är påvisat att de reproducerar sig varje år (Larsen & Berger 2009). Bauer (1987b) har visat att i större populationer är flodpärlmusslan skildkönad men att andelen honor som kan befrukta sina egna ägg (hermafroditism) ökar i glesa populationer. En stor hona kan producera flera miljoner glochidier årligen.

Glochidierna lämnar honmusslorna genom utblåsningsöppningen (Figur 7). Detta tycks ske synkroniserat inom en period av dryga två veckor, oftast någon gång i augusti-september (Larsen 1999), beroende på vattentemperaturens utveckling. Men frisläppandet av glochidielarver har observerats från slutet av juli. I Norge har gravida honor påträffats ända in i oktober månad (Larsen m.fl. 2007b).

Parasitstadiet

De frisläppta glochidielarverna öppnar och stänger sig ända tills de kommer i kontakt med gälarna på en fisk, då stänger de sig för gott. Flodpärlmusslornas glochidier har ingen krok, vilket gör att de inte kan sitta fast på utsidan av värddjuret. Glochidielarverna inkapslas i stället i gälarna (Figur 8). Larverna initierar en tillväxt i gälepitelet hos fisken som gör att larverna inbäddas av epitelceller inom loppet av timmar.

Eftersom glochidielarverna inkapslas i gälarna blir de föremål för värd-fiskens immunförsvar. Larverna sitter dessutom fästade på gälarna lång tid, så fiskens immunsystem har gott om tid på sig att reagera. Unga fiskar, årsungar, har inte haft kontakt med musslorna tidigare, dessutom kan de möjligen ha tunnare gälväggar och därmed vara enklare att infektera (Bauer 1987b). Fiskar som varit infekterade tidigare kan ofta inte fungera som värd för en ny larv. Det innebär att nästa gång fisken utsätts för glochidier så kommer dödligheten av dessa under parasitstadiet att vara mycket större än vid första in-



Figur 6. Flodpärlmusslan, *Margaritifera margaritifera*, blir normalt 10–13 cm, men de största exemplaren kan bli 15–17 cm (17,6 cm var det största svenska exemplaret – funnet i Jämtland). Skalet är mörkt brunaktigt, nästan svart hos äldre individer, och oftast njurformat. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.



Figur 7. Glochidielarverna bildar en tjock vitaktig fraktion i vattnet som snart löses upp. De har en förhållandevis kort tid som de kan vara frilevande – det gäller att hitta en värdfisk inom några dagar. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

fektionen. Till och med hos fiskar som utsätts för en infektion första gången kan det vara en stor dödlighet av mussellarver (Young & Williams 1984b).

Värdfiskar för flodpärlmussla kan vara öring eller lax (Young & Williams 1984a;b, Larsen 2005, 2006). I Sverige har endast öring observerats vara värd, men ett antal musselbestånd som finns i de större älvarna kan möjligen ha lax som värd, till exempel i Lagan och Ätran på svenska västkusten (Ingvarsson 2006). I Norge är lax den vanligaste värdfisken i de större laxälvarna och öring i de mindre, eller i älvar uppströms laxens utbredningsområde. Lax anses inte kunna fungera som värd för flodpärlmusslor ovanför sin naturliga utbredningsgräns i norska älvar (Larsen m.fl. 2000; 2002, Larsen 2004). Detta innebär att flodpärlmusslor som etablerat sig i ett vattensystem tillsammans med lax tycks vara hänvisade till enbart lax som värdfisk och musslor som etablerats tillsammans med öring fungerar bara tillfredsställande på öring. I norska älvar med både lax och öring som värdfisk så släpper "öringmusslorna" sina glochidier 3–8 veckor före "laxmusslorna" (Larsen 2002).

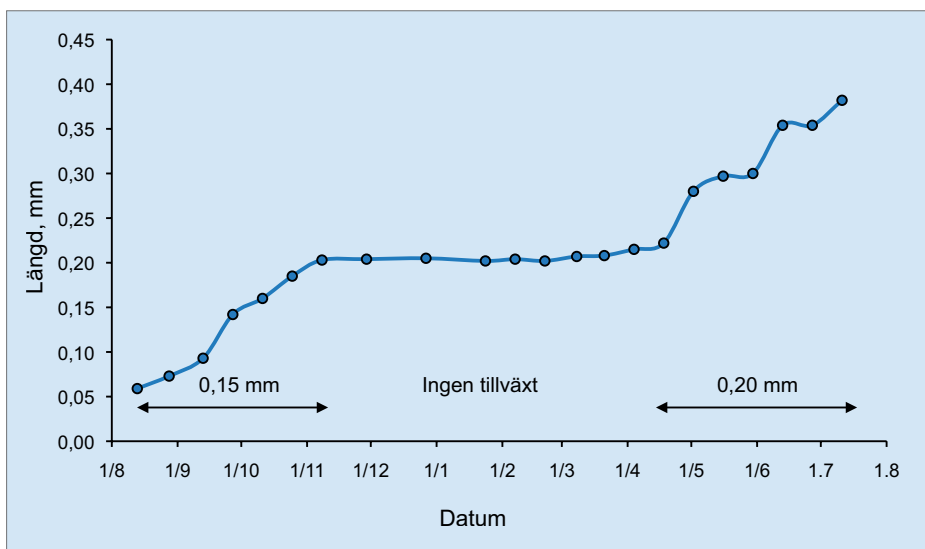
Denna långtgående anpassning mellan musslorna och värdfisk kan troligen vara sådan att endast vissa stammar av värdfisk passar musslorna från ett vattendrag. Från Tyskland finns uppgifter som visar att lokal öringstam i samexistens med flodpärlmusslan fungerade bäst som värdfisk (Altmüller & Dettmer 2006, Buddensiek 1995). Motsvarande observationer finns också från Sverige (Söderberg m.fl. 2008a) och Norge (Marit Ladegaard muntl., Larsen 2009a) där det konstaterades att olika öringstammar fungerade olika bra som värdfisk för flodpärlmusslorna.

Temperaturberoende

Inte bara glochidiestadiet, utan även parasitstadiet, är temperaturberoende. I Tjeckien och Tyskland har man sett att på altituden 750 meter över havet behövs cirka 1 350 dygnsgrader för att utvecklingen från glochidielarv till en cirka 0,4–0,5 millimeter stor flodpärl-



Figur 8. Vänstra bilden: Mussellarver på öring. Foto: Jakob Bergengren. Högra bilden: Mikroskopibild av mussellarver på fiskgälar. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.



Figur 9. Tillväxten hos glochidielarverna är uppdelad i två faser: höst och vår-försommar. Exempel från Sørkedalselva (Oslo/Akershus Fylke) i Norge. Data från Bjørn Mejdell Larsen, NINA.

mussla ska kunna genomföras (Hruska 2001). När larven väl fäst på gälarna hos en värdfisk är det först en period av 2–3 månader då larven tillväxer svagt. Sedan övervintrar larven utan att den växer (Figur 9). Därefter, under april-juni då vattentemperaturen stiger, accelererar tillväxten och differentieringen från larv till ung mussla fullföljes. Totalt varar således parasitstadiet 9–11 månader beroende på lokalt klimat i Skandinavien och Kolahalvön, Ryssland (Larsen 2005, Ziuganov m.fl. 2000).

Juvenila musslor

I maj-juni släpper den unga musslan (som då är 0,4 millimeter lång) från värdfisken och följer med vattenströmmen tills den slutligen hamnar nere i vattendragets bottenstrukt. Bara de som hamnar i lämpligt bottenstrukt, från sandiga till grusiga bottenar, har möjlighet till att överleva. Musslan ligger normalt nedgrävd i botten under de första 4–8 åren. Att vara begrävd i bottenstrukt är troligen en anpassning för att minska risken att spolas

bort och risken att bli uppäten. Som en ytterligare försäkring mot bortspolning har musslan speciella fästtrådar (Figur 10). Tiden nedgrävd i substratet är kritisk. Så många som 95 procent av musslorna dör under sina första år (Young & Williams 1984a).

Livskraften hos de nysläppta musslorna avgörs av hur förhållandena var hos värdfisken under parasitstadiet (Hruska 2001). Erfarenheterna säger dessutom att de juvenila musslorna bör ha en storlek överstigande 0,36 millimeter och tillväxa 250 procent under den första sommaren, annars riskerar de att dö. Till att börja med sker tillväxten på upplagsnäring, men ganska snart övergår musslan till att äta mikroskopiska partiklar med hjälp av sin fot. Vid en skallängd av 4 millimeter utvecklas filtrerapparaten (Buddensiek 1995). Successivt som de tillväxer söker de sig upp till ytan där födotillgången är bättre.

Tillväxt

Exakt vad flodpärlmusslan äter är inte klarlagt, men bakterier, svampsporer, findetritus, mikroväxtplankton och små djurplankton är troliga födoobjekt. Klart är att de, liksom andra stormusslor, filtrerar finpartikulärt organiskt material ur vattnet (Figur 11). Troligen är det relativt små partiklar (<40 mikrometer) som generellt föredras hos stormusslor (Strayer 2008).

Tillväxten under de första frilevande åren är relativt långsam (1–2 millimeter/år) för att sedan öka successivt, vilket medför att musslan uppvisar ett mer eller mindre exponentiellt tillväxtförlopp under sin första levnadstid. Då musslorna är 4–8 år och har en skallängd överstigande 10 millimeter, börjar de bli synliga på vattendragets botten. Även de stora (vuxna) musslorna kan vara helt nedgrävda i botten substratet. I den undersökning som Bergengren (2000, 2006) genomförde i sex svenska vattendrag framkom att i genomsnitt cirka 20 procent av musselpopulationen var nedgrävd. En undersökning av flodpärlmusslan i åtta vattendrag i Norge visade att i genomsnitt 34 procent av musslorna var nedgrävda (Figur 12, Larsen m.fl. 2007b).



Figur 10. För att ytterligare minska risken att spolats bort har unga musslor förutom foten ytterligare ett fästorgan, en "byssustråd", som klibbar fast vid botten. Byssustråden nyttjas av de små musslorna för att inte spolats bort i det strömmande vattnet.

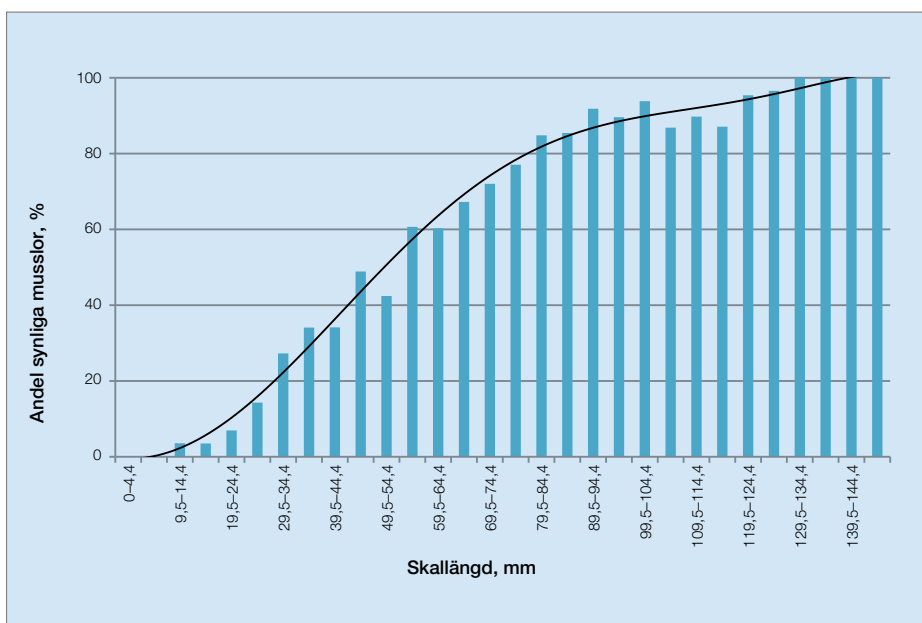
Foto: Håkan Söderberg (vänster), Lennart Henrikson (höger).



Figur 11. Stora flodpärlmusslor sitter med den trubbigare framänden nedgrävd i botten och suger in vatten med inströmningsöppningen, som liknar en sifon. I gälarna sorteras finpartikulärt material ut till föda och resterande material samt vatten sprutas ut via utströmningsröret, den övre "sifonen".

Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Resultat från studier av musslors skal i Sverige visar att en mussla som växer med normal hastighet är cirka 10 år när den är 20 millimeter lång och strax under 20 år när den är 50 millimeter (Dunca 2009a). Flodpärlmusslorna blir väldigt gamla. Den äldsta kända flodpärlmusslan visade sig vara hela 280 år gammal (från Görjeån, Norrbottens län i Sverige). De är därmed en av de djurarter som blir äldst i den skandinaviska faunan och den äldsta kända i vår sötvattenmiljö. Tidigare har det sagts att det finns ett tydligt samband mellan musselpopulationens maximala ålder och förekomstens breddgrad. Men nya resultat visar att tillväxthastigheten kan variera mycket inom ett geografiskt område (Dunca 2009b) och att den maximala åldern inte uppvisar ett så starkt samband med breddgraden som tidigare påstås (Österling 2006, Dunca 2009a).



Figur 12. Undersökningar i Norge visar att musslorna lever nedgrävda i bottenstruktatet tills de uppnår skalstorleken 15–30 millimeter, samt att cirka 50 procent av de musslor som är 50 millimeter långa fortfarande är nedgrävda. Data från Bjørn Mejdell Larsen, NINA.

Flodpärlmusslan i ekosystemet

Som levande organism är flodpärlmusslan en komponent i vattenlandskapet och en viktig sådan. En vuxen flodpärlmussla filtrerar upp till 50 liter vatten under dygnet (Ziuganov m.fl. 1994). Det organiska innehållet filtreras ut och det oorganiska samt oätbara delar av den organiska fraktionen sprutas ut igen. Täta bestånd av flodpärlmusslor kan påtagligt rena vattnet från partiklar. I älven Varzuga på Kolahalvön filtreras årligen 30–90 procent av vattenvolymen av musslor. Beståndet av flodpärlmussla har i denna älv skattats vara 140 miljoner individer.

Således exkreerar flodpärlmusslorna dels det oätliga materialet i form av så kallat pseudofaeces, dels resterna av födoupptaget så kallat faeces. Det senare innebär att partiklar omvandlats dels till mindre partiklar, som kan användas av evertebrater som är detritusätare, och dessutom är faeces delvis en

näringslösning till växter. Det organiska innehållet i de strömmande vattnen hålls därmed kvar och kan tillgodos göras av ekosystemet lokalt. En del binds dock i musslornas biomassa, som kan vara den dominerande konstituenten i biomassan av botten djur under lång tid.

Musslorna utgör därmed en struktur som aktivt kvarhåller det organiska materialet i strömvattenekosystemet, dels genom att filtrera, dels genom att öka bottenheterogeniteten och därmed fungera som en fälla för partiklar. Musselbestånd kan därigenom ge habitat och födounderlag för en betydande mängd botten djur (Strayer 2008). Med den ökade bottenheterogeniteten ökar också den aktiva bottenytan, vilket kan tänkas öka produktionen av laxfisk (exempelvis Ziuganov m.fl. 1994).

Musslorna, likt träd, har daterbara tillväxtzoner, inte bara för enskilda till-

PARAPLYART

Flodpärlmusslan är en *paraplyart* – musslans habitat anses inkludera andra skyddsvärda arters habitat inom rinnande vatten med naturligt låg trofinivå.

Om det finns en livskraftig musselpopulation, så finns förutsättningar för att alla andra naturligt förekommande arter skall kunna existera i livskraftiga populationer.

växtsäsonger, utan till och med daglig periodicitet kan avläsas. Därmed ges fantastiska möjligheter att utnyttja flodpärlmusslan som ett miljöhistoriskt arkiv som visar förekomsten av metaller och spårämnen under hela dess levnad (Carell m.fl. 1987, Dunca & Mutvei 2001, Mutvei & Westermarck 2001). ■

4. Flodpärlmusslans krav på livsmiljön



Flodpärlmusslan kräver klart strömmande vatten med rent bottensubstrat av sten och grus. Foto: Sofi Alexandersson (vänster), Lennart Henrikson (höger)

Superhabitatkrav

En komplex livscykel, ett långt liv och behovet av goda populationer av värd-fiskar ställer stora krav på musslornas miljö. Habitatet kan indelas i fyra komponenter; super-, meta-, makro- och mikrohabitat. Nedan redogörs kortfattat för flodpärlmusslornas krav i dessa fyra skalar.

Med superhabitat förstås en organisms krav på övergripande faktorer som främst temperatur och nederbörd (ex. vattenförling, risk för torka) som bestämmer utbredningen över jorden. Det är troligen klimatet som begränsar musslorna i Europa till de norra och västra delarna, områden med ett övervägande oceaniskt (maritimt) påverkat klimat utan alltför låga vintertemperaturer (Figur 1). Hastie m.fl. (2003) anger

temperaturintervallet för flodpärlmussla till 0–25 °C.

Temperaturkravet medför att musslorna inte kan förekomma över hela den skandinaviska halvön. I den norra delen av utbredningsområdet kan rekrytering av musslor hänga samman med varma somrar (op. cit.). Medan värd-fisken öring påträffas över 1 000 meter över havet har musslorna inte påträffats högre än 575 meter över havet i Sverige. I Norrbotten, i nordligaste Sverige, når de bara 430 meter över havet i Gällivare kommun. Smith (2001) menar att flodpärlmusslorna också kan vara begränsade i utbredning i lägre belägna områden på grund av konkurrens från andra stormusslor. Rimligen kan avsaknad av rätt värdfisk också spela in då laxfiskar ersätts av andra arter i vattendragen i vissa låglänta kustområden.

Metahabitatkrav

Med metahabitat avses spridningen inom avrinningsområdet. Det är ofta observerat att musslorna fördelar sig ojämnt i vattendragen, vissa partier tycks passa medan andra partier med synbart likartade förhållanden inte gör det. Generellt förekommer flodpärlmusslorna i Sverige oftast i de övre, mindre delarna av avrinningsområdet, ofta med en vattendragsrang (stream order) av 2–4. Dessa vattendragsavsnitt har ofta hög lutning och liten sedimentdeposition. I de allra minsta vattendragen finns risk för torka och bottenfrysning, varför de sällan hyser musslor.

Strömmande vatten

Genomgående lever flodpärlmusslorna i strömmande habitat. Områden med rika musselbestånd i Pärälven, norra Sverige, fanns bara omedelbart nedströms stora forsområden (Hendelberg 1960), som rimligen ger ett bättre födo-utbud. I olika spatiala skalar så verkar stormusslor i strömmande vatten förekomma i områden som ger dem skydd mot de mest extrema vattenförlingarna (Johnson & Brown 2000, Hastie m.fl. 2001, Howard & Cuffey 2003). Flera studier av olika stormusslor har visat på negativa effekter av extrema höglöden (exempelvis Bolden & Brown 2002, Hastie m.fl. 2001, 2003, Kleiven & Dolmen 2008) som stör substratet. Hendelberg (1960) observerade att musslor i stark ström spolades nedströms med sin fot utsträckt för att försöka greppa tag om bottensubstratet. Liknande observationer finns från andra svenska vatten

SAMMANFATTNING AV FLODPÄRLMUSSLANS KRAV PÅ LIVSMILJÖN

Musslor vill ha strömmande vatten av bra vattenkvalitet, stabila bottnar med lämpligt material, god vattenomsättning i substratet och god tillgång till värdfisk.

Med dagens kunskap föreslås följande riktlinjer för skandinaviska vatten:

pH	$\geq 6,2$	(minvärde)
Inorganiskt aluminium	$< 30 \mu\text{g/l}$	(maxvärde)
Totalfosfor	$< 10 \mu\text{g/l}$	(medelvärde)
Nitrat	$< 125 \mu\text{g/l}$	(medianvärde)
Turbiditet	$< 1 \text{ FNU}$	(medelvärde, vårfod)
Färgtal	$< 80 \text{ mg Pt/l}$	(medelvärde, vårfod)
Vattentemperatur	$< 25 \text{ °C}$	(maxvärde)
Finkornigt (<1 mm) substrat	$< 25 \text{ procent}$	(andel av partiklar, maxvärde)
Redoxpotential	$> 300 \text{ mV}$	(korrigerat värde, se kap. 6)
Antal laxfiskungar	$\geq 5 \text{ per } 100 \text{ m}^2$	(minvärde, sommar)

(Grundelius 1987). På så sätt kan musslor ansamlas i områden med måttligare strömhastighet eller med bättre förhållanden, till exempel mindre surt vatten (Henrikson 1996).

Substratets karaktär

Substratets stabilitet är viktig (Strayer 2008) och styrs av dess sammansättning, extremflöden och vattendragets lutning. Lutningen i flodpärlmusselhabitat har angetts vanligen vara i intervallet 0,08–0,3 procent (Skinner m.fl. 2003). Detta är helt beroende på hur stort vattendraget är. I små vattendrag krävs en större lutning för att få ett bra habitat för flodpärlmusslor.

Skog minskar sedimentläckage

Stor andel skog i avrinningsområdet är fördelaktigt genom att vattentemperaturen sänks, vattenflödena dämpas, den vattenhållande förmågan ökar samt risken för läckage av sediment och när-salter minskar (Figur 13). Svenska studier visar att musslorna oftare har god reproduktion i partier nedströms sjöar (Lundstedt & Wennberg 1995), helst stora sådana (Söderberg m.fl. 2008b),



Figur 13. Enningdalselva i Østfold fylke, Norge rinner upp i Bohuslän. Älven har stora naturvärden och ett relativt stort bestånd av flodpärlmusslor, bland annat tack vare långa partier med skogs-klädda stränder. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

dvs. i områden där vattenföringen och temperaturen stabiliseras samt mängden sediment och organiskt material är

lägre. Områden med stor sedimentation av silt och växtmaterial innehåller inte flodpärlmusslor (Hendelberg 1960).

Makro- och mikrohabitatkrav

Makrohabitat handlar om livsbetingelserna inom cirka 10–100 meter från musslornas uppehållsplats. Mikrohabitat avser betingelserna där musslan uppehåller sig (0–10 meter). Generellt har man ofta lyckas förutsäga var musslorna finns på makroskala, men sällan på mikroskala (Strayer & Ralley 1993).

Flodpärlmusslans bottnar måste vara stabila så att de inte ständigt omlagras, de måste också vara strömsatta områden utan alltför stor sedimentation och med god tillgång på ung värd fisk och utan för höga vattentemperaturer. Samtidigt måste risken för uttorkning och infrysning vara ringa. Trots att dessa generella faktorer gäller alla storlekar kan man se en viss skillnad i habitatkrav mellan juvenila och adulta musslor med avseende på bottensubstratet (Geist & Auerswald 2007). Denna

skillnad torde vara storleksrelaterad – risken för predation och bortspolning är mindre ju större musslan är, dessutom torde de mindre musslorna ha svårt att gräva i grövre substrat.

Bottensubstratet bör vara stabilt även i makrohabitatsskala. Stabiliteten ökar om bottnarna är sammansatta av varierande partikelstorlekar, samtidigt ger detta också god genomströmning i botten. Områden som stabiliseras av större block och dessutom innehåller sand och fint grus är ideala habitat för juvenila flodpärlmusslor (Hendelberg 1960, Hastie m.fl. 2000a, 2001, 2003, Geist & Auerswald 2007). Sådana områden kan ha mycket talrika populationer av musslor (Figur 14).

Till skillnad från de flesta andra stor-musslor lever flodpärlmusslor i vatten med låg organisk halt, dvs. näringsfat-

tiga vatten. Faktorer som ökar mängden syretärande ämnen brukar vara negativa för musslorna. Syretillförseln till bottensedimenten är nämligen kritisk och styrs av substratets partikelstorlek och mängden finpartikulärt material (permeabilitet), mängden organiskt material (syretäring) och vattentemperaturen (syrets löslighet). Andelen finkornigt (<1 millimeter) oorganiskt material i bottnarna bör vara under 25 procent för att unga musslor skall lyckas överleva (Geist & Auerswald 2007, Ulvholt 2005, Österling 2006). Andelen organiskt material bör också vara låg. I det tyska vattendraget Lutter har man fokuserat på åtgärder som minskar sedimenttransport och deposition och därmed har man lyckats återfå rekrytering hos flodpärlmusslor (Altmüller & Dettmer 2000, 2006).

Vattenhastigheten i flodpärlmusselhabitat brukar anges vara i intervallet 0,25–0,75 meter per sekund (Björk 1962, Hastie m.fl. 2000a) och vattendjupet över 0,5 meter. Det är sällan stormusslor lever på vattendjup över 2 meter, men Hendelberg (1960) noterade flodpärlmusslor på upp till 3 meter djup i Pärälven, norra Sverige, och uppgav att pärlfiske förekommit ned till 5 meter djup. Från Finland finns förekomster på 5–6 meter djup noterade i vattendraget Lutto (muntligen Panu Oulasvirta). Liknande iakttagelser från Norge styrker antagandet att flodpärlmusslan kan förekomma på relativt stora djup i älvar om de yttre förhållandena är bra. Att musslor sällan påträffas grundare än 0,5 meter förklarar Hendelberg (1960) med att dessa djup ibland torrläggs och att isgången kan vara svår. Björk (1962) noterade att många flodpärlmusslor i södra Sverige dog under den extrema torkan sommaren 1959.

Stor andel skog är viktigt på meta-habitatnivå, men också på makro-habitatnivå. Det optimala habitatet för flodpärlmusslor har en beskuggning på 60–100 procent (Moog m.fl. 1993). Skogen skuggar och ger därmed en minskad



Figur 14. Pauliström, ett biflöde till Emån, med flodpärlmusslor har lämnats orensad, vilket innebär att stora block ligger kvar och stabiliserar bottenarna. Foto: Jakob Bergengren

vattentemperatur, något som blir viktigare ju mer sydligt (exempelvis Morales m.fl. 2004) och kontinentalt klimatet är, men framför allt minskar det tillväxten av växter och trådalger. Stor växtpro-

duktion ger en stor mängd växtmassa som skall brytas ned och kan ge syrebrist i sedimenten. Björk (1962) konstaterade att flodpärlmusslor generellt förekommer på sträckor utan vegetation.

Vattenkvalitet

Vattenkvaliteten bör vara sådan att bottenar inte sätter igen eller får syrebrist samt att en överproduktion av växter inte sker. Detta innebär att stora mängder sediment inte får transporteras ut i vattendraget. Arvidsson m.fl. (2006) fann att vattendrag utan musselreproduktion hade en turbiditet på 3,6 NTU och vattendrag med reproduktion 0,94. Söderberg m.fl. (2008b) angav en turbiditet på 1 FNU som en gräns för vattendrag med god reproduktion av flodpärlmusslor (Figur 15).

Inte heller vattnets innehåll av humusämnen får vara för hög. Mängden humusämnen påverkar vattnets brunhet. Brunheten mäts ibland som färgtal (mg Pt/l) och i Sverige har 80 mg Pt/l angetts som en övre nivå för vatten med reproducerande bestånd (Söderberg m.fl. 2008b). Totalfosforhalten

bör inte överstiga 15 µg/l för svenska bestånd med intakt reproduktion (Lundstedt & Wennberg 1995, Söderberg m.fl. 2008b), medan halter <30 µg/l anges för brittiska bestånd (Skinner m.fl. 2003). I Irland har man föreslagit att totalfosforhalten inte bör överstiga 5 µg/l (Moorkens 2007). Utgående från skandinaviska och irländska data föreslås 10 µg/l vara ett riktvärde för vatten som har god reproduktion av musslor. Fosfor är det växtnäringssämne som är begränsande för växtproduktionen i söt- och kustvatten. Därför är det viktigast att uppmärksamma på fosforhalterna. Halterna av kväve är ofta korrelerade till fosfor. Kvävehalterna bör generellt vara <1 mg/l (op.cit.). I Irland har man föreslagit att medianvärdet för nitrat inte bör överstiga 125 µg/l (Moorkens 2007). Generellt bör konduktiviteten

vara <10 mS/m (<100 µS/cm), men förekomst av flodpärlmussla rapporteras även vid högre konduktivitet. Geist (2005) anger att konduktiviteten vanligen är <20 mS/m.

På grund av sin utbredning i landskapet, som rimligen är en funktion av krav på låg sedimentation, förekomst av lax och öring samt konkurrens från andra stormusslor, förekommer flodpärlmusslor ofta i relativt mjuka och alkalinitet-svaga vatten (Hendelberg 1960, Grundelius 1987, Geist 2005). Ett fåtal bestånd påträffas dock också i kalkrika vatten med pH väl över 7,5 (Lucey 2006). I det norska övervakningsprogrammet för flodpärlmussla varierar medelvärdet av pH i de olika vattendragen mellan 6,5 och 7,7 (Larsen m.fl. 2007b). I Harrån i Sverige finns ett musselbestånd vid ett pH upp till 7,7.



Figur 15. I Hunnselva i Norge (Oppland fylke) saknar flodpärlmusslorna rekrytering. Orsaken är den höga turbiditeten som kommer av sedimenttillförsel från vissa små tillflöden.

Foto: Bjørn Mejdell Larsen

Försurning har skadat musselbestånd, antingen direkt eller genom att värd-fisken minskat (exempelvis Dolmen & Kleiven 2004), och kalkning har resulterat i förbättrad status (Henrikson 1996, Larsen 2006). Som nedre gräns för pH anges 6,1–6,3 och en låg halt av inorganiskt aluminium (<30 µg/l) (se Söderberg m.fl. 2008a), men adulta flodpärlmusslor kan tåla ett lägsta pH ned till 5 under korta perioder (Henrikson 1996). Vid dåliga förhållanden, till exempel om vattenflödet ändras, har musslorna en viss rörlighet och kan förflytta sig till en annan plats (Figur 16).

Slutligen bör nämnas att många metaller kan vara giftiga för musslor, speciellt koppar (Young 2005), och höga metall- och miljögiftshalter har påträffats i svaga bestånd av flodpärlmusslor (Frank & Gerstmann 2007). ■



Figur 16. Musslorna har en viss rörlighet (i storleksordningen någon meter/dygn) genom att växelvis pumpa in och ut blod (haemolymfa) i foten och på så sätt röra sig. Foto: Bjørn Mejdell Larsen

5. Bedömning av musselstatus



Erik Degerman, Mark Young, Håkan Söderberg och Oskar Norrgrann studerar flodpärlmusslan i River Spey i Skottland. Foto: Sofi Alexanderson

Bakgrund

Det finns ett antal standarder framtagna för att bedöma musselpopulationers status. Främst är de inriktade på att bedöma populationsstorleken och att studera om rekrytering förekommer. Det senare gör att man i flera fall gräver i substratet för att hitta de minsta musslorna, medan till exempel svenska standarder bygger på okulär besiktning av bottenytan.

I genomsnitt var 13–34 procent av individerna i sex svenska musselbestånd nedgrävda sommartid (Bergengren 2000) och det var främst de unga som var

nedgrävda. Detta gör att andelen unga musslor ofta underskattas (Hastie m.fl. 2000b, Larsen m.fl. 2007b – se Figur 12).

Det kan vara svårt att gräva i substratet på lokaler med musslor, speciellt om man är rädd att störa unga musslor. Det övre skiktet är enkelt att gräva i, men längre ner blir det allt mer packat. De praktiskt möjliga grävdjupen var vid en svensk studie i sex vattendrag i genomsnitt 7 centimeter (Bergengren 2000). Grävningen i sig kan innebära en störning av det aktuella habitatet

med ökad erosion och uppslamning av fint material. Dessutom kan man trots allt missa de minsta musslorna (<10–15 mm) eftersom de är svåra att se och lätt förs bort med strömmen.

Studier indikerar att några små (<20 mm) musslor i regel påträffas ovanpå substratet om de förekommer på lokalen (Bergengren 2000, jämför Figur 12). Generellt var de minsta musslorna som påträffas synligt på botten cirka 10 millimeter och kan då vara cirka 4–8 år i mellersta Sverige (Söderberg m.fl. 2008a), men åldern varierar betydligt mellan olika vatten.



Figur 17. Roland Segergren inventerar flodpärlmusslor med hjälp av vattenkikare.

Foto: Lennart Henrikson

Svensk standard

Den svenska standarden för inventering av flodpärlmusslor baseras på att man observerar synliga musslor ovanpå substratet med hjälp av vattenkikare (Figur 17).

En lämplig sträcka på den musselförande delen av vattendraget väljs ut och på denna sträcka slumpas 15 provsträckor om maximalt 20 meter längd. Inom varje provsträcka räknas antalet levande och döda musslor och populationens täthet och storlek beräknas. Storleksmätning sker av slumpvis utvalda individer utanför provlokalen. På provlokalen mäts längden på den minsta funna musslan.

KOSTNADER

Den svenska standarden för inventering av flodpärlmusslor i ett vattendrag med 15 delsträckor per vattendrag tar cirka 4–6 dagar för två personer att genomföra vid första tillfället. Därefter sjunker kostnaden något vid återbesök efter sex år (Lundberg & Bergengren 2008).

Till detta kommer resor och traktamenten vilket ger totalkostnader vid första besöket på cirka 35 000 kronor per vattendrag och vid uppföljning på cirka 25 000 kronor per vattendrag.

Kriterier för en livskraftig population

Håkan Söderberg och Oskar Norrgrann har tagit fram en klassificering av flodpärlmusselbestånds status som baseras på antalet musslor i populationen samt andelen av populationen som består av unga individer (Figur 18, Tabell 1). Indelningen baseras på en uppdelning av skandinaviska musselbeståndet utifrån längdfördelningen där 2 centimeter ungefär motsvarar en ålder på 10 år och 5 centimeter en ålder på 20 år (Dunca 2009a,b). Andelen unga musslor (<5 cm) bör vara minst 20 procent för att en population skall anses livskraftig.

Klassindelningen baseras bland annat på Young med flera (2001) samt erfarenheter från studier i Varzuga (Bergengren m.fl. 2004) och har presenterats vid ett nationellt seminarium om flodpärlmusslan i Karlstad, Sverige (Arvidsson & Söderberg 2006). Totalt kan statusen indelas i sex klasser, från livskraftiga till utdöda bestånd. ■



Figur 18. En livskraftig population har en stor andel små musslor. Skjutmättet visar på 1 cm. Foto: Lennart Henrikson

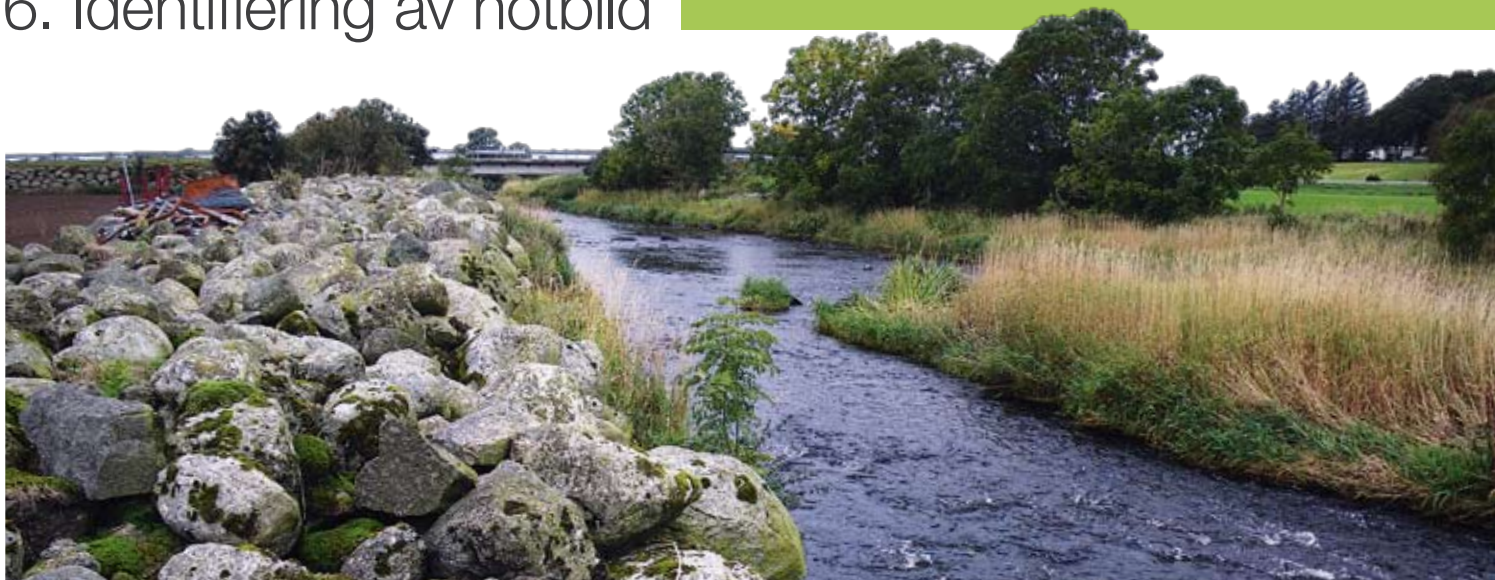
Tabell 1. Klassindelning av musselbeståndens status enligt svenska normer (musselstatus) (modifierad efter Arvidsson och Söderberg 2006, Söderberg m.fl. 2008b). Bedömningen bygger på inventering av musslor synliga med vattenkikare.

Klass	Status	Populationsstruktur
1	Livskraftiga	>20 % <5 cm och >0 % <2 cm (>500 ind.)
2	Livskraftiga?	>20 % <5 cm eller >10 % <5 cm och >0 % <2 cm (>500 ind.)
3	Ej livskraftiga	<20 % <5 cm eller >20 % <5 cm och <500 ind.
4	Utdöende	Alla >5 cm, riklig förekomst (>500 ind.)
5	Snart utdöda	Alla >5 cm, fåtalig förekomst (<500 ind.)
6	Utdöda	Dokumenterad förekomst som försvunnit



Hans Mack Berger kontrollerar musselförekomsten i Håelva, Rogaland, Norge. Älven ingår i det norska nationella övervakningsprogrammet. Foto: Bjørn Mejdell Larsen

6. Identifiering av hotbild



Det förändrade vattenlandskapet

I ett globalt och historiskt perspektiv har en mängd olika vattendrag tjänat som civilisationers vagnar. Vattendragen var transportled, kraftproducent, vattentäkt, avfallsplats och skulle samtidigt svara för en del av livsmedelsförsörjningen. Ekvationen gick inte att lösa, varken då eller i dag.

Dikning

Sedan medeltiden har man strävat efter att dika ut landskapet. Dikningsverksamhet var en förutsättning för att kunna möta en växande befolkning och möjliggöra en agrar utveckling. Efterhand började man i slutet av 1800-talet även att dika ut för att möjliggöra skogsproduktion. Successivt gav man sig på allt större vattendrag för att öka deras förmåga att avvattna landskapet. Rika livsmiljöer vräktes upp på land och kanaler skapades. Det utdikade landskapet har medfört extrema höglöden på våren och extrema lågvattenlöden sommartid. De kraftiga höglödena eroderar fårorna varpå habitat lämpliga för unga musslor, sandiga-grusiga bottenar, riskerar att spolats bort. Livsmiljön i de djupa och breda fårorna kan under sommarens extrema låglöden bli förödande för allt vattenliv.

Vandringshinder

Sedan början på medeltiden har man också etablerat kvarnar i strömmande vatten. Mängden kvarnar kunde vara stor även i små vattendrag och de utgjorde med kvarndammarna ett hinder för djurs vandring och växters sprid-

ning. Kvarnarna är gamla i landskapet och en del av industrisamhällets framväxt. I början av 1900-talet började allt fler kvarnar ersättas av vattenkraftverk för att producera elektrisk ström. Vattenkraften har haft en oerhörd negativ påverkan på vattenlandskapets hydrologi, geomorfologi och ekologi. Fiskar som inte längre kan vandra förbi alla dämmen och torra flodfåror har ersatts med storskaliga utplanteringar av degenererade individer, som för varje år ger allt sämre resultat. (Återfångsten av odlad havsöring från Dalälven i Sverige har minskat från 20 procent till cirka två procent under 50 år.) När vattenföringen stryps minskar vattenhastigheten och då ökar sedimentationen i tidigare strömmande partier. De stora vattenkraftsmagasinen är inget habitat för flodpärlmussla, eller andra naturliga arter i strömekosystemen.

Kanalisering och rensningar

Flottnings av timmer har skett sedan hundratals år i skandinaviska vattendrag. Framför allt var timmerflottningen förknippad med skogsindustrins stora genombrott under 1800-talet. För att undvika att timret fastnade och orsakade timmerbrötar genomfördes olika flottledsarbeten. Det handlade om att stänga av sidofåror, kanalisera och rensa bottenar på större sten, block och död ved samt anlägga enorma stenpirar och träkonstruktioner för att kanalisera och leda timret. I sidovattendragen byggdes också hålldammar som gjorde att man kunde samla vatten för att underlätta nedflottningen. Vattendraget blev kanaliserat och viktiga habitat, framför allt block försvann (Figur 19) och detta ledde till att även flodpärlmusslor försvann (Björk 1962).

SAMMANFATTNING AV HOTFAKTORER MOT FLODPÄRLMUSSLOR

- Avsaknad av lämpliga substrat. Kanalisering, rensningar, vattenreglering och extremflöden på grund av ett utdikad landskap medför att finare sediment, som sand och grus, spolats bort eller grävts undan.
- Syrebrist och låg vattengenomströmning i substratet, på grund av för stor tillförsel av inorganiskt och organiskt material, gör det till en dålig miljö för unga musslor.
- Avsaknad av lämplig vädffisk för mussellarverna på grund av fragmentering av vattensystemen, låg habitatdiversitet och utsättningar.
- Dålig vattenkvalitet på grund av förorening, eutrofiering, grumlingar och direkta giftutsläpp.
- Konkurrenter och predatorer kan möjligen vara ett hot.
- Pärlfiske var förr ett hot men bedöms i dag inte ha någon negativ påverkan.

Figur 19. t.v. Rensat norskt vattendrag med flodpärlmussla. När de stora strukturerna flyttas undan kommer vattenhastigheten att öka och finare substrat att spolats bort.

Foto: Bjørn Mejdell Larsen

Figur 20. t.h. Död ved och stora stenar skapar en divers miljö i Navarån, som hyser ett livskraftigt flodpärlmusselbestånd. De stora strukturerna gör att många mikrohabitat med lämpligt substrat för små musslor skapas.

Foto: Erik Degerman



Ökad sedimenttransport

Samtidigt har sedimenttransporten ökat med en faktor 100 i norra Europas floder det senaste seklet (Ripl & Wolter 2005) och landskapet har avskogats. I Europa var det ursprungliga skogstäcket under dagens klimatförhållanden cirka 90 procent (Huntley & Birks 1983; Perlin 1989). Idag antas skog endast täcka något över 30 procent av landytan (Mikusinski & Angelstam 2004). Förlust av skog har medfört flera negativa faktorer för vattendragen i form av förändrad avrinningsbildning, ökad vattentemperatur och ökad erosion och sedimenttransport, samt näringsläckage från brukad mark. I Lettland finns flodpärlmusslan bara kvar i vattendrag som har stora skogsområden (Rudzite 2001) och även i Sverige föreligger ett tydligt positivt samband mellan andel skogsmark och reproduktionsframgång hos flodpärlmusslor (Söderberg m.fl. 2008b).

Människan har alltså levt i en intim relation med vattnet och påverkat deras form, funktion, flöden, fauna och flora. Vid bedömningar av vattendrags ekologiska status utgående från faunan (fisk & bottenfauna) har endast fyra till sju procent av svenska vattendrag bedömts ha hög ekologisk status (Bergman m.fl. 2006). I Danmark har man på liknande sätt angett att endast 2,2 procent av vattendragen har bevarat deras naturliga geomorfologiska former (Brookes 1984, 1988).

Enskilda faktorer bakom svag föryngring av flodpärlmussla

Som framgått ovan är det en storskalig förändring av vattenlandskapet som skett. För en komplex organism som flodpärlmusslan kan det vara svårt att identifiera enskilda faktorer i miljön som orsakar svaga bestånd. Vi vet att man i de flesta undersökningar hittar stora musslor som har mycket ägg. Dessa "gravida" musslor släpper ut glochidielarver och finns rätt värd-fiskar så infekteras dessa. Däremot påträffas sällan unga (settlade) musslor i bottenarna. Detta talar för att reproduktionen fungerar, men att värd-fiskarna och andra faktorer fram till den settlade musslan blir vuxen kan vara begränsande (exempelvis Geist 2005, Söderberg m.fl. 2008a,b). Resultatet blir en avsaknad eller svag föryngring (rekrytering).

Förstörda habitat – avsaknad av stora strukturer och död ved

Allmänna förändringar av habitat har föreslagits vara orsaken till svaga bestånd i Irland (Ross 1990). Mer specifikt har man pekat ut kanalisering (Alvarez m.fl. 2000).

I Skandinavien har rensning av vattendragen för flottning och vattenkraftsutnyttjande påtagligt förändrat vattendragen. Dessa rensningar har ofta inriktats på att ta bort större strukturer, som stora stenar och block. Därmed har en mindre divers bottenstruktur skapats, med färre lämpliga stabila habitat för musslor och generellt högre vattenhastighet – en kanal. Den högre

vattenhastigheten innebär att finare substrat, sandgrus och mindre stenar spolats bort och sedimenteras i lugnvatten. Därmed försvinner det lämpliga habitatet för framför allt unga musslor och deras värdfiskar unga laxar och öringar. Död ved har motsvarande funktion som stora block (Figur 20) och har också blivit en brist i våra vattendrag. I Sverige skattas att 90 procent av vattendragen har så låg mängd död ved att det inverkar negativt på populationstätheten av öring (Degerman m.fl. 2004, 2005).

Hög vattentemperatur på grund av svag kantzon och ett ändrat klimat

Bland allmänna förändringar i livsmiljön har också ett förändrat landutnyttjande ansetts vara en negativ faktor, speciellt skogsbruk (Figur 21, Cosgrove m.fl. 2000, Söderberg m.fl. 2008b). Med minskad beskuggning ökar vattentemperaturen.

Hög vattentemperatur kan vara negativ för överlevnaden hos unga musslor (Buddensiek 1995) och fria glochidier kan leva mycket längre vid lägre vattentemperatur (<15 °C) (Akiyama 2007).

En trädbevuxen kantzon skuggar inte bara vattnet utan tillför också organiskt material och stabiliserar stränderna. Musselbestånd återfinns därför ofta i anslutning till avsnitt med trädbevuxen strandzon (Lucey 1993).

Under de senaste 100 åren har jordens klimat blivit varmare och detta kan ha flera negativa effekter på flod-

pärlemusslor direkt genom ökad vattentemperatur, men också i form av extrema låg- eller högflöden (Hastie m.fl. 2003). Värdfiskarna lax och öring är kallvattenarter och missgynnas båda av ett varmare klimat. Generellt kan man säga att temperaturer över 25 °C respektive 28 °C är letala för öring respektive lax, medan den övre temperaturgränsen för dessa arters tillväxt ligger under 20 °C (Elliott 1994).

Ökad sedimenttransport och igen-slamning på grund av svag kantzon

Förlust av opåverkad kantzon kan ge en ökad transport av sediment till vattendragen (Figur 21). Ju större del av avrinningsområdet som brukas aktivt, desto större risk för sedimenttillförsel till vattendragen. Det handlar ofta om flera lokala källor till sediment, till exempel vägsärningar, transporter i samband med skogavverkning, kreaturs-tramp samt otillräcklig kantzon mellan jordbruksmark och vattendrag. En ökad sedimenttransport i vattendrag är ett globalt fenomen. Goudie (1993) menar i en omfattande genomgång av

mänsklig påverkan på vattenekosystemen att ökad sedimentdeposition i vattendrags botten är den allvarligaste negativa faktorn.

Några studier har indikerat att just höga halter sediment i vattenmassan (mätt som turbiditet) och sedimentdeposition kan orsaka avsaknad av rekrytering av flodpärlmusslor (Geist 2005, Österling 2006, Söderberg m.fl. 2008b). Det är rimligen vattengenomströmningen i botten som är en kritisk faktor, vatten med födoämnen måste komma ned, avfallsprodukter måste föras bort och syrenivåerna måste vara goda.

Extrema högflöden och lågflöden på grund av utdikning

Både skogs- och jordbruksmark dikas för att öka den produktiva arealen. Utdikning kan öka tillförsel av sediment, närsalter, humus till vattendraget och påverka den vattenhållande förmågan. Högflödena blir extremare och lågflödena lägre. De förstärkta högflödena eroderar i lämpliga botten för flodpärlmusslor. Andra orsaker bakom extrema högflöden är storskalig avverkning av

skog, liksom ökad andel hårdgjorda ytor i tätorter. Extrema lågflöden har blivit vanligare genom att landskapet har utdikats och hårdgjorts. Avrinningen sker extremt snabbt och sommardag återstår endast lite vatten. I och med att vattenföringen blir låg minskar den vattentäckta ytan, mängden transporterade partiklar minskar och vattentemperaturen stiger sommardag. Vintertid ökar risken för infrysning av musslornas habitat (se nedan om "Låg vattentemperatur och bottenfrysning").

Förändrad hydrologisk regim på grund av vattenkraft

Ziuganov m.fl. (1994) och Hastie m.fl. (2003) anger vattenkraftutnyttjande som en viktig faktor bakom flera svaga populationer. Effekten av vattenkraftexploatering nämns också ovan i samband med ökad sedimentdeposition och nedan i samband med fragmentering av vattenlandskapet. Generellt kan sägas att vattendragsavsnitt nedströms reglerade dammar och vattenkraftverk stressas av variationerna i vattenflödet (Strayer 2008).

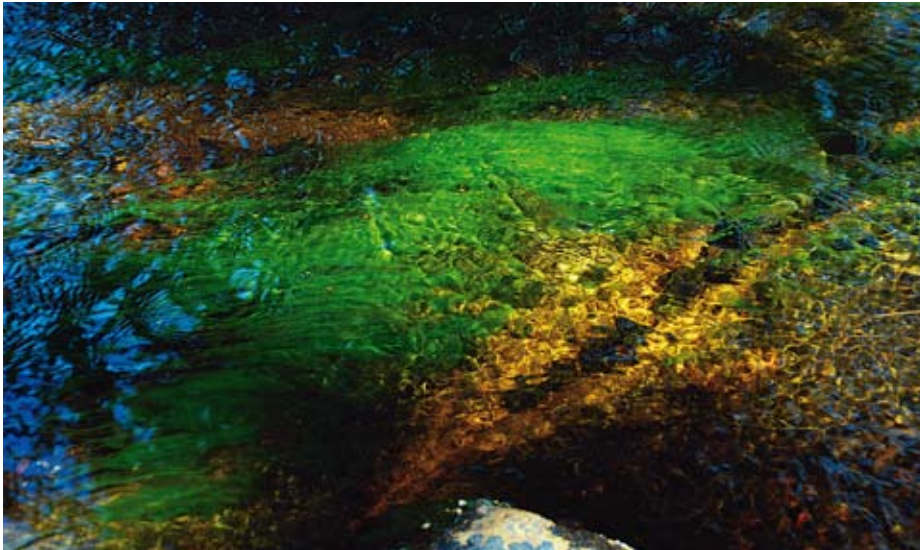
Lyckad rekrytering hos stormusslor kan bero helt av årets vattenföring. För arten *Fusconaia ebena* noterades att starka årsklasser uppstod när höga vårflöden avlöstes av relativt låg vattenföring (Payne & Miller 2000). De höga flödena kan ha spolat rent lämpliga botten och de låga flödena kan ha underlättat de unga musslornas settling. När vattnet regleras för kraftändamål elimineras så långt möjligt naturliga flödessituationer.

Låg vattentemperatur och bottenfrysning

Flodpärlmusslorna lever i regel i vattendragsavsnitt som inte torkar ut och därför inte bottenfrysar under vintern. Vid extrema förhållanden har dock omfattande musseldöd observerats när stark kyla uppträtt tidigt under vintern, innan snön har kommit och innan ett skyddande istäcke har bildats. I ett vattendrag i Västernorrland, mellersta Sverige, observerades cirka 10 000 döda musslor (Söderberg m.fl. 2008a). Samtidigt minskade tätheten av öring med 77 procent i områdets vatten-



Figur 21. Den skyddande kantzonen runt Saltsjöbäcken har huggits bort – av förstånd. Detta gör att beskuggningen minskar och vattentemperaturen kan bli för hög, samtidigt som sedimenttransporten ökar och vattendraget växer igen. I detta vattendrag minskade antalet flodpärlmusslor betydligt efter att kantzonen huggits bort. Foto: Håkan Söderberg



Figur 22. Större mängder med grönalger visar att vattnet är påverkat av övergödning. Foto: Lennart Henrikson

drag (Hoffsten 2003). Återhämtning av öringpopulationerna har dock varit mycket snabb (3–6 år).

Förorening och eutrofiering

Förorening anses vara en negativ faktor för flodpärlmussla i flera länder (Ross 1990, Cosgrove m.fl. 2000, Alvares m.fl. 2000, Bauer 1986). Mer specifikt har man ofta pekat ut eutrofiering (Buddensiek 1995, Akiyama 2007). Eutrofiering medför ökad algtillväxt (Figur 22) och mer nedbrytningsprodukter som ansamlas i botten, vilket ger försämrade syreförhållanden i den hyporheiska zonen. Detta gör att unga nedgrävda musslor missgynnas, men även vuxna musslor påverkas med försämrad tillväxt och överlevnad.

Direkta utsläpp av giftiga ämnen kan också påverka flodpärlmussla. I västra Sverige utrotades ett litet bestånd av flodpärlmussla i Blomsholmsbäcken av användningen av pentaklorfenol till träimpregnering (Eriksson m.fl. 1986). Norrgrann (2006) rapporterade om utslagning av flodpärlmusslor på långa sträckor av Kniptjärnsbäcken, Väster-norrland, nedströms en rotenonbehandlad sjö.

Ökad humustransport på grund av storskaliga förändringar

Även humusämnen kan bidra till att syresituationen i interstitialvattnet (vattnet mellan grus, stenar med mera) försämrats.

Vattnets brunhet är huvudsakligen beroende av mängden humusämnen, det vill säga nedbrutna växtrester. Brunheten mäts ibland som färgtal (mg Pt/l),

alternativt kan mängden humusämnen indikeras av mängden organiskt bundet kol i vattenmassan (TOC; total organic carbon). Att boreala vattnen blir brunare verkar vara ett fenomen som uppträder i stora delar av norra Europa och Nordamerika (Chapman m.fl. 2005). Den ökning av färgtalet som konstaterats beror troligen främst på klimatiska faktorer. Klimatet kan inverka genom att växtproduktionen ökar i takt med en högre sommartemperatur. Men exakt hur processerna fungerar är inte klart. De brunare vattnen kan dessutom vara kopplade till försurningssituationen eller markanvändningen (dikning, skogsbruk) – eller en kombination av dessa samt klimatet (Chapman m.fl. 2005, Evans m.fl. 2006). Monteith m.fl. (2007) menar att ökning av DOC är kopplat till det minskade nedfallet av svavel som skett under senare tid.

Försurning

En annan förändring av vattenkvaliteten orsakas av långväga transporterade luftföroreningar, nämligen försurning. Den orsakar låga pH och förhöjda halter av metaller (till exempel aluminium som kan strömma ur försurad mark; Figur 23) som kan verka direkt på musslorna eller på deras värdfiskar.

Henrikson (1996) visade att det främst är aluminium som vid låga pH-värden dödar musslor. Äldre musslor dör vid pH under 5, medan värdfiskarna tar skada redan i pH-intervall 5,5–6,3. I Norge anses försurning vara orsaken till att 94 procent av flodpärlmusselpopulationerna i sydligaste Norge (Sörlandet) dött ut (Dolmen & Kleiven 2004).



Figur 23. Läckage av aluminium från försurad mark i mellersta Sverige. Aluminium är starkt toxiskt för fisk och musslor. Foto: Erik Degerman

Ytvattnen i norra Europa återhämtar sig generellt från försurningen i och med att nedfallet av sura ämnen minskat. Dock kan en ökad utförsel av humusämnen motverka återhämtningen då humusämnen är svaga organiska syror.

Avsaknad av värdfisk

Många av de faktorer som inverkar negativt på musslor påverkar också deras värdfiskar. Små förändringar får stora negativa effekter då de drabbar både musslan och värdfisken.

Svenska studier visar att det krävs minst 5 öringårsungar (0+) per 100 kvadratmeter för att musselbestånden skall ha god reproduktion (Söderberg m.fl. 2008b). Sett till svenska vattendrag med icke-havsvandrande populationer av öring finner man sådana tätheter av årsungar av öring endast i 28 procent av vattendragen (data från Svenskt Elfiskeregister, SERS 2008-08-31, n=27 865 elfisketillfällen). Geist m.fl. (2006) menar dock att årsungar av öring inte är ett absolut krav utan att äldre fiskars större förmåga att bära glochidier kan kompensera i viss mån om dessa äldre fiskar inte varit i kontakt med musslorna.

Avsaknad av värdfisk har också pekats ut som en viktig faktor för flodpärlmusslor i andra studier (Grundelius 1987, Ziuganov m.fl. 1994, Cosgrove m.fl. 2000, Arvidsson m.fl. 2006). De värden som angetts för önskvärd öringtäthet, alla åldersstadier, har varit 5–20 per 100 kvadratmeter.

Men det viktigaste är kanske inte tätheten av möjliga värdar per ytenhet utan den tillgängliga mängden av värdar totalt. Små och fragmenterade fisk-

populationer har liten möjlighet att ge upphov till täta flodpärlmusselbestånd, vilket Strayer (2008) visat med en modell för stormusslor i allmänhet.

Avsaknad av rätt art eller stam värdfisk

I många vattendrag har man försökt förstärka populationerna av värdfisk med utsättningar, främst för att skapa fiske-möjligheter efter att vattendragen byggts ut för vattenkraftutnyttjande. Inga undersökningar utförs av om de utsatta fiskarna är av rätt stam för vattendragets karaktär eller för samspelet med andra organismer som flodpärlmusslan. Studier antyder att vissa öringstammar kan ha högre motståndskraft mot glochidie-infektion än andra (Larsen 2009a), vilket även indikeras av hur olika öringstammar infekterats av en uppströms musselpopulation i Galtströmmens fiskodling i Sverige (Söderberg m.fl. 2008a).

I Sverige tillåts odling och utsättning av regnbåge i vattendrag med inhemska laxfiskar, trots att det är väl känt att regnbåge kan föra med sig sjukdomar och parasiter som är letala för de inhemska laxfiskarna. Ingen hänsyn tas till eventuell förekomst av den rödlisade flodpärlmusslan, eller andra naturligt förekommande arter.

Fragmentering

Dammar anses vara orsaken till svaga bestånd av andra arter av flodpärlmusslor (*M. laevis* & *M. togakushiensis*) i Japan (Akiyama 2007) och *M. margaritifera* i Skottland (Cosgrove m.fl. 2000). I Lettland har även bäverdammar pekats ut som ett problem (Rudzite 2005). Orsaken bör främst vara dammarnas effekt på värdfiskens vandringar och genom att dammarna skapar olämpliga habitat med stilla vatten med sedimentation och högre temperaturer. Förutom dammar kan vägtrummor skapa vandringshinder i mindre vattendrag. Ett flertal exempel på vägtrummons negativa effekter på akvatisk fauna finns redovisade från Skandinavien (Degerman 2008).

I älven Ljungans avrinningsområde, i Västernorrlands län, visade det sig att 6 av 25 flodpärlmusselpopulationer var helt isolerade från andra bestånd genom av människan skapade barriärer

(Söderberg m.fl. 2008a). Generellt i Sverige anges att artificiella vandringshinder i vattendrag ligger på ett avstånd av cirka två kilometer (Degerman 2008). Vattenlandskapet är således oerhört fragmenterat. Detta innebär att det till och med inom en enskild flodpärlmusselpopulations utbredningsområde kan finnas flera hinder. Söderberg m.fl. (2008a) redovisade i genomsnitt 2,8 artificiella vandringshinder inom undersökta musselpopulationer i tillflöden till Ljungans nedre delar.

Vandringshindren gör att populationerna av öring (lax kan endast i extremfall leva enbart i strömmande vatten) som finns kvar inte kan vandra till sjöar, hav eller större sel i älvar. Detta innebär att både unga och gamla öringar uppehåller sig i samma habitat och att de gamla därmed tar i anspråk resurser som de unga skulle ha använt. Därmed minskar andelen och mängden unga öringar radikalt. Eftersom årsungar utgör den vanligaste värdfisken för glochidierna innebär fragmenteringen av vattenlandskapet att det finns färre unga öringar per ytenhet. I svenska vattendrag med avrinningsområden <1000 kvadratkilometer var mediantätheten av årsungar av öring (öring 0+) 8,2 per 100 kvadratmeter i vandrande bestånd, medan tätheterna i strömlevande bestånd var 0,6 per 100 kvadratmeter (data från Svenskt Elfiskeregister, SERS, n=30 913 elfisketillfällen). I vandrande bestånd hade mer än hälften (54 procent) tätheter av öring 0+ över 5 individer per 100 kvadratmeter. Vattenlandskapets fragmentering är därmed mycket väsentlig då vandrande öringbestånd har högre tätheter av årsungar.

Vandringshinder påverkar även genom att glochidierna har så lång period på värdfisken. De sitter över hela vintern och under denna period behöver fisken kunna vandra till vinteruppehållsplatser för att överleva.

Predatorer

Vuxna flodpärlmusslor har tjockt skal och ytterst få djur förmår att krossa det. Predationen verkar därför inte vara ett problem för vuxna pärlmusslor, vilket också indikeras av deras höga ålder. Små musslor borde däremot kunna fal-



Figur 24. Signalkräftor och flodpärlmusslor kan förekomma tillsammans som här i Bredsjöbäcken i Närke. Foto: Martin Engström.

la offer för till exempel kräfter. Även ål (*Anguilla anguilla*) har pekats ut som en möjlig predator på unga musslor (Geist m.fl. 2006). Ål kan äta unga dammusslor (*Anodonta spp.*) (De Nie 1987).

Den till Europa införda nordamerikanska bisamrättan (*Ondatra zibethicus*) rapporteras kunna äta flodpärlmusslor (Bergengren m.fl. 2004, Henrikson & von Proschwitz 2006). Från Norge och sydöstra Sverige är det känt att både kråkor och olika måsfåglar kan plocka musslor när vattenståndet är lågt.

I Europa förekommer bisamrätta och flodpärlmussla ibland i samma habitat. Från den ryska floden Varzuga finns rapporterat om en omfattande predation från bisamrätta på flodpärlmusslor (Bergengren m.fl. 2004). I Sverige anses problemet ringa i dag, men kan öka om bisamrättorna fortsätter att sprida sig söderut (Henrikson & von Proschwitz 2006).

Den introducerade nordamerikanska arten signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*) och flodpärlmussla förekommer till viss del i samma habitat i Sverige (Figur 24). Försök visar att signalkräftorna föredrar mindre musslor av *Unio tumidus*, men det tar lång tid för dem att öppna musslorna (Hylander 2004). Signalkräftor ökar drastiskt i svenska vattendrag. I Svenskt Elfiskeregister förekom signalkräftor under 1980-talet endast vid 0,6 procent av alla undersökta vattendrag. Åren 2006–2007 förekom de

i 10,4 procent. Eftersom kräftorna både expanderar i landet (Degerman m.fl. 2009) och dessutom når höga tätheter (Degerman m.fl. 2007) kan man förvänta sig att kräftornas påverkan på flodpärlmusslor kan öka. Oavsett konkreta bevis för kräftornas negativa påverkan blir rekommendationen att signalkräfter aldrig bör tillåtas utplanteras i vattensystem med flodpärlmusslor. Preliminära undersökningar antyder att musslor (spetsig målarmussla, *Unio tumidus*, användes i försöken) under 20 millimeter kan ätas av signalkräfter (Hylander 2004).

Införda musslor

Musslor införs inte aktivt till Skandinavien, men sprids genom fartygs ballastvatten och via akvarieverksamhet (Lundberg & Bergengren 2008). Vand-

rarmusslan (*Dreissena polymorpha*) har genom ballastvatten spridits från Svarta Havet till norra Europa och Nordamerika. Den lever i helt andra habitat än flodpärlmusslan, men vilka parasiter och sjukdomar som kan överföras är inte känt. I Nordamerika där arterna uppträder i samma habitat missgynnas flodpärlmusslor av vandrarmusslorna, troligen genom näringskonkurrens (Baker & Levinton 2003).

Pärlfiske

Slutligen har flera studier antytt att pärlfiske var en viktig faktor bakom många bestånds tillbakagång (Ekman 1910, Young & Williams 1984a, Grundelius 1987, Ross 1990, Beasley & Roberts 1999, Cosgrove m.fl. 2000). Pärlmusselfiske är numer förbjudet i artens hu-

vudutbredningsområde; Finland (1955), Norge (1993), Sverige (1994) och Storbritannien (1998). I Skandinavien är pärlfisket så gott som obefintligt och bedöms därför inte som något hot längre.



I sällsynta fall kan flodpärlmusslan bilda värdefulla pärlor. Pärlfiske är i dag förbjudet över större delen av artens utbredningsområde.

Foto: Lennart Henrikson

Hur man undersöker de främsta hotfaktorerna mot skandinaviska musselbestånd?

Utgående från sammanställningen ovan, samt Strayer m.fl. (2004), Direktoratet för naturförvaltning (2006), Arvidsson & Söderberg (2006) samt Söderberg m.fl. (2008a,b) har ett antal faktorer ansetts utgöra de konkreta hoten. Bakom många av dessa hot ligger en storskalig förändring av avrinningsområdet på grund av land- och vattenutnyttjande.

Låga syrenivåer i den hyporheiska zonen

- 1) Ökad sedimentdeposition
- 2) Eutrofiering & organisk förorening
- 3) Ökad humushalt i vatten

Förstörda habitat

- 4) Ändrad vattenföring (vattenkraft, utdikad landskap)
- 5) Avsaknad av stora strukturer (block & död ved)
- 6) Avsaknad av lämpliga substrat för små musslor

Försämrade förhållanden för musslornas värdfiskar

- 7) Förlust av värdfisk
- 8) Fragmentering av landskapet
- 9) Försurning

Låga syrenivåer i den hyporheiska zonen (1–3)

Hoten 1–3 orsakar syrebrist i den hyporheiska zonen vilket försvårar unga musslors överlevnad. Effekten av ökad sedimentation av finpartikulärt inorganiskt material eller eutrofiering och organisk förorening kan undersökas direkt genom att mäta redoxpotential eller syrgasförhållanden i bottensedimentet (Geist & Auerswald 2007; Figur 25). Avgörande är egentligen om det föreligger en skillnad i redoxpotential eller konduktivitet mellan den fria vattenmassan precis ovan botten och nere i den hyporheiska zonen. På platser med god reproduktion är skillnaden ringa (op. cit.). Förslagsvis mäts på 10–15 transekter i områden med flodpärlmussla. I varje transekt tas minst tre prov på 5 respektive 10 centimeter botten djup.

Redoxpotentialen mäts som spänningsskillnaden mellan platina och en lösning av Ag/AgCl₂. Den uppmätta redoxpotentialen kan korrigeras för temperatur. En sådan uppmätt korrigerad



Figur 25. Övre bilden: Jürgen Geist mäter redoxpotential i ett svenskt vattendrag assisterad av Håkan Söderberg och Askia Wittern. Foto: Andreas Karlberg. Nedre bilden: En närbild av utrustningen. Denna redoxmätare kan köpas från Elana – Boden wasser monitoring (epost: frank.krueger@ufz.de). Foto: Håkan Söderberg

redoxpotential i bottensubstratet på 300 mV indikerar syrerika förhållanden och högre värden allt bättre syrgasförhållanden.

Direkta syrgasmätningar i fält kan också genomföras, men är generellt besvärligare och rekommenderas ej.

Mängden deponerat finmaterial kan indikeras genom till exempel sedimentfällor eller prov av bottensubstratet. Sedimentdepositionen i vattendraget kan kvantifieras med "sedimentfällor" placerade i grus–stenbottnar. Som sedimentfälla kan användas modifierade Whitlock-Vibert-askar (Figur 26), som vanligen används för utsättning av befruktad öringrom i lämpliga lekbottnar (Whitlock 1977). Askarna har måtten 145x90x60 milimeter. Kanadensiska (Wesche m.fl. 1989, Clarke m.fl. 1998) och svenska försök (Nyberg & Eriksson 2001, Degerman & Nyberg 2002, Österling 2006) har gett goda resultat vid studier av sedimentation med denna teknik. Lämpligen mäts i fem transekter per område. I vardera transekten sätts 3–5 askar. Metodiken anses dock mindre kostnadseffektiv jämfört med att mäta redoxpotential

Ostörda prov av bottensubstratet kan tas med olika typer av hämtare

(exempelvis Gest 1997, Ulvholt 2005). Åter igen rekommenderas mätningar av redoxpotentialen framför prov av bottensubstratet.

Som alternativt till dessa metoder kan konventionell vattenprovtagning i den fria vattenmassan indikera förhållandena vad avser närsalter (fosfor, kväve) och organiskt material (färgtal, totalt organiskt kol) även i den hyporheiska zonen. Däremot bör inte sedimentbelastning skattas med mätningar av suspenderat material om inte mätintervallen är mycket täta och innefattar höglödesperioder.

GIS-analys av landskapets andel skogs- och jordbruksmark samt markanvändning i kantzonen kan ge en god uppfattning om var problem relaterade till markanvändningen kan vara att vänta (Söderberg m.fl. 2008b), men ger inte direkt applicer- och jämförbara mätvärden.

Förstörda habitat

Avsaknad av stora strukturer som block, stor sten och död ved ger flera följdverkningar i vattendragen och kan orsaka förlust av finare bottensubstrat som grus och sand. I Sverige har en standardiserad biotopkarterings-

metod tagits fram som bland annat ger en relativt detaljerad bild av kantzonen, vattendragets botten och förekomsten av död ved samt vattenhastigheter (Läs mer i Biotopkartering-Vattendrag; www.naturvardsverket.se).

Försämrade förhållanden för värdfisk

Elfiskeundersökningar av tätheterna av värdfisk är idealiska för att konstatera om detta problem föreligger. Elfisken bedrivs främst med vadning i strömmannade vattendrag och det är i dessa habitat som både flodpärlmusslor och de unga stadierna av lax och öring förekommer. Elfiske är inte skadligt för musslorna (Hastie & Boon 2001), men en risk finns att musslor trampas sönder varför undersökningarna skall utföras med försiktighet. Elfiske skall bedrivas enligt gällande standarder, exempelvis Bohlin m.fl. (1989) samt Degerman & Sers (1999). ■

KOSTNADER – SYREMÄTNING

En redoxpotentialmätare kostar cirka 10 000 kronor.

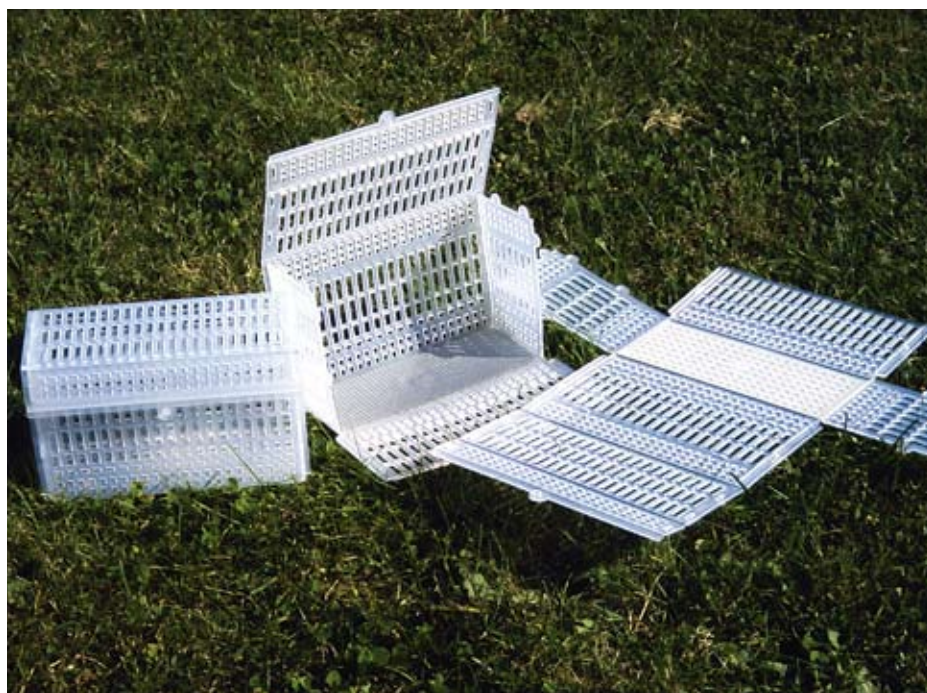
KOSTNADER – BIOTOPKARTERING

Man räknar med en kostnad av 10 000–25 000 kronor per 10 kilometer vattendrag.

Biotopkarteringen (Halldén m.fl. 1997) uppges ta i anspråk två personer i fält en dag per sex kilometer. Förberedelser och flygbildtolkning tar cirka en arbetsdag. Därtill kommer sedan en dags arbete med renritning, inknappning och kvalitetssäkring av data. Totalt cirka fyra persondagar per sex kilometer.

KOSTNADER – ELFISKEUNDERSÖKNING

Elfiskeundersökningar kostar cirka 4 000 kronor per undersökt elfiskelokal, vanligen cirka 50 meter strandlängd. Två personer krävs för undersökningen.



Figur 26. Sedimentfälla tillverkad av en Whitlock-Vibert ask. Asken till vänster är färdig för användning. De andra är i olika stadier av hopvikning. Dessa askar kan köpas via www.fedflyfishers.org

Foto: Erik Degerman



Figur 27. Naturreservatsskylt vid flodpärlmusselvattendraget Brånsån i Västernorrlands län, Sverige. Foto: Oskar Norrgrann

7. Skyddade områden och generell hänsyn

I Sverige är stora arealer avsatta till skydd för känslig natur, men endast ett fåtal berör sötvatten. Orsaken kan vara delvis att vattenmiljöer ofta har en komplex hotbild och att skyddet även måste omfatta landmiljön. Skyddet av ett enskilda begränsat vattenobjekt kan därmed kräva omfattande skydd av omgivande mark.

Naturreservat

Naturreservat är i dag den viktigaste skyddsformen för flodpärlmusselvattendrag (Figur 27). Dessa bör i regel omfatta hela avrinningsområden, eller åtminstone stora partier av ett avrinningsområde. Ofta är detta inte möjligt eftersom skogen (eller andra naturtyper) i avrinningsområdet inte har de naturvärden som krävs för inrättande av naturreservat. Reservat kan utformas så att nödvändigt skydd uppnås samtidigt som markägarens och allmänhetens rättigheter kan regleras. Vidare kan specifika regler upprättas för de verksamheter som pågår och ofta ersätts markägaren för intrånget. Detta innebär att reservatbildning blir kostsam, men effektiv. Idag finns bara 11 naturreservat i Sverige som bedöms ge ett fullgott skydd för flodpärlmusslor, utav cirka 3 000 befintliga naturreservat (inklusive reservat utan flodpärlmussla).

Natura 2000

Ett alternativ är skydd enligt Natura 2000, dvs. EUs nätverk av skyddad natur. I Sverige finns cirka 100 Natura 2000-områden med flodpärlmussla. Ofta omfattas endast vattendraget, och inte omgivande mark eftersom markägarna inte får ersättning. Dessutom omfattas inte mer än delar av vattendraget, uppströms delar av vattendraget kan vara helt utan skydd. Beroende på hotbilden kan Natura 2000 vara ett bra skydd, men med nuvarande utformning är det ofta inte ett tillräckligt bra alternativ för skydd av vattendrag med flodpärlmussla. Det behövs alltså ofta något komplement som till exempel naturreservat, biotopskydd.

Skogsvårdslag och hänsynsregler

Många studier har visat att landområdena närmast vattendragen är viktigare att skydda än områden längre från ytvatten för att bevara god status i ytvatten. Andra viktiga områden är de som svarar för grundvattenbildningen, så kallat in- och utströmningsområden, samt källflödena. Negativ inverkan i källflödena kan ackumuleras nedströms. Detta innebär att ett skydd för flodpärlmusselvattendrag kan uppnås med ett mer specifikt begränsat områdesskydd, till exempel föreskrif-

ter om hur kantzonen utmed vattendraget samt känsliga nyckelbiotoper får brukas. Denna skyddsform (hänsynsregler) finns i dag i generell form redan i Skogsvårdslagen (men saknas nästan helt för jordbruksområden). Det kan konstateras att denna lagstiftning, med nuvarande vaga utformning och tillämpning, inte varit framgångsrik. Flodpärlmusslans status fortsätter att försämrats i Sverige (Söderberg m.fl. 2008a).

Tre huvudlinjer

Vi rekommenderar att bevarandet av flodpärlmusselvattendrag följer tre huvudlinjer, dels avsättning av naturreservat med stora delar av avrinningsområdet, dels med förbättrade generella hänsynsregler i det allmänna skogs- och jordbruket, samt hänsyn vid vattenreglering och tillförsäkrande av fria vandringsvägar för fisk. Alla flodpärlmusselvattendrag kan ju inte skyddas i reservat. En utökad hänsyn i markanvändningen är dock något helt annat än vad som praktiseras i dag i Skandinavien. De generella riktlinjer vi vill anföra återspeglas i följande avsnitt. Detta kräver en förnyad och förbättrad lagstiftning och informationsverksamhet. ■

8. Innan restaureringsåtgärderna börjar



Allt arbete för flodpärlmusslorna bygger på att restaurera vattendragen till ett mer ursprungligt och naturligt stadium. Vi får inte skapa onaturliga störningar och man bör inte heller tro att man kan ”förbättra” naturen. Samspelet mellan musslorna och naturliga vattendrag är miljoner år gammalt.

Målbild

Innan restaurering påbörjas bör en målbild skapas (Figur 28, se även figur 13 och 14). Bäst sker detta genom att uppsöka ett opåverkat vattendrag av samma storlek och lutning i regionen.

Restaureringen bör inte ske till ett fixt stabilt stadium, utan till ett tillstånd där naturliga processer kan vidmakthålla en dynamisk och varierad miljö.

Observera att alla åtgärder syftar till just restaurering, inte ingrepp som förändrar ett vatten från dess naturliga tillstånd.

Det är också viktigt att beakta de kulturmiljöer som kan finnas vid vattendragen. Restaurering skall alltid göras med minsta möjliga störning av dessa miljöer och det finns en mängd fina exempel på hur man lyckats med detta genom samarbete mellan kul-

tur- och naturvård. Rådgör alltid med ansvariga personer på Länsstyrelsen.

Självklart måste man vid alla åtgärder rådgöra med markägare och andra berörda innan arbetet startar. Hur denna process bör ske och hur samråd bör ordnas samt aktuella lagrum (Miljöbalken) berörs vidare i Degerman (2008). Rådgör alltid med länsstyrelsen innan åtgärder planeras och påbörjas.

Naturligtvis måste man kontrollera så att det inte redan finns stormusslor eller annan skyddsvärd akvatisk fauna på de sträckor som skall restaureras. Finns stormusslor bör de flyttas. Hur man gör detta framgår av faktarutan på nästa sida. Glöm inte att begära undantag från Fiskeriförordningen hos länsstyrelsen om musslor skall flyttas. Eftersom flodpärlmusslan även tas upp i EUs Artskyddsförordning behövs undantag även från denna.

När måste man då plocka undan flodpärlmusslor innan restaurering? Frågan är svår att besvara generellt, men det är framför allt när man skall gräva, köra i vattendraget eller riskerar att grumla. Vid åtgärder i kantzonen behöver man generellt inte ta undan musslorna. Ju färre individer som återstår av beståndet, desto viktigare blir det att flytta undan musslorna.

SÅDANA URVATTEN (Bergman m.fl. 2006) SOM HYSER FLODPÄRLMUSSLOR KÄNNETECKNAS AV:

- De uppfyller vattenkvalitetskriterierna för ett flodpärlmusselvatten (Kapitel 4).
- Ett till synes slumpartat mönster i hur bottenmaterialet är fördelat.
- Ofta förekomst av stora block och död ved.
- Sten och block sticker ofta upp ovanför vattenytan vid låg- och normalvattenföring.
- Mindre substratfraktioner finns i strömlä kring större stenar och block.
- Finare fraktioner som grus och små stenar samlas också ovan forsnackar och i större höljor.
- Det finns en dynamik i miljön.

Figur 28. Vattendraget Varzuga på Kolahalvön i Ryssland kan utgöra en målbild för nordliga, större skandinaviska vattendrag. Älven skattas ha 40 miljoner flodpärlmusslor.

Foto: Lennart Henrikson

Det bedöms som enkelt genomförbart vid populationstätheter under 500 på platsen, men vid risk för stor påverkan kan upp till 5 000 musslor plockas undan (se faktaruta). Sumpning av musslorna kan ske i svagt strömmande och beskuggat vatten i 10–20 dagar utan mortalitet. Kortare tid (några dagar) kan musslorna också överleva om de placeras kallt och fuktigt på land.

Arbeten i vattendraget, eller arbeten som grumlar, bör helst utföras vid lågvatten i juni–början av juli. Detta för att minska risken att grumlingarna sprids, samtidigt som känsliga perioder i musslornas liv undviks. Det skall dock betonas att man ibland får acceptera en kortvarig störning vid restaurering men kan bedömas acceptabel med tanke på den positiva effekt åtgärden får på lång sikt.

Att begränsa grumlingar är viktigt om risk finns att sedimentdeposition sker där unga musslor kan uppehålla sig. Förutom att arbeta vid lågvatten är det viktigt hur körning sker i kantzonen och i vattendraget. Kör inte i mjukbottnar som kan slamas upp. När det är svårt att undvika grumlingar kan man försöka att begränsa spridningen av det grumlade vattnet genom länsar, höbalar i vattnet eller liknande metoder (se De-german 2008).

PLOCKNING AV FLODPÄRLMUSSLOR I NÄTRAÅN INNAN BIOTOPVÅRD (Utdrag ur Söderberg 2008).

Den så kallade Kubadammen uppfördes i mitten av 1970-talet i Nätraån. År 2006 beslöt Miljödomstolen att dammen kunde rivas. Inför de restaureringar av botten som planerades plockades befintliga flodpärlmusslor bort. Flodpärlmusslorna plockades för hand eller med hjälp av griptången Aktiv. För att bättre kunna se musslorna användes en vattenkikare (Figur 30).

Med hjälp av vattenkikaren och griptången, vilken förlängde armens räckvidd med 70 cm, kunde alla på botten synliga musslor ned till ett djup av 120–130 cm plockas. De upplockade musslorna stoppades i dykpåsar fästade vid midjebältet. Musslorna tömdes över i enklare "potatissäckar" av plastnättyp (Figur 29). Säckarna förvarades uppströms respektive forssträcka på grunt svagt strömmande vatten tills biotopvårdsåtgärderna var genomförda. Flodpärlmusslorna förvarades som längst i 10 dygn innan de återfördes till den restaurerade sträckan. Inga musslor dog. Upplockningen utfördes i början av juli under lågvattenförhållanden omedelbart före åtgärdernas genomförande.

Totalt plockades 38 säckar med totalt 5 241 stycken flodpärlmusslor på en yta av 7 215 kvadratmeter. Den genomsnittliga tätheten inom den plockade ytan var 0,72 flodpärlmusslor per kvadratmeter. I medeltal plockades 44 individer och 60 kvadratmeter i timmen.

Figur 29. Tommy Stenlund med vattenkikare och i den har han stoppat griptången. I potatissäckarna (kostnad 5 kronor styck) förvarades musslorna vid stranden. Foto: Håkan Söderberg



Figur 30. Aktiv musselplockning med vattenkikare och griptång. Foto: Håkan Söderberg



9. Åtgärder i avrinningsområdet

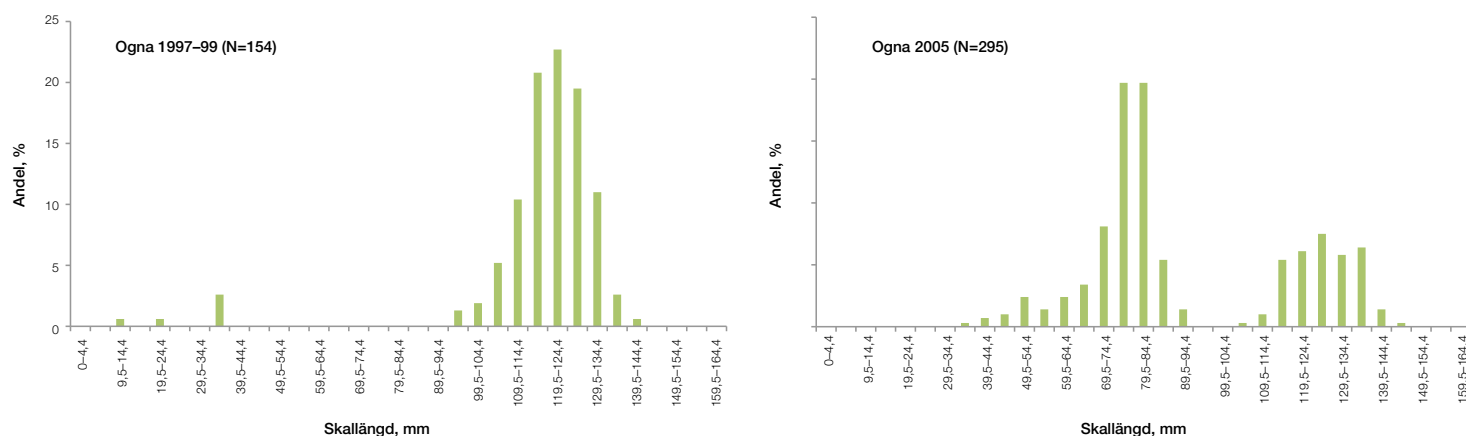


I avrinningsområdet fokuseras åtgärderna på hydrologisk restaurering, så att landskapets vattenhållande förmåga återskapas, samt på åtgärder som minskar sedimentläckage. I denna rapport behandlas inte kalkning av försurade vatten. Det betonas dock att kalkningsverksamheten är en förutsättning för överlevnaden av många skandinaviska bestånd av flodpärlmusslor. Faktum är att arbetet med flodpärlmusslan i Sverige började med kalkning av försurade ytvatten (Eriksson m.fl. 1981). Vid

Kalkning av försurad våtmark och ytvatten är en viktig åtgärd för många skandinaviska bestånd av flodpärlmusslor. Foto: Husmofoto/IBL

de inventeringar som gjordes som en del i detta arbete upptäcktes de många bestånden av flodpärlmussla utan föryngring (exempelvis Henrikson 1996, Eriksson m.fl. 1998). Både i Norge och Sverige har positiva effekter av kalkning på flodpärlmusslors rekrytering påvisats (Larsen m.fl. 2006, Söderberg m.fl. 2008a) (Figur 31). I en sammanställning av beståndsstatusen för svens-

ka flodpärlmusselbestånd utvecklades statusen för bestånd i kalkade vatten inte negativt, medan det var fallet för bestånd i vatten utan kalkningsåtgärder (Söderberg m.fl. 2008a). Skaltillväxten för musslor i kalkade vatten i Västernorrland (Sverige) förbättrades också signifikant jämfört med skaltillväxten i andra bestånd (E. Dunca, pers. medd).



Figur 32. Längdfördelningsdiagram för musslor från det norska vattendraget Oga (Rogaland fylke) som kalkades 1991. Musslor har endast räknats på bottenytan. En successivt ökad andel små musslor visar effekten av kalkningsåtgärderna på reproduktionen av musslor och därmed på totalpopulationen. Från Larsen m.fl. 2006.

ORDNA SEDIMENTATIONSFÄLLOR!

1. Låt dikets nedersta del sluta i en översilning av mark.
2. Anlägg en grävd slamgrop om det finns möjlighet till återkommande skötsel och tillsyn. Se till att göra groparna stora så att vattenhastigheten sjunker (Figur 32). Dessa gropar fungerar oftast bara för att "filtrera" bort sand, inte finare fraktioner.
3. Anlägg grunda våtmarker för att rena tillrinnande vatten från mer finpartikulärt sediment (Figur 33). Anlägg aldrig grunda våtmarker i vattendraget eftersom de blir vandringshinder för vårdfiskarna.



Figur 32. En anlagd sedimentationsfälla i form av en slamgrop i ett litet dike som mynnar i flodpärlmusselvattendraget Brånsån. Utforma bottnen så att den är lätt att tömma med grävmaskin. Kostnad cirka 5 000 kronor. Foto: Håkan Söderberg



Figur 33. Anlagd sandfälla (vänster) och finsedimentfälla (höger) i ett dike som mynnar i det tyska vattendraget Lutter. Detta är en del i ett omfattande arbete, under ledning av Reinhard Altmüller, för att minska sedimentbelastningen. Foto: Lennart Henrikson

Förslag till anpassad dikesrensning

I Sverige är längden diken större än längden naturliga vattendrag. Många av dessa diken rensas återkommande för att vidmakthålla deras funktion – att avvattna landskapet. Det är viktigt att få till en hänsyn i skogs- och jordbruk så att dikningsverksamheten minskas och anpassas. Det är olagligt att rensa djupare än den befintliga dikesbotten. Ett för djupt dike medför även ofta en tillväxtförlust på träden. Kunskapen om hur man ska rensa ett dike för att mildra miljöeffekterna är mycket begränsade. *Om det bedöms nödvändigt att rensa bör följande råd följas:*

- Arbeta vid lågvatten då marken bär bättre och urspolning av sediment är ringa.
- Lämna alltid våtmarker som diket passerar orensade. Maskiner får inte köra sönder marktäcket i våta partier på grund av risken för frigörande av humusämnen med metylkvicksilver.
- Välj om möjligt en liten bandgående maskin med gripskopa, alternativt annan skopa som inte skadar slänterna (till exempel en liten profilskopa).
- Se till att slänterna lämnas intakta, med låg lutning och helst med vegetation, annars kan diken rasa igen och erosionen bli hög.
- Avverka helst inte träd utmed diken för att låta maskinen komma fram. Träden suger bort vatten och minskar därmed behovet av framtida dikesrensning.
- Ska träd avverkas, ta främst från den norra sidan så att diket inte blir solbelyst, för då växer det igen fortare och måste då rensas igen.
- Försök att rensa försiktigt i jordbruksdiken 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 procent av vegetationen i ett mindre vattendrag uppnås en 50 procent ökning av vattenföringen i förhållande till en total eliminering av vegetationen (Thiel-Nielsen m.fl. 2005).
- Rensa aldrig bort hårdbottnar.
- Avrinnande vatten bör inte ha en vattenkvalitet som är sämre än de kriterier som gäller för god förekomst av flodpärlmussla (kapitel 4).

Igenläggning av diken – hydrologisk restaurering

De diken som inte längre behövs för skogsproduktion och jordbruk bör läggas igen.

Igenläggning av skogsdiken kan ske med hjälp av så kallad skotare i samband med att dessa maskiner används för andra skogsskötselåtgärder i området (Figur 34). Alternativt gör man åtgärderna manuellt där en dikespropp av sämre massaved och jord fungerar bra (Figur 35). Manuellt arbete är i regel bara effektivt i små, 0,5–1 meter breda, diken. Helst lägger man flera proppar i samma dike med max 10–20 centimeter fallhöjd mellan dämmen.

De byggda propparna kommer med tiden att ruttna bort. I regel har då

ackumulerade sediment gjort att dikena satts igen. Genom att tätta propparna med geotextil erhålls bättre effektivitet och livslängd.

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 olika markutnyttjanden. 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 alltid komplettera propparna med en geotextilduk (markduk) som förhindrar partikelpassage. ■

KOSTNADER

Utgående från personalkostnader och riktvärdet två persontimmar per propp kan man beräkna vad varje propp manuellt (figur 35) kostar, det vill säga cirka 400–800 kronor.

Används skotare (Figur 34) är tidsåtgången cirka 30 minuter per propp, och kostnaden i samma paritet som för en manuell propp.



Figur 34. I WWFs och Sveaskogs demonstrationsprojektet Gallåsen, Västra Götaland, har 2,2 kilometer diken dämmts manuellt eller med grävmaskin eller skotare (bilden). Detta resulterade i 5 hektar skogliga våtmarker och förbättrad vattenkvalitet nedströms. Foto: Per Peterson



Figur 35. Manuellt byggd propp i skogsdike. Foto: Lennart Henrikson

Flodpärlmusselvatten i Europa



Our, Luxemburg.
Foto: Lennart Henrikson



Lutter, Tyskland.
Foto: Lennart Henrikson



Striņupe, Lettland.
Foto: Lennart Henrikson

10. Åtgärder i kantzonen



Figur 36. Vid avverkning har en skyddande kantzon lämnats utmed Piteälven. Foto: Thomas Öberg

En skuggande kantzon minskar solinstrålningen och minskar därmed vattentemperaturen, förhindrar igenväxning med vattenvegetation och stabiliserar stränderna så att onaturlig erosion minskar (Figur 36). Dessutom förser de vattendragen med näringsbasen i form av löv som utnyttjas av botten djur som i sin tur utnyttjas av fisk.

EKOLOGISKT FUNKTIONELL KANTZON

I restaureringsarbetet för flodpärlmussla bör man sträva efter att behålla alt. återskapa en ekologiskt funktionell kantzon (skyddszon), som:

- reglerar ljus och temperatur (beskugga)
- filtrerar tillrinnande vatten på partiklar och näringsämnen
- tillför föda i form av löv och smådjur
- tillför död ved.

Som målbild kan man ha en kantzon, som inte påverkats av människan. Detta innebär bland annat att kantzonerna kan se olika ut beroende på till exempel naturgeografiska och växtekologiska förhållanden.

Etablering & skötsel av kantzon

Med kantzoner avses strandmiljöerna längs vattendrag och sjöar samt det fastmarksområde som direkt påverkar ytvattnen. Eftersom den ekologiska funktionen hos vattendragen påverkas av beskuggning, nedfall av organiskt material och en filtrering av flera komponenter (sediment, närsalter, vatten) av mark ovanför högvattennivån ingår också denna i kantzonen. Bredden på kantzonen längs vattendrag och sjöar varierar kraftigt med områdets topografi, vattendragens storlek, hydrologisk 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 (se Bergquist 1999). 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, Swift 1984, Zinko 2005). Nyligen genomförda studier visar att kantzonerna (i två områden) inte är ekologiskt funktionella på grund av skogsbruk (Olsson 2009).

Det viktigaste vid skötsel och utformning av kantzoner är att fastställa vilka funktioner som ska uppfyllas och sedan

bestämma hur breda kantzonerna ska vara, det vill säga erforderlig bredd och utformning för att utgöra en skyddszon mot negativ påverkan från mänskliga aktiviteter. Eftersom kantzonerna i de flesta fall ska uppfylla flera funktioner har man också lanserat begreppet ekologiskt funktionell kantzon, det vill säga 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).

Här fokuserar vi på att få beskuggning av vattendragen, att stabilisera stränder så att sedimenttransporten minskar och att förhindra tillförsel av närsalter. Dessutom vill vi dra nytta av att lövträd genererar löv till vattendrag, vilket utgör basen för många näringsvävar. Lövträd, men framför allt barrträdet tall, är också viktigt för att generera död ved till vattendragen. En ekologiskt funktionell kantzon kan med dessa krav generellt etableras med en 10–30 meter bred korridor utmed vattendragen. I brantare terräng, speciellt med finkorniga jordar, behöver dock hela sluttningen ned till vattnet skyddas. Skyddet kan åstadkommas genom förstärkt hänsyn i skogs- och jordbruk, genom naturvårdsavtal, biotopskydd eller naturreservat.

Skötsel av befintlig kantzon i skogsmark

En ekologiskt väl fungerande kantzon utmed skogsmark bör efterlikna naturliga kantzoner för ståndorten. De är ofta trädslagsblandade, med inslag av löv (Figur 36). Vidare brukar de vara höjdnivå- och åldersskiktade, det vill säga 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 gynna lövträd och eliminera planterad gran (Figur 37, 38). Löv utgör ett viktigt tillskott till energin i skogsbäckar, samtidigt motverkas markförsurning. Det är dock viktigt att även spara stora tallar, 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 till exempel kantzonen består av tät granskog och saknar variation i ålder, höjdsikt och trädslag kan dock gallring och röjning vara nödvändig.

Det diskuteras ofta om en kantzon behöver vara intakt utmed hela vattendragets längd. Troligen har det förr 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, men ljusinsläpp kan gynna primärproduktionen framför allt av alger. Om flodpärlmusselbeståndet är hotat bör kantzonen därför bevaras intakt av försiktighetsskäl.

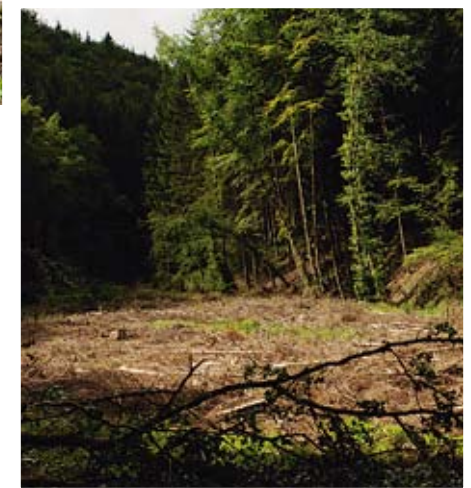
Skötsel av befintlig kantzon i jordbruksmark

Generellt består kantzonerna i jordbrukslandskapet i dag ofta av en orörd gräsvall. På sikt är det viktigt att låta denna kantzon beväxas av buskar och träd. En flerskiktad kantzon med både träd-, busk- och fältskikt ökar sediment- och närsaltupptaget. Sker röjning och gallring av buskar och träd



Figur 37. Kantzon utmed Sollumsån (Life-projektet) där planterade barrträd huggits bort. Enstaka barrträd har lämnats för att falla som död ved i vattendraget. Detta sker genom ringbarkning av oönskade träd (gran i detta fall).

Foto: Lennart Henrikson



Figur 38. Borthuggning av barrskog för att möjliggöra etablering av naturlig vegetation utmed biflöde till vattendraget Our, Luxemburg.

Foto: Lennart Henrikson

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 löv på bekostnad av yngre planterad gran. Lövträd ger näring (i form av löv till ytvattnen) och motverkar försurning av marken.
- Plockhuggning av enstaka träd bör inte ske inom en 10 meter bred orörd zon från vattendraget, men kan krävas för att gynna naturliga lövträd gentemot inplanterad gran.

KOSTNADER – KANTZON I SKOGSMARK

Kostnaderna för skötselåtgärderna ovan varierar starkt mellan bestånd och regioner. Som bakgrund kan nämnas att en åtgärd som röjning och gallring kan beräknas till 3 000–6 000 kronor om den utförs av en skogsvan person.

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 sälk, slån, hagtorn, rosor och björnbär. Träd med lätt nedbrytbara blad

bör gynnas, till exempel gråal, klibbal, fågelkörsbär, alm, lind och ask. I övrigt gäller samma rekommendationer som för skogsmark, det vill säga sträva efter en naturlig variation i ålder- och artsammansättning.

Etablering av ny kantzon i skogsmark

När en ny kantzon ska återetableras så görs detta främst genom naturlig förnygring, men för att få en snabbare etablering kan plantering av lövträd och buskar ske. Strävan bör vara att återskapa den naturliga kantzonen för rådande förhållanden. Utmed vattendrag och sjöar med återkommande översvämning i strandzonen gynnas lövträd (exempel al och glasbjörk) och buskar. Ju mer sällan översvämningarna sker desto större blir inslaget av till exempel vårtbjörk, alm, lind och gran. Tallen växer i torra kantzoner. Ovanstående innebär att man vid en återetablering bör ta hänsyn till nuvarande och framtida vattennivåfluktuationer.

Enklarest är att låta kantzonens skog självföryngra genom de frö- eller skärmträd som har lämnats kvar vid avverknings- och genom att låta de befintliga trädplantorna som redan finns i området växa upp. Tall kan lämpa sig för naturlig förnygring 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

KOSTNADER

Det är kostsamt att anlägga kantzoner utmed vattendrag. Försök att få till stånd frivilliga åtaganden. Kostnaderna beror på hur omfattande åtgärder som behövs. Under 3 000 kronor per hektar går det i regel inte att nå.

EU-BIDRAG FÖR SKYDDSZON

I dag kan man få bidrag från EU för att anlägga en skyddszon på minst 6 meter bredd utmed vattendraget i jordbruksmark (Figur 39).

Dessa skyddszoner måste hållas öppna i Sverige. De är därmed inget mångformigt habitat för djur, men fyller en funktion som filter mot närsalter och sediment.

Bidraget är 1 000 kronor per hektar och man skriver avtal på fem år.

blåser omkull. I granens fall finns också risk för angrepp av granbarkborre. Generellt rekommenderas inte gran, speciellt som den är konkurrensstark och kan bilda rena enartsbestånd.

För att säkerställa förnygring kan viss plantering ske av viktiga lövträd som al och ask samt i torra partier av tall. Plantering är dyrare, men ger ett säkrare resultat än självföryngring. 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. Rådgör med skogskunniga och plantskolor.

- Enklarest etableras en ny kantzon genom att tillåta att naturlig förnygring sker i området närmast vattnen.
- Under etableringsfasen av en ny kantzon bör skonsamma förnygringsmetoder användas, till exempel skärmställning, självföryngring 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. Salixarter och glasbjörk kan också vara ett alternativ närmast vattendraget.
- Plantor som behandlats kemiskt mot snytbagge får inte förvaras i ytvatten eller i nära anslutning till ytvatten.
- I kantzonen får ingen maskinell markberedning ske.
- Om plantering sker av barrträd (tall) 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 stängsla in plantorna är för dyrt, men betningsskydd i form av plast-rör eller plastspiral kan övervägas.

Etablering av kantzoner i jordbruksmark

Arbetet bör ske i ett stegvis förfarande. 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 är sedan möjligt att anlägga mindre våtmarker (habitat för djur och naturens egna reningsverk) på lämpliga ställen inom kantzonerna mot vattendragen. För att erhålla ekologiskt funktionella kantzoner bör de ha en varierad vegetation som omfattar flera skikt (gräs, buskar och träd).

När man ska anlägga en gräsvall mellan jordbruksmark och ytvatten är det enklaste att så in skyddsgröda på våren.

Kantzonsens lägre vegetation bör få utvecklas naturligt, men i områden med kraftig vegetation på grund av närsaltläckage kan skörd ske för att minska risken att växtmassan sköljs ut i vattendraget. Successivt kommer dessa marker att utarmas på växtnäringsämnen. Därigenom ökar ju kantzonens bidrag till självreningen. Gräset kan användas som foder. Vill man tillåta begränsad betning ställer det krav på omfattande stängsling gentemot vatten. Dessutom bör djuren inte få gå på marken när den är fuktig, till exempel sen höst. 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 anpassa på grund av risken för överbetning och erosion. Många vattendrag i jordbrukslandskapet har i dag förhöjd erosion på grund av betning. Internationellt är den vanligaste åtgärden vid restaurering av kantzoner att stängsla ute betande boskap.



Figur 39. Anlagd skyddszon utmed vattendrag i jordbruksmark. Foto: Erik Degerman

Minimering av onaturlig erosion nära ytvatten

Erosion är en naturlig process i ett levande vattendrag. Idag har dock erosionen ökat mångfalt på grund av vattenkraftsutnyttjande, markanvändningen och utdikningen av landskapet. Om erosionen i vattensystemet är onaturligt hög bör detta åtgärdas, främst genom att angripa de primära orsakerna.

Om erosionen gått långt och är onaturligt hög kan man behöva erosions-säkra stränderna. Detta kan göras med en mängd olika tekniker:

- 1) indirekta metoder
- 2) utformning av stränderna
- 3) armering av stränderna
- 4) avstängsling av känsliga avsnitt
- 5) hänsyn i skogs- och jordbruk så att körskador undviks.

1) Till *indirekta metoder* räknas att styra bort vattnet från känsliga avsnitt med strukturer i vattnet. Stora stenar eller död ved kan användas (Läs mer i De-german 2008).

2) Genom *utformning av framför allt slänthutning* kan erosions- och skredrisk minskas. Åplanet, strand- eller sväm-zonen, är ett landskapselement som till stor del försvunnit ur landskapet. På dessa låglänta områden kring vatten-draget kunde högfloden breda ut sig, ibland flera månader i sträck. I strand-zonen trivs vadare, här växer allt från

starr till höga gräs, här kan närsalter och sediment tas om hand. Åplanet har försvunnit när jordbruksvattendragen reglerats eller grävts om till djupa kanaler med vallar runt. Samtidigt ökar erosionen och sandtransporten i vatten-draget. I jordbrukslandskapet kan varje löpmeter å innehålla hundratals kilo eroderat material, främst sand.

Strandzonens funktion som habitat och filter kan i viss mån restaureras genom att underlätta bildandet av våtmarker genom att tillåta översvämningar. Sträva efter att finna ställen där högvatten kan fås att strömma ut och kvarhållas i åplanet (Figur 40). Åplan måste göras så breda och svagt sluttande att de mildrar vattnets energi. Därigenom får vi också ett större habitat, mer yta för självrening och sediment-kontroll.

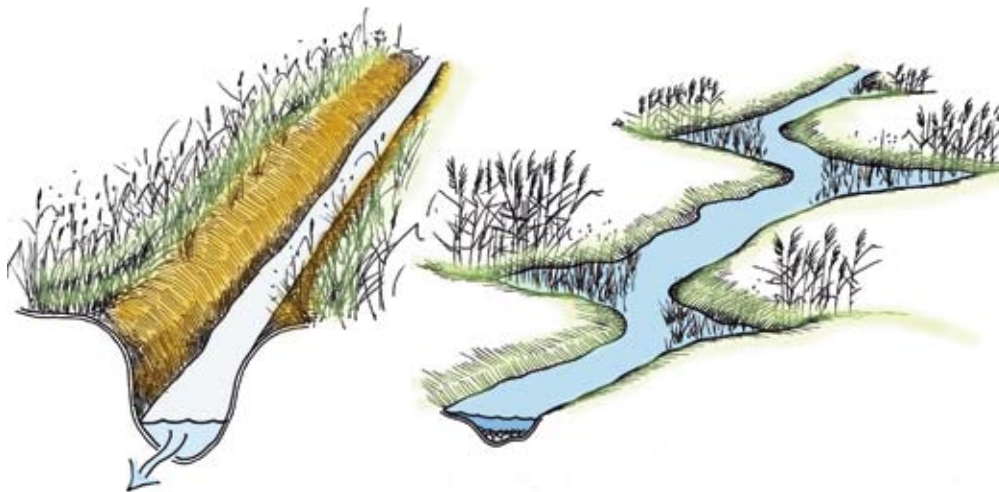
Lämpligt utformade åplan kommer att fungera som *översilningsängar*, som omväxlande ska översvämmas och dräneras för att tillföra närsalter och öka självreningen av kväve. Översilningsängen fungerar som en pump. Under dränerade, syrerika förhållanden oxideras organiskt material och ammonium nitrifieras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

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

3) *Armering av stränder* görs oftast med grövre sten (Figur 41). 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. Fibermattor, av till exempel kokos, förankras i marken och kan besås med gräsfrö. Svårigheten är oftast att få dem väl förankrade. Är strandbrinken högre än cirka två meter bör alltid en skred-riskanalys genomföras.

4) Betande kor som går ned i strandkanten av åar kan orsaka betydande grumling och sedimenttransport. I ett vattendrag med god rekrytering av flod-pärlemussla i Västernorrlands län gavs bidrag till en lantbrukare för att stängs-la av korna från bäcken, totalt 600 meter, och för att bygga en bro så att korna kunde gå över bäcken (Karlberg 2006). Att hårdgöra den botten i vatten-draget som kreaturen kliver på kan också vara en framkomlig väg för att minska grumling (Figur 42). Generellt kan dock sägas att *stängsling* för att undvika kreaturstramp i strandzonen är en allt vanligare åtgärd för att minska erosion internationellt (Figur 43).

5) *Körskador* uppstår ofta när skogs-avverkning sker på otjälad mark. Det kan undvikas genom att använda maskiner med lågt marktryck, avverka vid tjälad mark eller torra markförhållanden, planera körvägar så att mjuka partier undviks och genom olika åtgärder för att skona marken, till exempel genom att lägga ut ”grävmaskinsmattor” (Figur 44). Speciella transportabla och lätta broar för skogsmaskiner har också tagits fram i Sverige. Bron, av stål, kan fraktas mellan områden på skogsmaskinerna och kan sedan anpassas snabbt för befintliga vattendrag. ■



Figur 40. Dike (t.v.) som restaurerats (t.h.) så att åplanet åter fått kontakt med vattendraget.

Illustration: Thomas Nydén



Figur 42. Botten i ett vattendrag i Södlische Regnitz, Tyskland, har hårdgjorts med betong för att minska erosion vid kreaturstramp.

Foto: Lennart Henrikson

Figur 43. I stället för att låta kreaturen gå ned till ett vattendrag i Anlier, Belgien, för att dricka har det stängslats av. Som ett alternativ har en brunn anlagts. Vattnet i brunnen pumpas upp med hjälp av energi från solceller.

Foto: Lennart Henrikson



Figur 41. Strandskoning i en del av Viskan minskar dels rasrisken i området och dessutom minskar sedimenttransporten i vattendraget. Observera att naturlig erosion skall tillåtas. I vattendraget finns flodpärlmusslor både upp- och nedströms. Foto: Erik Degerman



Figur 44. Träkonstruktioner ("grävmaskinsmattor") kan läggas på känsliga marker eller användas som bro för att förhindra markskador med påföljande erosion. Kostnad för en matta är cirka 1 500–2 000 kr. Foto: Lennart Henrikson

11. Åtgärder i vattendraget för musslorna

Stora strukturer

Stora strukturer, som block, är numer en bristvara i vattenlandskapet på grund av mänsklig inverkan. Hendelberg (1960) menade att stora block stabiliserar botten och ger musslorna skydd mot hög strömhastighet. Samma iakttagelse har sedan upprepats av flera och det är inte bara stora block som kan stabilisera botten utan även större sten, stensamlingar och död ved. Vårdfiskar och övrig naturlig fauna och flora gynnas också av att stora strukturer återförs till vattendragen. En varierad botten-topografi är viktig för artdiversiteten. Genom utläggning av stora stenar skapas fler mikrohabitat med olika egenskaper, bland annat ansamlingar av finare fraktioner bakom och framför större stenar och block.

Innan arbete påbörjas med att återföra stora strukturer måste man inventera sträckorna för att se vilken grad av habitatförstöring som skett. I regel finns en hel del sten i kanten av vattendraget och kan läggas tillbaka. Ibland ligger stenen staplad i stenkistor och ledarmar. Även stensatta kanter och upplagda stenar kan vara av kulturmiljöintresse. Då kan man inte bara lägga tillbaka stenen utan ska beakta de kulturella värdena genom samråd med länsstyrelsens kulturmiljöansvarige.

De allra största blocken är i regel sprängda och finns inte kvar. Det kan ha varit block i dimensionen upp till 2–3 m i diameter. Är det tydligt att stora block funnits i vattendraget är det viktigt att återföra sådana, även om det blir dyrt.

Utläggning av block och sten

Om vattendraget inte är rensat på ett sådant sätt att sten och block ligger upplagda på stränderna måste de transporteras till vattendraget. Tillgång till stentäkter med rätta dimensioner på block, sten och grus bör kontrolleras. Materialet ska sedan transporteras till vattendraget och ofta lagras temporärt på lämpliga ställen. Allt kräver rekognosering på platsen.

Beroende på vattendragets storlek, möjlighet att köra fram till och i vattendraget, naturlig tillgång på material och storlek på åtgärder kan man välja att arbeta maskinellt eller manuellt. Manu-



Figur 45. Mattias Persson och Thomas Nydén lägger tillbaka sten i LIFE-vattendraget Nötån för att skapa en mångformigare bottenstruktur. Foto: Lennart Johansson



Figur 46. Biotoprestaurering i Härkan, Jämtland, där syftet var att återföra de stora block som lyfts och sprängts bort för att underlätta för flottning. Stora stenar i strandkanten lyfts ut i vattendraget med grävmaskin. Foto: Erik Degerman

ellt 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 (Figur 45). Generellt rekommenderas dock grävmaskiner ur kostnads- och effektivitetssynpunkt. Går det att köra maskin fram till vattendraget och även i vattendraget samt om större strukturer ska flyttas/grävas bör grävmaskin användas (Figur 46).

Sprid 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 platser för flodpärlmusslor mellan stenarna och åtgärden får ett mera naturligt utseende.

Generellt bör man arbeta vid lågvatten när strukturer läggs ut. Då kan man säkerställa att utformningen blir

KOSTNADER – UTLÄGGNING AV BLOCK OCH STEN

Inköp av natursten och transport kan bli dyrt, speciellt för projekt i otillgängliga sträckor i större vattendrag. Priset på natursten varierar mellan 400–800 kronor per kubikmeter.

KOSTNADER PER LÄNGD VATTENDRAG

Manuella åtgärder (utläggning av sten och tröskling) i mindre vattendrag kan beräknas kosta 8 000–12 000 kronor per åtgärdad kilometer. Motsvarande kostnader för maskinellt utförda arbeten varierar betydligt mer, i intervallet 20 000–100 000 kronor per kilometer. Mediankostnaden för 80 andra projekt beräknades till 48 000 kronor per kilometer.

Länsstyrelsen i Västernorrland anger kostnaden per kilometer åtgärdat vattendrag till totalt 21 000 kronor i smala vattendrag (<5 meter), 35 000 kronor per kilometer i mellanstora vattendrag och 52 000 kronor per kilometer om vattendragen är 10–20 meter breda.

KOSTNADER PER KUBIKMETER STEN UPPLAGD VID STRANDEN

Kostnaden för att maskinellt återföra bortrensad sten kan också uttryckas som cirka 20–40 kronor per kubikmeter sten (Nilsson 2007). Den lägre nivån i vatten där stenen ligger samlad och är lätt att återföra maskinellt. I princip kan 30–40 kronor per kubikmeter vara ett bra riktvärde i små som stora vattendrag vid flötdsrestaurering. I kostnaden ingår arbetsledning, framkörning av maskiner och arbete i vattnet.

sådan att sedimentdeposition ej sker i målområdet vid låg vattenföring. 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 normalvattenföring, men ofta får man då efterjustera vid lågvatten.

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 (mål bilden). Råder det osäkerhet bör man dimensionera efter förväntad högsta vattenhastighet för att få de stora strukturerna att ligga kvar (Läs mer i Degerman 2008). 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, eller gärna flera fåror.

I regel bör också enstaka större strukturer som block tillåtas att sticka upp ovanför vattennivån vid normalvattenföring.

Förankra den sten som läggs ut. Stora stenar och block bör förankras 1/3 ned i botten. Vid denna förankring bör man i huvudsak sträva efter att finare material lägger sig intill de större strukturerna.

Ju större vattendrag och lutning desto mer måste sten och block läggas samman i grupper. Utläggning av grupper av stenar och block skapar höljor i större utsträckning än enskilda strukturer. Störst nytta gör dessa strukturer i vattendrag med en vattenhastighet över 0,5 kubikmeter per sekund vid medelvattenföring.

I små vattendrag (medelvattenföring <1 m³/s och en lutning under två

procent) kan stenarna läggas enskilt. När man lägger grupper av block och sten tillsammans är det ofta bra att lägga de stora blocken med en lucka och sedan försöka skapa lämpligt substrat för flodpärlmusslor mellan blocken och stenarna.

Tillförsel av död ved

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 0,5–1 meter långa och minst 10 centimeter i diameter. De stammar och grenar som hamnar i vattnet brukar växa inom 15–20 meter 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, till exempel bottenar lämpliga för småmusslor
- utgör ”rev” som koloniserar av påväxtalger och sedan olika botten djur
- skapar skyddade ståndplatser för smådjur och fisk
- kan stabilisera stränder genom att bryta vattenström och vågor
- skapar höljor nedströms eller erosion av stränder
- kvarhåller organiskt material och sediment.

Just funktionen att kvarhålla sediment, till exempel sand och grus, gör att död ved kan vara viktigt för flodpärlmusslor, även om detta inte dokumenterats. Död ved är en viktig stor struktur, speciellt i vattendragsavsnitt med ringa stora stenar och block.

Den döda veden bör hämtas i närområdet, dock ej i kantzonen (om inte till exempel gran elimineras för att gynna löv; Figur 37, 38). Träd i strandzonen ska i stället fylla sin funktion genom att tillföra skugga, löv och stabilisera marken.

Barrträd är generellt hållbarare än lövträd i vatten. Barrträd håller från flera tiotals år till sekel. Tall kan håll-



Figur 47. Döda träd är ett naturligt inslag i vattendrag. Död ved har flera ekologiska funktioner, bland annat som gömställe för öringungar. Foto: Lennart Henrikson

la länge, speciellt senvuxna tallar som dött stående och sedan torkats av sol och vind. Nackdelen med färsk barrträd är framför allt att barren är relativt toxiska initialt. Kring nyfallna granar och tallar brukar det inte samlas någon fisk och vi känner i dag inte till effekterna på musslor. Tills vidare anbefalls inte att barrbärande delar läggs ut på avsnitt med musslor.

Vissa lövträd som ek och al bevaras också mycket länge i vatten, medan björk snabbt ruttnar bort. Naturligt nog 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 därigenom mindre fysiskt.

Generellt brukar man vid vattendragsrestaurering ange att död ved endast ska användas där den kan tänkas ligga kvar och dessutom påverka vattenflödet (Läs mer i Degerman 2008). *Lägg inte ut död ved överallt som en rutinåtgärd.* Död ved gör speciellt nytta som struktur ju mindre naturlig sten som har lämnats kvar och 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

UTLÄGGNING AV DÖD VED

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

Riktlinjer vid utläggning av död ved:

- utläggning ska koncentreras till partier som saknar naturlig tillförsel av död ved
- behovet ska modifieras efter botten-topografins variation och substratet, ju mer ensartade förhållanden desto mer död ved
- utläggning i starkt lutande (>5 procent) eller grovblockiga bottenar bör undvikas
- i vatten som är bredare än en träd-längd (10–20 meter) bör det satsas enbart på väl förankrade träd i strandzonen
- utläggningen bör ske under en följd av år för att få succession i materialet
- det bör vara varierade dimensioner på materialet, men observera att framför allt grova dimensioner (>30 centimeter) är sällsynta och ska prioriteras
- om det är viktigt att veden ligger kvar ska man använda bitar som är något längre än vattendraget vid höglöde.

bottenarna och kan kvarhålla sand och grus för musslorna.

Amerikanska undersökningar har visat att ”digger logs”, det vill säga hela träd som läggs ut i vattendraget och med rotsystemet kvar som förankring, var den mest kostnadseffektiva sätten att öka habitatdiversiteten för fisk i strömmande vatten (Figur 47). Stockarna som lagts ut på detta sätt visade sig också finnas kvar länge. Ryck upp trädet med rötterna med hjälp av grävmaskin eller skotare. Rotsystemet blir en bra förankring. Man kan också använda vajerspel eller en traktor med frontvinsch för att dra ned träd till vattnet. Låt barren vissna bort på land innan trädet läggs ut.

Habitat för unga musslor

Unga musslor behöver stabila bottenar med lämpligt substrat (sand-grus) i strömsatta miljöer. Sådana habitat har minskat radikalt genom rensningar av vattendrag. Grunda områden med något svagare ström än huvudfåran kan vara viktiga för många unga stadier av akvatiska arter, även för flodpärlmusslor som föredrar stabila substrat som inte exponeras vid lågvatten.

Lämpligen bygger man upp sådana grundområden genom utläggning av grova och fina strukturer. Det är viktigt att alltid stabilisera finare substrat (sand, grus och småstenar) med större stenar och block, samt att ha ett varierat fint substrat. Rena grusbottenar blir för rörliga. Hur man etablerar sådana här bottenar berörs mer detaljerat i avsnitt 12. I princip kan sägas att musselbottenar har samma karakteristiska som lekområden för öring och lax, men med ett något högre inslag av finare sediment som grus och rent av grov sand.

Man bör försöka undvika att tillföra alltför mycket fint material, som kan leda till igenslamning. Om det är möj-

ligt, bör man tvätta bort de fina fraktionerna. En enkel lösning är att låta grushögarna ligga ute vid vattendraget någon månad och regnet "tvätta" gruset.

Björklund (2006) rapporterade om settlingbottenar (det vill säga bottenar lämpliga för småmusslor) för mussellarver som har skapats i Vramsån, södra Sverige. 100 ton grus lades ut i 15–40 centimeter tjocka lager i tre områden på totalt cirka 350 kvadratmeter. Fraktionsstorleken var 4–100 millimeter, där 20 procent var 4–16 millimeter, 70 procent 15–50 millimeter och 10 procent större än 50 millimeter. Någon uppföljning finns inte publicerad.

I Life-vattendraget Rastälven (Grängeshyttforsen) lades det ut 40 kubikmeter (70 ton) grus fördelat på 240 kvadratmeter på områden avsedda som musselhabitat och lekområden för öring (Figur 48). Det åtgick tre dagars arbete för fyra personer. Arbetskraften kostade 57 600 kronor, gruset 20 000 kronor och maskin samt förare 16 800 kronor. Totalt en kostnad på 94 400 kronor, eller 393 kronor per kvadratmeter utlagd botten.



Figur 48. Mussel- och öringlekboten i Pauli-strömsån. Foto: Jakob Bergengren.

KOSTNADER

Utläggning av musselhabitat som även utgör lekområden för öring och lax kostar cirka 40 000 kronor per 100 kvadratmeter.

Åtgärder mot sedimentbelastning

Åtgärder mot sedimentbelastning skall i princip ske i problemområdet, oftast i kantzonen (se avsnitt 10). Kan man inte få till stånd en minskad tillförsel av sediment kan sedimentfällor anläggas i mindre vattendrag (Figur 32, 33). I princip är detta grävda gropar som är så pass stora att vattenhastigheten minskar och sediment faller ur vattenet. Sedimentfällorna, slamgroparna, måste normalt rensas återkommande och bör därför placeras så att de är lätt åtkomliga med grävmaskin och lastbil/dumpers. Sedimentfällornas längd bör vara flera gånger vattendragsbredden, vattendragsbredden bör ökas och djupet bör vara betydligt djupare än den normala bottennivån.

När orsaken till förhöjd sedimenttransport har åtgärdats kommer ett antal högflöden att spola rent bottenarna. I vissa vattendrag är dock högflödena bortreglerade och man kan behöva till-



Figur 49. Genom att successivt gräva upp botten substratet på sållramen kunde det spolas rent från fina sediment. Åtgärden utfördes för att skapa lämpliga bottenar för unga flodpärlmusslor i Life-vattendraget Bratteforsån. Foto: Sofi Alexanderson

gripa extremåtgärder för att möjliggöra unga musslors överlevnad. Inom Life-projektet "Flodpärlmussla och dess livsmiljöer" genomfördes en manuell rensning av bottenar i flodpärlmusselvattendraget Bratteforsån (Figur 49).

KOSTNADER

Åtgärden i figur 49 (totalt 60 kvadratmeter bottenarea rensades på tre dagar):

Hyra av pump + högtryckstvätt	4 000 kronor
Arbete	14 000 kronor
Arbetsledning	5 000 kronor
Totalt	23 000 kronor

Motsvarande åtgärder har genomförts i vattendrag i Südliche Regnitz i Tyskland. Där lyftes botten sedimentet upp med grävmaskin på ett lastbilsflak och spolades ren på land innan det återfördes till vattendraget. ■

12. Åtgärder för värdfisken



Öring och lax är värdfisk till flodpärlmusslans larver. Det är främst yngre fiskar, som på bilden, som bär larver eftersom öringen med tiden utvecklar en resistens. Foto: Klas Johansson

Restaurering av strömmande vatten gynnar generellt både musslor, fisk och annan fauna. Det innebär att även om man fokuserar på värdfiskarna, lax och öring, kommer samma åtgärder att gynna flodpärlmusslorna. Här presenteras närmare tekniker för att öka reproduktionen av värdfisk och att skapa fria vandringsvägar.

Lekområden

Laxfiskars lekbäddar, det vill säga botten där rommen deponeras, ska skydda rommen under vintern, dels från att spolas bort, dels från infrysning och rovdjur (predatorer). Bottnarna ska 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. Detta är samma krav som unga flodpärlmusslor har på sina första habitat. Att återetablera lekområden för laxfiskar gynnar därmed musslorna både direkt (nytt habitat) och indirekt (fler unga värdfiskar).

Man kan återskapa och restaurera lekområden för laxfisk genom flera metoder, vilka beskrivs närmare av Degerman (2008). Här beskrivs enbart de vanligaste metoderna, som handlar om att återföra lämpligt substrat till vattendraget och stabilisera det på plats.

Vi vill betona vikten av att ha värde- rat de områden som kommer att grävas om eller täckas med leksubstrat (kapitel 8). Täta bestånd av stormusslor får inte

påverkas. I glesa bestånd utan föryng- ring kan de enstaka musslorna flyttas för hand innan arbetet och sedan läg- gas tillbaka.

Det finns i princip två huvudmeto- der att etablera lekområdena, antingen läggs de i en grävd hölja eller vid en fors- nacke (tröskel).

Om man arbetar med att lägga lek- bottenar i *grävda höljor* brukar bott- narna etableras på 0,3–0,5 meters vat- tendjup och i områden där vattnet vid lågvattenföring ”gör att stövelskaften fladdrar” (cirka 0,3 meter per sekund). Arbetet sker vid lågvattenföring. En grop grävs ut försiktigt med en gräv- maskin så att en stor skålformad grop skapas. Denna brukar vara minst 3 me- ter lång och minst 1 meter bred. Hela gropen fylls med lämpligt substrat upp till nivå med övrig botten (Figur 50). Se dock till att lekbädden inte sticker upp ovanför bottennivån, annars samlar den på sig sediment och spolas lättare bort. De största anlagda skålgroparna har varit cirka 300 kvadratmeter. Ge-

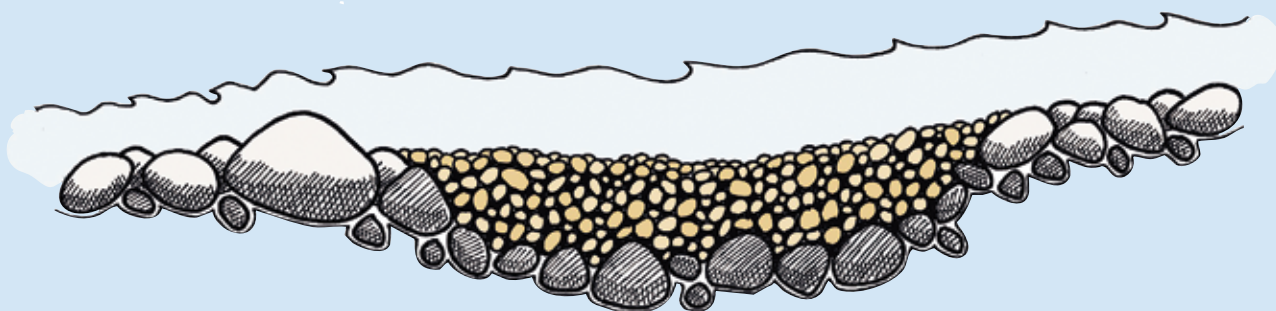
nom skålformen förs ytvatten naturligt ned i botten och strömmar sedan upp ur botten. Samtidigt ligger lekbädden skyddad vid höglöden. Lekbädden sta- biliseras med ett antal stora ståndstenar nedströms och eventuellt vid sidorna. Dessa stenar bidrar också till att tvinga ned vatten i botten, det vill säga ger en god genomströmning.

Naturligtvis behöver man inte grä- va ur bottenarna om det finns naturliga lägen mot *forsnackar* där gruset kan ligga kvar. Alternativt bygger man upp forsnackar/trösklar och placerar lämp- ligt leksubstrat omedelbart uppströms dessa (Figur 48, kapitel 11). Ofta ser man att leksubstrat som läggs ut på detta sätt inte blir stabilt. Det är därför mycket viktigt att överdriva åtgärder som ger stabilitet. Börja med att etablera en tröskel av stor sten och täta denna med mindre sten. Överdriv gärna inbland- ning av grövre fraktioner i leksubstratet för att stabilisera och lägg gärna några extra större stenar som skydd mot för hög vattenström.

KOSTNADER – LEKBOTTNAR

Ska naturgrus köpas in kostar det i storleksordningen 250–500 kronor per kubikmeter. Det är dock stora skillnader regionalt beroende på tillgången till naturgrus. Sedan tillkommer grustransporter, utläggning, anpassning av bottenar och större strukturer. Därmed kan man räkna med direkta kostnader i storleksordningen 500–1 000 kronor per kubikmeter om utläggning sker manuellt.

Som beskrivits i avsnitt 11 där bottenarna byggdes främst för musslor kan kostnaden också uttryckas som 40 000 kronor per 100 m².



Figur 50. Schematisk bild av hur en lekbädd anlagts i en skålformad grop. Illustration: Thomas Nydén.

GENERELLA RIKTLINJER FÖR ANLÄGGANDE AV LEKBOTTNAR

- Lekbottnar för lax och havsöring bör vara minst 30 centimeter djupa. För säkerhets skull kan bottenarna byggas 50 centimeter djupa. För strömlevande mindre öring kan 15–20 centimeter vara tillfyllest.
- Grovleken på materialet bör vara i intervallet 10–50 millimeter, med ett inslag av grövre material för att stabilisera bottenarna. Från gruståker finns ofta 8–16 millimeter, ärtsingel, 16–32 millimeter, finsingel, samt 32–64 millimeter, grovsingel, att tillgå. Lämpligt leksubstrat i något större vatten fås genom att blanda 16–32 millimeter med 32–64 millimeter, 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 bottenarna, vilket gör dem stabilare.
- Kross- eller sprängmaterial ska inte användas på grund av risk för skador på lekande fisk, dessutom finns också mycket finsediment på stenarna.
- Vattendjupet bör vara i intervallet 0,1–0,7 meter 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 bottenarna. Uppströms forsackar, i skydd av större stenar, i åutlopp, i sidogrenar och nedströms sjöar är alla bra lägen.
- 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, det vill säga flöden i substratet. Detta görs antingen genom att etablera lekbäddar i områden med uppströmmande grundvatten, eller vanligen genom att styra vattnet och tvinga ned det i bottenarna genom sten och andra strukturer.
- Vattenhastigheten över bottenarna bör vara i intervallet 0,2–0,5 meter per sekund, men för att gynna små musslor bör man helst ligga i intervallet 0,2–0,3 meter per sekund.
- Målsättningen bör vara att lägga ut minst en lekbädd (helst minst 1*3 meter; 3 kvadratmeter yta) på varje uppväxtområde och minst en lekbädd av denna storlek per 50 meter strömmande vattendrag. I bredare vatten (>5 meter) krävs troligen mer och större lekbäddar, men inga riktlinjer finns etablerade. Riktlinjer anger lekbäddar om 3–5 meter längd i små vattendrag och 5–15 meter i större vattendrag. Används denna storlek bör lekbäddar kunna anläggas med 100–200 meter mellanrum.
- Alla lekbäddar som anläggs bör återbesökas efter ett år för att se hur strukturerna klarat högflöden. Detta bör läggas med i projekteringen.
- Generellt bör arbeten utföras vid lågvatten. Då kan man säkerställa att utformningen blir sådan att sedimentdeposition ej sker i grusbäddarna, samt att lekbottenarna inte ligger torra.
- Ett bra lek område sandar inte igen. Sandar bottenarna igen så ligger de fel helt enkelt, alternativt får man styra över mer av vattenflödet över dem eller bygga en sedimentationsfälla (Figur 32, 33).



Fria vandringsvägar

Fria vandrings- och spridningsvägar behövs för att bibehålla den biologiska mångfalden. Här fokuserar vi på fiskvägar för laxfiskar eftersom dessa är viktiga för flodpärlmusslornas fortlevnad. Fokus ligger på fiskvägar för uppströmsvandring, men det betonas att även nedströmsvandring ofta behöver underlättas, speciellt i vattendrag med vattenkraftutnyttjande.

För uppströmsvandring finns i princip fyra naturlika möjligheter för att underlätta laxfiskars vandring (naturlika fiskvägar);

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

Därutöver finns ett antal tekniska lösningar (*tekniska fiskvägar*), men de berörs ej här. De beskrivs närmare av Degerman (2008). Generellt krävs expertis vid byggandet av tekniska fiskvägar och ofta behövs återkommande skötsel.



Figur 51. Utrivning av Kubadammen i Nätraån. I vattendraget förekommer ett gles bestånd av flodpärlmusslor. Foto: Håkan Söderberg

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 där fallhöjden är stor. Syftet med en faunapassage/fiskväg ska alltid vara att möjliggöra passage för alla förekommande arter, såväl fisk som bottendjur, däggdjur och groddjur.

Fiskvägar ska vara *passerbara och attraherande*, dessa två aspekter bestämmer deras funktion. Båda dessa funktioner styrs till stor del av vattenflödet och vattenhastigheten genom fiskvägen.

Avgörande för de flesta fiskvägar är attraktionskraften, det vill säga 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 eventuella turbiner. Det vatten som strömmar ur passagen, lockvattnet, bör riktas så att det styrs mot den plats fisken vandrar eller samlas på nedströms hindret. Det bör också strömma ut på lämpligt djup, från ytan och ned till cirka två meters vattendjup.

Utrivning

Vid utrivning av en damm eller annat hinder (det krävs naturligtvis en miljöprövning, kapitel 8) etableras passagen i den befintliga fåran och kommer normalt att omfatta hela vattenmängden (Figur 51). Därmed är denna naturlika fiskväg den som kommer att fungera bäst för alla arter och storlekar. Utrivningen brukar åtföljas av att man bygger upp en naturlig strömsträcka vid platsen för hindret. Generellt kräver åtgärden ingen tillsyn och är relativt billig att genomföra. Den nya strömsträckan fungerar ofta som viktigt habitat för strömlevande arter, till exempel flodpärlmusslor.

Ett problem då man river ut dammar är ju att förutsäga vad som händer hydrologiskt och geomorfologiskt. Många kan vara rädda att översvämningsrisken ökar nedströms, vilket generellt inte sker. Dammens funktion som sedimentationsbassäng kommer att försvinna, vilket möjligen kan vara negativt. Dammen har så att säga utgjort ett skydd mot oförsiktigt brukande av avrinningsområdet uppströms som resulterar i förhöjd sedimenttransport.

Att riva ut en damm innebär också förändringar, något många människor inte vill ha. Det är viktigt 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 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 metallnätpåsar, eller sprängsten kan användas för uppgiften. De förra har fördelen att de enkelt kan lyftas bort efteråt. Vattnet kan också ledas i enkla plaströr förbi dammen vid utrivning. 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 botten med flodpärlmusslor går torra, det vill säga placera röret så att det återför vatten till hela nedströms sträckan. Ibland får



Figur 52. En fåra har skapats genom de gamla sedimentlagren i dammens botten. Sedimenten stabiliseras, liksom fåran. Snart kommer vegetation att täcka sedimenten som därvid stabiliseras ytterligare. Foto: Erik Degerman

man justera bottenarna något nedströms för att sprida vattnet.

I de stora magasinerna ligger sedimenten i regel kvar vid normal drift, medan de i genomströmningsdammar delvis kan sköljas ut vid höglöden. Utrivning kan komma att medföra en förhöjd puls av sediment. Före projektstart måste dammens botten ha undersökts vad avser mäktighet av lösa sediment.

Beroende på mängden sediment, nedströms naturvärden och sedimentens innehåll av miljögifter kan man välja att låta sedimenten spolas ur, att gräva bort dem eller stabilisera dem på plats. 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 tre till fyra dagar innan grävning sker.

Det är billigast att låta sedimentet sköljas ur nedströms, men detta är inte en bra lösning i vatten med stormusslor. Man kan möjligen tillåta denna störning med tanke på att åtgärden som helhet kommer att ge långvarigt positiva effekter. Fisk och rörliga botten djur brukar återkolonisera snabbt, medan större fastsittande mollusker och vegetation kan störas betydligt. Vid utrivning av en damm i Vessingeån år 1993 täcktes nedströms botten delvis med 0,5 meter sand påföljande sommar. Två år senare var lokalen rensköld och fisktätheterna normala (muntligen Hans Schibli).

Den ofta bästa lösningen är att skapa en konstgjord åfåra genom sedimentlagren och att stabilisera dessa på plats (Figur 52).

KOSTNADER – UTRIVNING

Kostnaderna för en dammutrivning är i median 100 000 kronor per fallhöjdsmeter (62 000–299 000 kronor).

En utrivning blir betydligt billigare än en naturlig passage sett till säkerställd funktion och minimal tillsyn och skötsel. Kostnaden för utrivning ökar med dyra fallrätter, besvärliga (toxiska) sediment, stora vatten, stora naturvärden som måste beaktas, svårframkomlig terräng, behov av kompletterande biotopvårdsåtgärder och skredrisk i området.



Figur 53. Felaktigt placerad vägtrumma som utgjorde vandringshinder vid lågvatten i Lillsjöbäcken, Örebro län (Life-vattendrag). Genom att lägga stora stenar nedströms och tät med geotextil höjde Urban Hjalte och Peter Johansson vattennivån. Två trösklar anlades så att en successiv höjning erhöles.
Foto: Thomas Nydén, Sofi Alexanderson

Tröskling

Tröskling används när man vill bevara befintliga vattennivåer, men strävar efter att höja nedströms vattendragsnivå så att en passage formas förbi ett hinder i form av en mer eller mindre sammanhängande ramp. Tröskling kan vara lämpligt vid dammar som har mycket sediment, som då får ligga orörda. Vidare används tröskling ofta för att höja vattennivån nedströms en vägtrumma som placerats felaktigt så att fisk inte kan passera (Figur 53).

Inlöp

Inlöp är en naturlig väg genom dammen och anläggs i själva vattendraget. Detta till skillnad mot omlöp (se nedan) 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 mer effektivt för passage än t.ex. omlöp, men här saknas i dag forskning. Dock är inlöp dyra och svåra att anlägga. Det

råder också osäkerhet om underhållsbehovet och hållbarheten.

Den spontade eller gjutna skiljemuren mot vattendraget måste göras mycket stabil (Figur 54). Är sedimentet mjukt kan en spontning vara tillfyllest, medan gjutning måste till vid grövre sediment eller bergklackar.

Omlöp

Omlöp är naturliga passager som anläggs runt hindret. Vanligen bygger man med låg lutning och enstensatt strandzon (Figur 55). Lax, öring och andra starka simmare kan passera omlöp med tre till nio procents lutning utan problem om skyddande ståndstenar finns som skapar läområden. Generellt brukar dock två procents lutning anges som högsta lämpliga lutning för alla fiskarter och storlekar för korta omlöp (<50 meter).

För längre omlöp bör riktvärdet vara maximalt 1,5 procent. Lutningen kan vara högre (helst under fem procent) om kanalen byggs med ojämn botten som skapar strömlä nära botten och kanter. Omlöp med lutningar på fem till nio procen har byggts i form av korta forsar. Man får då använda stora stenar för att skapa strömlä. Vid de högre lutningarna fungerar omlöpet bäst vid

lägre vattenflöde. Vid stort flöde ökar vattenhastigheten alltför mycket.

En svaghet med omlöp är att de är känsliga för variationer i vattenståndet uppströms. Genom att skapa ett smalt och skarpt v-skuret inlopp kan omlöpen komma att tåla större variationer i vattenståndet. Alternativet är att installera ett utskov i övre delen. Sådana finns att köpa prefabricerade.

Omlöpen kan anläggas som helt naturliga strömpartier och kan därmed ha en funktion som uppväxthabitat för musslor, fisk, insekter och andra smådjur. I Danmark är det vanligt att man anlägger lekbottnar för öring i omlöpen. De utgör ofta de enda återstående hårbottenpartierna i ett kanaliserat jordbruksvattendrag. Naturligtvis bör omlöp anpassas så att de också ger lämpligt habitat för flodpärlmusslor.

Slingriga omlöp blir erosionskänsliga. Vattenströmmen tvingas ideligen att byta riktning vilket ger hög erosion av stränder. Det är stor risk att omlöpet svämjar över vid högföden 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 bottenarna med täta lager, till exempel geotextiler (markduk). ■



Figur 55. Omlöpet förbi dammen vid Fågelfors i Nötån.

Foto: Sofi Alexanderson

Figur 54. Inlöp genom dammen vid Hotagens utlopp i vattendraget Hårkan, Jämtland. Notera hur dammens vattennivå hålls uppe genom skiljemuren, medan själva inlöpet i sin övre del har en forsacke som bestämmer vattennivån i sjön. Foto: Erik Degerman



KOSTNADER – OMLÖP

Generellt anges kostnader för anläggning av omlöp, allt inkluderat, till cirka 200 000 kronor per fallhöjds-meter, men stora variationer förekommer.

Det aktuella omlöpet i Nötån (Figur 55) kostade totalt 200 000 kronor, exklusive projektering och projektledning. Det prefabricerade utskovet som reglerar inflödet av vatten i omlöpets övre del kostade cirka 40 000 kronor och ingår angiven kostnad.



Figur 56. I Sverige är öringen den vanligaste värdfisken för flodpärlmussla. Foto: Bent Christensen/Azote
Gulesäcksyngel av öring. Foto: Erik Degerman

13. Återintroduktion av värdfisk

Det har nämnts tidigare att det finns goda indikationer på att det krävs rätt stam av värdfisk för att få en lyckad infektion av mussellarver. Buddensiek (1995) och Söderberg m.fl. (2008a) redovisar flera exempel på hur olika stammar av öring är olika mottagliga för infektion. Dessutom kompliceras bilden av att fiskar som varit utsatta för infektion uppnår immunitet mot vidare infektioner. Värdfisk som återintroduceras *skall alltid* vara av närmast möjliga, lämpliga stam.

Vid återintroduktion av lax eller öring rekommenderas generellt att utsättning sker av befruktad rom eller kläckta yngel. När ynglen kläcker har de i den stora gulesäcken reservproviant för två till tre veckor under tiden som de lär sig att äta yttre föda (Figur 56). Bäst resultat vid utsättning av yngel nås

oftast om man sätter ut inmatat gulesäcksyngel, det vill säga sådana som i odlingen kommit igång med att äta yttre föda. Beroende på plats i landet kan detta innebära att utsättningen måste ske i mars–maj, ibland vid istäckta förhållanden eller under vårflood.

Utsättning kräver alltid tillstånd från Länsstyrelsen och utsättningsmaterialet bör komma från en odling med hälsokontroll.

Finns inte tillgång till utsättningsmaterial från odlingar kan utsättning ske av ungar av öring eller lax som fångats med elfiske. Detta innebär en avvägning mellan att öringungarna skall vara fångstbara med elfiske utan att påverkas negativt (ofta bör de ha nått minst 40–45 millimeter storlek) och att utsättningen skall kunna göras

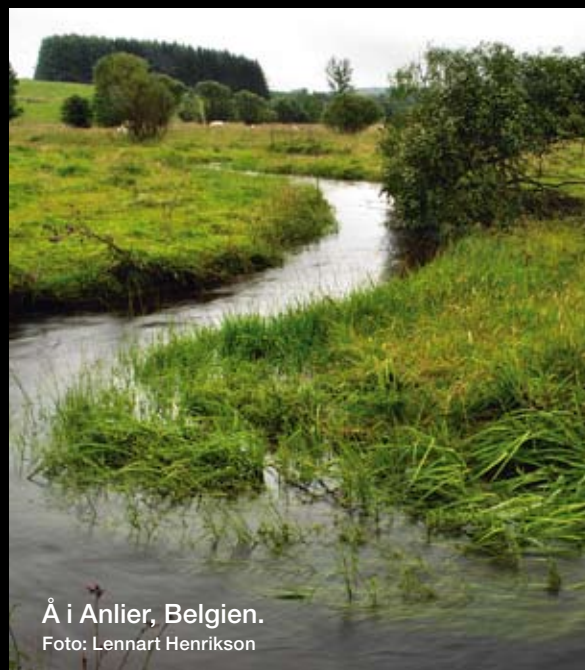
i lämplig tid då glochidielarver finns i vattendraget.

De mängder av rom eller yngel som bör användas rekommenderas vara för romkorn 500–1 000 per 100 kvadratmeter uppväxtområden, för gulesäcksyngel 200–500 per 100 kvadratmeter och för inmatat gulesäcksyngel 50–300 per 100 kvadratmeter beroende av vattnets produktionsförmåga (Degerman m.fl. 1998). För inmatat yngel kan man anta att 30–40 procent överlever till ensamrig öring (0+). Det finns publicerade normaltätheter för ensamrig öring i olika typer av svenska vatten (Sers m.fl. 2008). Tätheten är generellt 10–50 ungar per 100 kvadratmeter. Utgående från den förväntade dödligheten mellan inmatat yngel och önskad täthet av årsungar kan mängden utsättningsmaterial bestämmas. ■

Flodpärlmusselvatten i Europa



Å i Morvan, Frankrike.
Foto: Lennart Henrikson



Å i Anlier, Belgien.
Foto: Lennart Henrikson



River Spey, Skottland.
Foto: Lennart Henrikson

14. Återintroduktion av musslor

Återintroduktion av musslor bör endast ske om alla tidigare nämnda restaureringsåtgärder misslyckats. Orsaken till den svaga beståndsstatusen bör också ha identifierats och åtgärdats. Kriterier för när återintroduktion kan övervägas har sammanställts från Ziuganov m.fl. (1994). Dessa har kompletterats något (Faktaruta).

Till dessa kriterier har Kleiven & Dolmen (2008) fogat ett antal råd:

- a) Undvik intensivt reglerade vattendrag och avsnitt som riskerar att torka ut.
- b) Placera musslorna i stabila substrat, gärna nära större sten och block
- c) Substratet bör vara sand och grus
- d) Placera inte musslorna i för stark ström eftersom de kan ha problem med att samla föda i de starka strömmarna
- e) Sätt musslorna i beskuggade avsnitt
- f) Sätt gärna i strömsatta höljor som inte torkar ut vid lågvatten
- g) Undvik älvavsnitt med rasbenägna älvbrinkar och stor algpåväxt.

Det gäller således att söka ut lämpliga substrat i områden som stabiliseras av stora uppströms sjöar eller av stora block och stenar. Stabila substrat är ofta mossbevuxna, vilket är en viktig indikation.

Utsättningen sker ofta i grupper i lämpliga substrat. Utsättningen på Kola-halvön genomfördes genom att placera musslor i aggregationer på 100–250 individer omkring större stenar i älven för att etablera en struktur som liknade de ursprungliga kolonierna (Ziuganov m.fl. 1994).

Vattenhastighet

Vid lägre vattenhastigheter där musslorna inte riskerar att spolade bort kan de läggas försiktigt på botten (Figur 57). De kommer snabbt att gräva ned sig. Är vattenhastigheten högre så kan de stickas ned försiktigt i botten. Försök att fösa undan substratet med fingrarna så att en grop bildas. Tryck inte ned musslan utan håll handen eller ett par fingrar som ett skydd så att inte mantelkanten skadas.

Överlevnad efter flytt

Överlevnaden verkar hög vid flytt inom vattendraget. Sommaren 1996 flyttades 12 musslor som överlevt en katastrof nedströms i ett vattendrag i Västernorrland. De märktes med ett "X" på skalet. Vid återbesöket år 2007 återfanns 11 av dessa musslor.

Finska försök har visat att inplantering av musslor från ett vattendrag till ett annat generellt inte varit framgångsrikt, med en dödlighet kring 50 procent av individerna inom tre år. Däremot

verkar omflyttningar inom vattendraget framgångsrika, med 90 procent överlevnad på kort sikt (Valovirta 1990).

Till den norska älven Audna (Vest-Agder) flyttades 250 vuxna flodpärlmusslor från Ulsetelva (Nordmøre) år 1991. Påföljande år kom ett extremt höglöde som spolade bort många av de utsatta musslorna på två av fyra utsättningsplatser. På två platser har dock 18 procent resp. 68 procent av musslorna återfunnits vid återbesök vid ett antal tillfällen fram till år 2007 (Kleiven & Dolmen 2008). Således har överlevnaden inte varit god, inte ens på de lämpliga utsättningsplatserna. Någon reproduktion har inte heller konstaterats. En möjlig orsak kan vara höga metallhalter på grund av försurningspåverkan.

Försök i Sverige

Tio kända försök med återintroduktion av flodpärlmusslor har skett i Sverige, varav endast ett har lyckats. I dessa försök har dock inte de ovan nämnda villkoren för återintroduktion uppfyllts, till exempel har ofta orsaken bakom de svaga populationerna inte identifierats och åtgärdats före återintroduktion.

Återintroduktion inom LIFE-projektet

I Life-projektet återintroducerades cirka 1 000 musslor i Silverån (Figur 57, 58). Flodpärlmusselbeståndet i Silverån var utdött och därför återintroducerades de. Musslor togs från Sällevadsån i samma vattensystem. Musslorna transporterades i platsbackar med mossor som ett täcke över musslorna. Tiden mellan upptagning och utsättning var 1–2 timmar, vilket inte syntes påverka musslorna. Musslorna märktes med en "tand-läkarborr" och sattes ut i grupper på olika platser i ån. Silverån har restaurerats, till exempel har bortrensad sten lagt lagts tillbaka, vandringsvägar har byggts för fisk, vägtrummar har bytts ut och död ved har tillförts. Detta innebär att flodpärlmusslan borde ha goda möjligheter till förnyring. ■

KRITERIER FÖR ÅTERINTRODUKTION AV FLODPÄRLMUSSLOR

- 1) Återintroduktion skall ske i musslornas naturliga utbredningsområde i regionen och i vattendraget.
- 2) Det skall ske endast om det tidigare beståndet är utdött.
- 3) Vattendraget skall först ha åtgärdats så att det uppfyller de föreslagna kriterierna för vattenkvalitet och förekomst av värd fisk (kapitel 4).
- 4) Annan mänsklig påverkan som kan motverka musslornas överlevnad skall ha eliminerats.
- 5) Musslor för introduktion skall tas från så närliggande vatten som möjligt, helst i samma vattensystem.
- 6) Det kan vara lämpligt att kontrollera att förekommande värd fisk kan infekteras av mussellarvna av den valda musselpopulationen för inplantering.
- 7) Finns äldre musselindivider kvar, ska alltid alternativa restaureringsmetoder övervägas innan återintroduktion.
- 8) Finns äldre musselindivider kvar bör en genetisk analys ske för att kontrollera att en så snarlik musselstam som möjligt väljs.

Figur 57. Peter Johansson och Thomas Nydén återintroducerar adulta flodpärlmusslor i Silverån, Emåns vattensystem (Life-projektet).

Foto: Jakob Bergengren



Figur 58. Peter Johansson bär flodpärlmusslor till Silverån, där Sofi Alexanderson sätter ut dem.

Foto: Lennart Henrikson



15. Artificiell infektion av öring och uppfödning av musslor

När man har mycket svaga musselpopulationer, kan förstärkning av populationen vara en åtgärd. Detta har tillämpats i liten utsträckning i Skandinavien, beroende på att mer livskraftiga bestånd har prioriterats med restaureringsåtgär-

der. I övriga Europa är detta dock vanligare. Man har testat två metoder:

- utsättning av artificiellt glochidieinfekterad öring
- uppfödning av småmusslor i laboratorium och sedan utsättning.

Artificiell infektion av öring

Utsättning av artificiellt glochidieinfekterad öring kan endast tillämpas när hoten mot småmusslornas överlevnad undanröjts. Dessutom måste värdfisken komma från det aktuella vattendraget (se kapitel 3; Altmüller & Dettmer 2006, Buddensiek 1995, Söderberg m.fl. 2008a, Larsen 2009a). Man finner ofta glochidier på öring utan att finna småmusslor i botten, sannolikt beroende på att igenslamning kvävt småmusslorna. I sådana fall är det knappast någon idé att sätta ut infekterad värdfisk.

Ett lyckat exempel

Altmüller & Dettmer (2000, 2006) hämtade in gravida musslor och öring från vattendraget Lutter i Niedersachsen i Tyskland. På laboratoriet infekterades värdfisken med glochidier. Därefter sattes denna tillbaka i Lutter. Detta upprepades under flera år med början på 1990-talet. Idag har Lutter en stor andel musslor. Dessutom stoppades tillförsel av sediment och skyddszoner köptes in längs ån. På så sätt skapades goda förhållanden för småmusslor. Lutter är egentligen det enda exemplet på att man med åtgärder lyckats få igång föröing. Man kunde konstatera att den artificiella infektionen endast fungerade bra på öring från Lutter, inte på odlad öring. Liknande erfarenheter finns från Südliche Regnitz, Tyskland (Robert Vandré, muntl.)

Hyttkvarns n i Dalarna

I Sverige redovisade Bergengren & Törnblom (2005) ett enkelt försök med att åstadkomma glochidieinfekterad öring i Hyttkvarns n, Dalarna. Odlad  ring (1+ och 2+) sattes ut i en avstängd kvarnr nna med riklig förekomst av vuxna flodpärlmusslor.  ringarna fick tillbringa ett  r i kvarnrännan innan

de släpptes ut. Det konstaterades att de bar glochidielarver. Avsikten var att nya unga musslor skulle etablera sig i botten i kvarnrännan. Dock påträffades vid en inventering sex år senare inga unga musslor. Orsaken ansågs vara att andelen finpartikulärt material i botten var för hög, samt möjligen att fisken var av fel stam.

Enkla system i fält

I de fall man har kännedom om när glochidielarverna släpps från musslorna kan enkla system sättas upp i fält. För att stärka bestånden av öring och musslor i en liten norsk bäck utanför Trondheim (S r-Trøndelag fylke) utarbetades ett förslag om att sätta ut öringungar som på förhand var inficerade med musselarver (Larsen 2009b). Musselbest ndet på platsen är kritiskt hotat – endast 25 musslor återstår. 1 250 årsungar (ensomriga, s.k. 0+) av lokal öringstam sattes in i ett odlingstr g i slutet av juli (Figur 59). Gravida musslor placerades i plastkorgar med lämpligt substrat tillsammans med  ringungarna (Figur 60). Dessa blev inficerade under augusti, och i början av oktober återutsattes fisken i bäcken. Då var 93 procent av  ringarna infekterade och hade i genomsnitt mer än hundra glochidielarver per infekterad fisk. Det är planlagt att upprepa det hela ytterligare två  r samtidigt som effekten av åtgärden skall undersökas.

Hur påverkas värdfisken?

En fråga är hur värdfisken påverkas av glochidieangreppen. Treasurer m.fl. (2006) gjorde försök med glochidieinfekterade årsungar av lax och fann en liten initial nedgång i längd och vikt hos fisken. Denna nedgång försvann snart. Samtidigt var dödligheten inte större hos



Figur 59. Ett odlingstr g som i slutet av juli 2008 lyfts intill en liten norsk bäck med ett starkt hotat bestånd av flodpärlmusslor. 1 250 årsungar (ensomriga, s.k. 0+) av lokal öringstam sattes in i karet. De utfodrades med konventionellt fiskfoder. Foto: Bj rn Mejdell Larsen



Figur 60. Gravida musslor placerades i plastkorgar med lämpligt substrat. Foto: Bj rn Mejdell Larsen

infekterad fisk  n för fisk utan glochidier. Smith (2001) har dock rapporterat om att ung (30 millimeter) laxfisk dött som en följd av bakterieinfektion efter att ha haft över 100 glochidier på gälarna och Grundelius (1987) rapporterar om att öring i fiskodlingar har dött av glochidielarver. Problemet tycks dock vara mycket ringa och försumbart.



Figur 61. De största och mest livskraftiga småmusslorna sorteras ut av Heidi Selheim i ett tysk-tjeckiskt Interreg-projekt. Foto: Lennart Henrikson

Uppfödning av musslor

Uppfödning av musslor kan göras när man har små populationer och otillfredsställande miljö i vattendraget. Små musslor är känsligare än större. Genom att föda upp musslor till en storlek som klarar av sämre förhållanden, kan musselpopulationen förstärkas.

Hruska (2001) har i Tjeckien utvecklat en metod att föda upp småmusslor. Öring infekteras i laboratoriet och får sedan gå där tills glochidierna utvecklas till små musslor och dessa hamnar i karen. Dessa minimusslor samlas in, de minsta sorteras ut och de större läggs i små behållare (Figur 61 och 62). De matas med vatten från våtmarker – finrötter av gräs har visat sig ge en flora av mikroorganismer, som är lämplig föda. Föda tillsammans med temperatur har visat sig vara de viktigaste faktorerna för tillväxten. Dock vet man inte vad födan egentligen består av. När småmusslorna växt sig större placeras de ut i nätkorgar i små grävda kanaler (Figur 63). Där får de tillväxa tills de är så stora att de kan sättas ut i flodpärlmusselvattnet. På detta sätt har man säkrat överlevnaden under den mest kritiska perioden för musslorna. Denna metod, och varianter av denna, har senare använts på flera andra håll i Europa¹.

Avancerade semi-naturella system för att infektera unga öringar med flodpärlmusselglochidier har utvecklats på flera håll. Idén är att man för in naturligt vatten med dess innehåll av lämplig föda för musslorna. Preston m.fl. (2006) och Scriven m.fl. (2007) har även lagt till en del i ett sådant system där de unga musslorna kan etableras (settlats) i botten substratet. Systemet vid fiskodlingen i Mawddach i Wales har beskrivits närmare av Scriven m.fl. (2007).

Adulta musslor hålls i tråg utomhus och försörjs med ofiltrerat vatten från River Usk. Lax och öring hålls i ett separat tråg och infekteras med glochidierna från uppströms tråg. De unga musslorna samlas upp i ett nät från det utgående vattnet (maskstorlek 0,15 millimeter). Problemet är att detta fina nät snabbt sätts igen med skräp varför insamlingen av unga musslor är besvärlig.

De unga musslorna förvaras i flyttande nätförsedda tråg med fint grus i botten. Vattentillförsel sker därmed både ytligt och underifrån. Flödet är cirka sex liter per minut. Vattnet filtreras i ett grovfilter. Efter cirka sex månader flyttas musslorna till ett större tråg med grövre nätbotten och grövre substrat (cirka fem millimeter i diameter). ■



Figur 63. Små grävda kanaler där småmusslor får växa till sig innan de placeras ut i bäcken Zinnbach på gränsen mellan Tjeckien och Tyskland. Foto: Oskar Norrgrann



Figur 62. Småmusslor utplacerade i burar i en liten bäck i ett tysk-tjeckiskt Interreg-projekt. Foto: Lennart Henrikson

¹ Tyskland (Interreg IIIa-projekt, Michael Lange, LIFE-projekt Robert Vandré & Christine Schmidt), Luxemburg (LIFE-projekt, Frankie Thielen), England (Roger Sweeting & Louise Miles), Nordirland (Dai Roberts) och Irland (Evelyn Moorkens) – se t.ex. presentationer från "International Seminar – Rearing of unionid mussels, 28th–31st May in Heinerscheid (Luxembourg)", <http://www.heppi.com/presentations.htm>.



Claes Dellefors och Ulo Faremo elfiskar för att kvantifiera värd-fiskbeståndet. Foto: Lennart Henriksson
Lämplig utrustning för studier av flodpärlmussla. Vattenkikaren är tredelad och kostar cirka 700 kronor. Griptången "Aktiv" kostar 250 kronor. På bilden syns även den nätkasse som fästs vid midjan och används för förvaring av musslorna under arbete.
Foto: Jakob Bergengren

16. Uppföljning och effektkontroll

Generellt är uppföljning av restaureringsåtgärder i vatten inte omfattande och rapporteras sällan (Bash & Ryan 2002). Detta försvårar inte bara utvärdering av åtgärderna utan även möjligheten att förbättra metoderna. Åtgärder skall alltid följas upp!

Det är ofta inte tillräckligt att enbart följa upp ett enskilt objekt före och efter åtgärd eftersom det finns en stor naturlig variation. Även efter en lyckad åtgärd kan andra faktorer ge en tillfälligt svag fauna (musslor/värdfisk) eller varierande vattenkemisk status 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, det vill säga 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 åtgärdsvattnet tas prover före och efter åtgärd. En förändring som bara sker i åtgärdsvattnet kan sedan detekteras vid en variansanalys (s k ANOVA). För de intresserade rekommenderas att läsa mer i till exempel Underwood (1996).

Effektkontroll bör ske inom fem till tio år efter åtgärd för musslor och direkt efter åtgärd för vattenkemisk

status. Kvantifiering av värdfisk görs parallellt med kontroll av musselstatus, alternativt efter ett till tre år.

Det är väldigt viktigt att man följer upp med en väl dokumenterad metodik eftersom det kan ta många år mellan förstudier och uppföljande studier. Tyvärr är ofta restaureringsprojektet slut innan man kan förvänta sig att se små musslor på bottenytan. Att gräva

efter små musslor kan ge ett snabbare svar, men för Skandinavien saknas i dag en standardiserad metodik för detta. Därför gäller det att initiera och förankra ett ofta fristående uppföljningsprojekt.

Se till att data från de standardiserade undersökningarna lagras hos den nationella datavärden för respektive undersökningsmoment. ■

EN BRA PLAN FÖR UPPFÖLJNING AV ÅTGÄRDEN SKA:

- vara klar och ha tydligt *uppföljbara kvantitativa mål*
- målen vara både *åtgärds*mål (en utvärdering av projektets genomförande) och *tillstånd*mål (krav på god status för flodpärlmusslorna samt kontroll av kriterielistan för vattenkvalitet och värdfisk, kapitel 4)
- använda sig av standardiserad metodik, där så är möjligt
- ha förslag på åtgärder som bör vidtas vid olika uppföljningsresultat (en del i adaptiv förvaltning där åtgärder successivt anpassas till erhållna resultat)
- planen om möjligt även omfatta undersökningar före åtgärd både på aktuella åtgärdssträckor och på referenssträckor
- vara långsiktig eftersom effekten av åtgärder kan ta >5 år.

VI REKOMMENDERAR ATT MAN I SAMTLIGA RESTAURERINGSOBJEKT:

- fastställer statusen för flodpärlmusselpopulationen i det åtgärdade vattnet samt i referensvattnet före och efter åtgärd
- mäter den vattenkemiska statusen i båda vattnen för de parametrar som anges i kriterielistan i kapitel 4
- elfiskar för att kvantifiera mängden värdfisk före och efter.

17. Information

Flodpärlmusslor väcker ofta stort intresse genom sin komplexa livshistoria och sin spännande kulturhistoria med de värdefulla pärlorna. Musslorna har därför använts som en paraplyart, tillsammans med andra arter som allmänheten känner till, till exempel lax och utter. Förr hanterades kunskapen om förekomst av musslor ofta med restriktivitet. Risken för olaga pärlfiske ansågs för stor. Dagens svenska och norska erfarenheter tyder dock på att information om musslorna skapar ett ökat intresse hos lokalboende som därigenom blir musselvaktare och hänsynstagandet ökar. Det är synnerligen viktigt att alla berörda aktörer informeras om förekomst om och hänsyn till flodpärlmusslan.

Var finner man information?

På Artdatabankens musselportal finns information om flodpärlmussla och andra stormusslor (www.musselportalen.se). Där kan man också rapportera fynd eller få fynduppgifter från vattendrag i hela Sverige. Fynddatabasen är för närvarande (2009) under uppbyggnad. Världsnaturfonden WWF (2005) har tagit fram en broschyr "Flodpärlmusslan – skogsvattens skatt" (Figur 64). Den och information om LIFE-projektet kan hämtas från www.wwf.se/flodparlmussla. Projektet har också tagit fram två filmer. En film om flodpärlmusslan som art och en annan om restaurering av livsmiljöerna. Naturhistoriska museet har en serie faktablad om stormusslor (www.nrm.se).

Information på två nivåer

Information bör ske på två nivåer, dels nationellt för att betona vikten av åtgärder för denna art, dels lokalt till dem som bor och verkar vid musselvatten. Det finns flera fall där musselbestånd skadats beroende på att man inte vetat om att det funnits musslor. Här är givetvis mark- och vattenägarna en viktig målgrupp. Att förmedla det värde som ligger i de egna vatten och vilket ansvar det medför är viktigt och ökar hänsynen. Våra erfarenheter är att markägare är stolta över att ha en så fascinerande art som flodpärlmussla i sina vatten.

För den nationella informationen ansvarar myndigheterna Naturvårds-

Figur 64.
Informationmaterial
från Världsnatur-
fonden WWF.



verket, Fiskeriverket och Artdatabanken. Det finns ett nationellt åtgärdsprogram för flodpärlmusslan (Schreiber & Tranvik 2005), som bland annat tar upp dessa frågor. Länsstyrelsen i Väster-norrlands län har ansvaret för genomförandet av åtgärdsprogrammet.

På lokal nivå måste information om förekomst och behovet av hänsyn föras ut till alla som kan tänkas påverka (eller bevara/restaurera) musselvatten:

- Mark- och vattenägare (inklusive arrendatorer)
- Skogliga aktörer; planerare, skogsentreprenörer, vägentreprenörer, virkesinköpare, elbolag (som sköter ledningsgatorna) med flera
- Fiskevårdsområden, fiskevårdsområdesföreningar, sportfiskeklubbar och liknande
- Myndigheter; kommunen, länsstyrelsen
- Naturskyddsorganisationer.

Det är angeläget att förekomsten av flodpärlmusslor uppmärksammas i den fysiska planeringen, så att inga misstag sker. Kommunerna har där en viktig roll. I kommunala naturvårdsplaner ska musselvatten pekas ut. Viktigast är dock att de finns med i översiktsplanen, som visar kommunens politiska ambitioner för mark- och vattenanvändning. Översiktsplanen är i sin tur underlag

för de mer formella och bestämmande detaljplanerna. Även regionalt, till exempel i länsstyrelsernas naturvårdsplanering, måste flodpärlmusslan uppmärksammas, bland annat för att få en effektiv kalkningsplanering.

Som nämndes i inledningskapitlet bör specifika åtgärdsplaner för musselvatten tas fram. Där presenteras hotbilden och de åtgärder som behövs, inklusive information till alla berörda.

Eftersom de flesta flodpärlmusselvatten ligger i skogslandskapet är information till och utbildning av markägare och andra skogliga aktörer oerhört viktig. I LIFE-projektet har detta prövats av Skogsstyrelsen och länsstyrelser. Lämpligen bjuds aktörerna in till en kvällsträff, där flodpärlmusslans fascinerande biologi och kulturhistoria presenteras tillsammans med hotbilden och erforderliga hänsyn och restaureringsåtgärder. Informationsfilmer kan visas och informationsmaterial delas ut. Kvällsaktiviteten följs upp med en utekväll eller halvdagsexkursion, där deltagarna själva får leta efter och studera musslor och där olika hänsyn och restaureringsåtgärder demonstreras (Figur 65). Självklart kan dessa två aktiviteter kombineras till en heldag. ■

Figur 65. Leif Jougda, Skogsstyrelsen, informerar skogliga aktörer vid Laxbäcken, Vilhelmina.
Foto: Lennart Henrikson



18. Referenser

- Akiyama, Y.**, 2007. Factors causing extinction of freshwater pearl mussel, *Margaritifera laevis* in Japan (Bivalvia: Unionida). Hokkaido University, 113 s.
- Altmüller, R. & R. Dettmer**, 2000. Successful species and habitat protection for the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Lower Saxony (north Germany). Natur und Landschaft Stuttgart, 75(9-10):384-388.
- Altmüller, R. & R. Dettmer**, 2006. Successful species protection measures for the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) through the reduction of unnaturally high loading of silt and sand in running waters. Inform. D. Naturschutz Niedersachs 26(4):192-204.
- Alvarez, C.C., Garcia-Roves, P., Ocharan, R., Cabal, J.A., Ocharan, F.J. & M.A. Alvarez**, 2000. A new record of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionida) from the river Narcea (Asturias, north-western Spain). Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems 10:93-102.
- Arvidsson, B., Österling, M. & J. Hultman**, 2006. Recruitment of populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in relation to mussel population size and host density. In dissertation "Ecology of freshwater pearl mussels in disturbed environments", Martin Österling, Karlstad Universitet 2006:53. ISBN 91-7063-084-4.
- Arvidsson, B. & H. Söderberg**, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s.
- Bash, J.S. & C.M. Ryan**, 2002. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? Environmental management 29(6):877-885.
- Baker, S.M. & J. S. Levinton**, 2003. Selective feeding by three native North American freshwater mussels implies food competition with zebra mussels. Hydrobiologia 505:97-105.
- Bauer, G.**, 1986. The status of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in the south of its European range. Biological Conservation 38:1-9.
- Bauer, G.**, 1987a. Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. J. Anim. Ecology 56:691-704.
- Bauer, G.**, 1987b. The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) III. Host relationships. Archiv für Hydrobiologie 76:413-423.
- Beaseley, C.R. & D. Roberts**, 1999. Towards a strategy for the conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in the county Donegal, Ireland. Biol. Conserv. 89(3):275-284.
- Bergengren, J.**, 2000. Metodstudie flodpärlmussla 1999-2000. En rapport från regional miljöövervakning i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 2000:12, 27 s.
- Bergengren, J., Engblom, E., Göthe, L., Henrikson, L., Lingdell, P.-E., Norrgrann, O. & H. Söderberg**, 2004. Skogsälven Varzuga – ett urvatten på Kolahalvön. Rapport Projekt Levande skogsvatten, Världsnaturfonden WWF, 64 s.
- Bergengren, J. & J. Törnblom**, 2005. Återintroduktion av flodpärlmussla. Uppföljning av utplantering av glochidieinfekterad öring i Hyttkvarnsån. Världsnaturfonden WWF, 9 s.
- Bergengren, J.**, 2006. Mussellarver på öring och nedgrävda småmusslor. Ur: Arvidsson, B. & H. Söderberg, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s. Sidorna 27-38.
- Bergman, P., Bleckert, S., Degerman, E. & L. Henrikson**, 2006. UNK- Urvatten, Naturvatten, Kulturvatten. Rapport Projekt Levande skogsvatten, Världsnaturfonden WWF, 25 s.
- Bergquist, B.**, 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.
- Björk, S.**, 1962. Investigations on *Margaritifera margaritifera* and *Unio crassus*. Acta Limnologica 4, 109 s.
- Björklund, H.**, 2006. Åtgärder för flodpärlmusslan inom projektet Vramsån i Kristianstads vattenrike. Ur: Arvidsson, B. & H. Söderberg, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s, sidorna 57-59.
- Bohlin, T., Hamrin, S.F., Heggberget, T., Rasmussen, G. & S. Saltveit**, 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173:9-43.
- Bolden, S.R. & K.M. Brown**, 2002. Role of stream, habitat, and density in predicting translocation success in the threatened Louisiana pearl shell, *Margaritifera hembellii*. J. N. Am. Benthol. Soc. 21(1):89-96.
- Bridcut, E.E. & P.S. Giller**, 1993. Movement and site fidelity in young brown trout *Salmo trutta* populations in a southern Irish stream. J. Fish Biol. 43(6):889-899.
- Brookes, A.**, 1984. Recommendations bearing on the sinuosity of Danish stream channels. Teknisk rapport nr 6, Miljöstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 130 s.
- Brookes, A.**, 1988. Channelized rivers: Perspectives for environmental management. Wiley & Sons, Chichester, 326 s.
- Buddensiek, V.**, 1995. The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. Biological Conservation 74:33-30.
- Burrell, K.H., Isely, J.J., Bunnell, D.B., van Lear, D.H. & C.A. Dolloff**, 2000. Seasonal movement of brown trout in a southern Appalachian river. Trans. Am. Fish. Soc. 129(6):1373-1379.
- Carell, B., Forberg, S., Grundelius, E., Henrikson, L., Johnels, A., Lindh, U., Mutvei, H., Olsson, M., Svårdström, K. & T. Westermark**, 1987. Can mussel shells reveal environmental history? Ambio 16:2-10.
- Chapman, P.J., Clark, J.M., Evans, C. & D. Monteith**, 2005. Increasing dissolved organic carbon concentrations in surface waters: climate change or recovery from acidification? Abstracts. Acid rain conference, Bratislava 2005, sidan 443.
- Clarke, K.D., Scruton, D.A. & J.H. McCarthy**, 1998. The effect of logging and road construction on fine sediment accumulation in streams of the Copper Lake watershed, Newfoundland, Canada. Sid: 353-360. In: Brewin, M.K. & D.M.A. Monita (Eds). Forest-fish conference: land management practices affecting aquatic ecosystems. Proc. Forest-fish conf., May 1-4 1996, Calgary, Alberta, Canada. Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- Cosgrove, P.J., Young, M.R., Hastie, L.C., Gaywood, M. & P.J. Boon**, 2000. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. In Scotland. Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems 10:197-208.
- Degerman, E.**, 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E., Nyberg, P., Näslund, I. & D. Jonasson**, 1998. Ekologisk fiskevård. Sportfiskarna, 225 s.
- Degerman, E. & B. Sers**, 1999. Elfiske. Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som fiskare. Fiskeriverket Information 1999:3, 69 s.
- Degerman, E. & P. Nyberg**, 2002. The SILVA project – Buffer zones and aquatic biodiversity. Pp: 107-112. In: Sustainable forestry to protect water quality and aquatic biodiversity. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, nr 7, 154 s.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. and Ang-elstam, 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. Rapport Projekt Levande skogsvatten, Världsnaturfonden WWF, 20 s.
- Degerman, E., Nilsson, P.A., Nyström, P., Nilsson, E. & K. Olsson**, 2007. Are fish populations in temperate streams affected by crayfish? Environmental Biology of Fishes 78:23-239.
- Degerman, E., Sers, B. & K. Magnusson**, 2009. Signalkräften fortsätter att expandera i Sverige. Fauna och Flora 104:1, sid. 28-32. (In Swedish: The signal crayfish continues to spread in Swedish waters).
- de Nie, H.W.**, 1987. Food, feeding periodicity and consumption of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in the shallow eutrophic Tjeukemeer (The Netherlands). - Arch. Hydrobiol. 109: 421-443.
- Direktoratet for Naturforvaltning**, 2006. Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera*. Rapport 2006-3, 28 s.
- Dolmen, D. & E. Kleiven**, 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in southern Norway. Fauna Norvegica 24:7-18.
- Dunca, E.**, 2009a. Åldersbestämning av unga flodpärlmusslor Sverige [Age determination of juvenile freshwater pearl mussels in Sweden]. Rapport Världsnaturfonden WWF.
- Dunca, E.**, 2009b. Undersökning av flodpärlmussel-skal i 43 vattendrag i Västerbottens län. Länsstyrelsen i Västerbotten. Under bearbetning.
- Dunca, E. & H. Mutvei**, 2001. Comparison of microgrowth pattern in *Margaritifera margaritifera* shells from north and south Sweden. American Malacological Bulletin. Vol. 16 (1/2): 239-250.
- Ekman, T.**, 1910. Norrlands jakt och fiske. Uppsala.
- Elliott, J.M.**, 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, 286 s.
- Eriksson, M., Henrikson, L. & H.G. Oscarson**, 1981. Försurningseffekter på sötvattensmollusker i Älvsborgs län. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, naturvårdsenheten 1981:2.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson L. & H.G. Oscarson**, 1986. Flodpärlmusslan i Göteborgs och Bohus län 1984. Naturinventeringar i Göteborgs och Bohus län, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, naturvårdsenheten 1986:2.
- Eriksson, M.O.G., Henrikson, L., Söderberg, H. (red.)**, 1998. Flodpärlmusslan i Sverige. (The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Sweden.) Naturvårdsverket Rapport 4887.
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clark, J. M., Monteith, D. T. & M.S. Cresser**, 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. Global Change Biology, 12, 2044-2053.

Frank, H. & S. Gerstmann, 2007. Declining populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) are burdened with heavy metals and DDT/DDE. *Ambio*, vol. 36(7):571-575.

Geist, J., 1997. Ecological studies on the effects of fine sediment illuviation in the interstice of northern Bavarian freshwater pearl mussel brooks. PM. Hof. Technische Universität München, Germany.

Geist, J., 2005. Conservation genetics and ecology of European freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.). Dissertation. Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement. Technischen Universität München, 121 s.

Geist, J. & K. Auerswald, 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater biology* 52:2299-2316.

Geist, J., Porkka, M. & R. Kuehn, 2006. The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 16:251-266.

Gordon, N., Mcintemeterahon, 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.

Goudie, A., 1993. The human impact on the natural environment. Fourth edition. Blackwell, 454 s.

Grundelius, E., 1987. Flodpärlmusslans tillbakagång i Dalarna. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, nr 4, 72 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.

Hastie, L.C., Boon, P.J. & M.R. Young, 2000a. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429:59-71.

Hastie, L.C., Young, M.R., Boon, P.J., Cosgrove, P.J. & B. Henninger, 2000b. Sizes, densities and age structures of Scottish *Margaritifera margaritifera* (L.) populations. *Aquat. Conser.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 10(4):229-247.

Hastie, L.C. & P.J. Boon, 2001. Does electrofishing harm freshwater pearl mussels? *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 11:149-152.

Hastie, L.C., Boon, P.J., Young, M.R. & S. Way, 2001. The effects of a major flood on an endangered freshwater mussel population. *Biological Conservation* 98:107-115.

Hastie, L.C., Cosgrove, P.J., Ellis, N. & M.J. Gaywood, 2003. The treat of climatic change to freshwater pearl mussel populations. *Ambio* 32(1):40-46.

Hendelberg, J., 1960. The freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 41:149-184.

Henrikson, L., 1996. Acidification and liming of freshwater ecosystems – examples of biotic responses and mechanisms. Dissertation, Göteborgs Universitet, 18 s.

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

Henrikson, L., 2009. Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* projects in Europe – Report from experience exchange tours 2007 and 2008. Rapport Världsnaturfonden WWF.

Henrikson, L. & T. von Proschwitz, 2006. Bisam – en växtätare med smak för musslor. *Fauna & Flora* 101(3):2-7.

Hoffsten, P.-O., 2003. Effects of an extraordinarily harsh winter on macro invertebrates and fish in boreal streams. *Arch. Hydrobiologia* 157:505-523.

Howard, J.K. & K.M. Cuffey, 2003. Freshwater mussels in a California North Coast Range river: occurrence, distribution, and controls. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22(1):63-77.

Hruska, J., 2001. Experience of semi-natural breeding programme of freshwater pearl mussel in the Czech Republic. – S. 69-75 i: Wasserwirtschaftsamt Hof & Albert-Ludwigs Universität Freiburg. Die Flussperlmuschel in Europa – Bestandssituation und Schutzmassnahmen. Ergebnisse des Kongresses vom 16.-18.10.2000 in Hof.

Huntley, B. & H.J.B. Birks, 1983. An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0-13000 years ago. Cambridge University Press.

Hylander, S., 2004. Flodpärlmusslans känslighet för predation från kräftor – effekt i jämförelse med andra hotfaktorer i ett skänst vattendrag. Skåne i utveckling. Länsstyrelsen i Skåne län 2004:18, 36 s.

Ingvarsson, P., 2006. Flodpärlmussla i Halland 2004-2005. Ur: Arvidsson, B. & H. Söderberg, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s, sidorna 53-55.

Johnson, P.D. & K.M. Brown, 2000. The importance of microhabitat factors and habitat stability to the threatened Louisiana pearl shell, *Margaritifera hembeli* (Conrad), 2000. *Can. J. Zool.* 78(2):271-277.

Jord- och skogsbruksministeriet, 2008. Bäckar – levande landsbygd (guide till bäckrestaurering). Finland, 60 s. www.mmm.fi

Karlberg, A., 2006. Behöver vi restaureringsåtgärder i våra finaste vattendrag? Ur: Arvidsson, B. & H. Söderberg, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s, sidorna 61-65.

Kleiven, E. & D. Dolmen, 2008. Overleving og vekst på utsett elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Audna, Vest-Agder. NIVA Rapport L.NR. 5590-2008, 33 s.

Larsen, B.M., 1999. Biologien til elvemusling *Margaritifera margaritifera* – en kunnskapsoversikt. *Fauna* 52: 6-25.

Larsen, B.M. (red.), 2002. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2001. NINA Oppdragsmelding 762: 46 s.

Larsen, B.M. (red.), 2004. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Årsrapport 2002. NINA Oppdragsmelding 824: 57 s.

Larsen, B.M., 2005. Handlingsplan for elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Innspill til den faglige delen av handlingsplanen. NINA Rapport 122. 33 s.

Larsen, B.M., 2006. Laks, *Salmo salar* (L.), og ørret, *Salmo trutta* (L.), som vertsfisk for elvemusling, *Margaritifera margaritifera* (L.). s. 43-44 i: Arvidsson, B. & Söderberg, H. (red.) Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads universitet. Karlstad University Studies 2006: 15.

Larsen, B.M., 2009a. Reetablering av elvemusling og ørret i Hunnselva, Oppland. Eksperimentelle studier med infeksjon av muslinglarver på ulike ørretstammer. Framdriftsrapport 2008. Ur: Rikstad, A. & Julien, K. Handlingsplan for elvemusling. Årsrapport 2008. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernnavdelingen.

Larsen, B.M., 2009b. Tiltak for å forsterke bestanden av elvemusling i Hammerbekken, Trondheim kommune. Framdriftsrapport 2008. I Rikstad, A. & Julien, K. Handlingsplan for elvemusling. Årsrapport 2008. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernnavdelingen.

Larsen, B.M. & H.M. Berger, 2009. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport for 2008: Hoenselva, Buskerud. NINA Rapport 454, 29 s.

Larsen, B.M., Hårsaker, K., Bakken, J. & D.V. Barstad, 2000. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Steinkjervassdraget og Figma, Nord-Trøndelag. Forundersøkelse i forbindelse med planlagt rotenonbehandling. NINA Fagrapport 39: 1-39.

Larsen, B.M., Eken, M. & K. Hårsaker, 2002. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* og fiskeutsettinger i Hoenselva og Bingselva, Buskerud. NINA Fagrapport 56: 1-33.

Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Saksgård, R. & J.H. Simonsen, 2006. Ogna. 5 Elvemusling *Margaritifera margaritifera*. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2005. DN-notat 2006_1:147-150.

Larsen, B.M., Eken, M., Tysse, Å. & Ø. Engen, 2007a. Overvåking av elvemusling i Simoa, Buskerud. Statusrapport 2006. NINA Rapport 314. 45 s.

Larsen, B.M., Aspholm, P.E., Berger, H.M., Hårsaker, K., Karlén, L.R., Magerøy, J., Sandaas, K. & J.H. Simonsen, 2007b. Monitoring the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Norway. Universitet Bayreuth: Pearl mussels in Upper Franconia and Europe – 3rd workshop. Bayreuth, december 2007 [Poster].

Lucey, J., 1993. The distribution of *Margaritifera margaritifera* (L.) in southern Irish rivers and streams. *J. Conch.* 34:301-310.

Lucey, J., 2006. The pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.), in hard water in Ireland. *Biology and the environment: Proc. Royal Irish Academy* 106B(2):143-153.

Lundberg, S. & J. Bergengren, 2008. Miljöövervakningsstrategi för stormusslor. Utveckling av nationell miljöövervakning för sötvattenlevande stormusslor 2008. Pm Från Naturhistoriska riksmuseet 2008:1, 126 s.

Lundstedt, L. & M. Wennberg, 1995. Flodpärlmusslan i Norrbotten. Länsstyrelsen i Norrbotten/ Miljöenheten, nr 1, 48 s.

Malm Renöfalt, 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.

Meyers, L.S., Thuemler, T.F. & G.W. Kornely, 1993. Seasonal movements of brown trout in northeast Wisconsin. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12(3):433-441.

Mikusinski, G. & P. Angelstam, 2004. Occurrence of mammals and birds with different ecological characteristics in relation to forest cover in Europe – do macroecological data make sense? In: Angelstam, P., Dönn-Breuss, M., Roberge, J.-M. (eds.), *Ecological Bulletins* 51, 265-275.

Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvale, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J. & J. Vesely, 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *NATURE*, Vol. 450:537-543.

Moog, O., Nesemann, H., Ofenböck, T. & C. Stundner, 1993. Grundlagen zum schütz der Flussperlmuschel in Österreich. Bristol-Stiftung Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz 3:1-233.

- Moorkens, E.A., Killeen, I.J. & Ross, E.** 2007. *Margaritifera margaritifera* (the freshwater pearl mussel) conservation assessment. Backing document. – Report to the National Parks and Wildlife Service, Dublin. 42 pp.
- Morales, J.J., Negro, A.I., Lizana, M., Martinez & J. Palacios,** 2004. Preliminary study of the endangered populations of pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the River Tera (north-west Spain): habitat analysis and management considerations. Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems 14:587-596.
- Mutvei, H. & T. Westermarck,** 2001. How Environmental information can be obtained from naiad shells. In: Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Bauer, G. and Wächter, K. (eds.). Ecological studies 145. Springer Verlag.
- Nilsson, C. & K. Berggren,** 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. 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.
- Nilsson, C. (red),** 2007. Återställning av älvar som använts för flötning. Naturvårdsverket Rapport 5649, 85 s.
- Norrgrann, O.,** 2006. Vad säger miljöövervakningen? Ur: Arvidsson, B. & H. Söderberg, 2006. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads Universitet. Karlstad University Studies 2006:15, 118 s, sidorna 67-73.
- Nyberg, P. & T. Eriksson,** 2001. SILVA- skyddsridåer längs vattendrag. Fiskeriverket Informerar 2001:6, 69 s. (Project Silva – final report. National Board of Fisheries. In Swedish).
- Olsson, J.,** 2009. Hänsyn till skogsvattendrag – en fallstudie. Rapport Projekt Levande Skogsvatten. Världsnaturfonden WWF.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C. & J.C. Philippart,** 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. Hydrobiologia, 371-372 (1-3):263-274.
- Payne, B.S. & A.C. Miller,** 2000. Recruitment of *Fusconaia ebena* (Bivalvia: Unionidae) in relation to discharge of the lower Ohio river. American Midland Naturalist 144:328-341.
- Perlin, J.,** 1989. A forest journey. The role of wood in the development of civilisation. Harvard University Press.
- Preston, S.J., Keys, A. & D. Roberts,** 2006. Culturing freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*: a breakthrough in the conservation of an endangered species. Aquat. Conserv.: Marine and Freshwater ecosystems 17(5):539-549.
- Ripl, W. & K.-D. Wolter,** 2005. The assault on the quality and value of lakes. Sid:25-61. Ur: The Lakes handbook. Lake restoration and rehabilitation. Eds: P.E. O'Sullivan & C.S. Reynolds. Blackwell Publishing, 560 s.
- Ross, H.C.G.,** 1990. The potential role of Irish populations in the conservation of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Europe. Environmental encounters, Council of Europe 10:55-58.
- Rudzite, M.,** 2001. Strategy and conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. populations in Latvia. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, 1(1):38-44.
- Rudzite, M.,** 2005. Assessment of the condition of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. populations in Latvia. Acta Universitatis Latviensis, vol. 691:121-128.
- Sachteleben, J. m fl,** 2004. Leitfaden Flussperlmuschelschutz. Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), Augsburg, 76 s.
- Schreiber, H. & L. Tranvik,** 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av flodpärlmussla. Naturvårdsverket Rapport 5429, 41 s.
- Scriven, K. m fl,** 2007. Rearing freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera*, at Mawddach fish hatchery in Wales, UK. Poster, Internet.
- Sers, B., Magnusson, K. & E. Degerman,** 2008. Referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. Information från Svenskt ElfiskeRegister, nr 1, 49 s.
- Skinner, A., Young, M. & L. Hastie,** 2003. Ecology of the freshwater pearl mussel. Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology series 2, English Nature, Peterborough, 16 s.
- Smith, D.,** 2001. Pennak's freshwater invertebrates of the United States: Porifera to Crustacea. Fourth Edition. New York. John Wiley & Sons Inc.
- Strayer, D.L. & J. Ralley,** 1993. Microhabitat use by an assemblage of stream-dwelling unionaceans (Bivalvia) including two rare species of *Alasmodonta*. J. N. Am. Bent. Soc. 12:236-246.
- Strayer, D.L., Downing, J.A., Haag, W.R., King, T.L., Layzer, J.B., Newton, T.J. & S.J. Nichols,** 2004. Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperilled animals. Bioscience 54:429-439.
- Strayer, D.L.,** 2008. Freshwater mussel ecology. A multifactor approach to distribution and abundance. Freshwater ecology series. Univ. of California Press, 204 s.
- Swift, B.L.,** 1984. Status of riparian ecosystems in the United States. Water resources bulletin 20:223-228.
- Söderberg, H.,** 2008. Plockning av flodpärlmusslor i Nätraån innan biotopvård. PM från Länsstyrelsen i Västernorrland 2008-10-27, 11 s.
- Söderberg, H., Karlberg, A. & O. Norrgrann,** 2008a. Status, trender och skydd för flodpärlmusslan i Sverige. Länsstyrelsen i Västernorrland, Rapport 2008:12, 81 s.
- Söderberg, H., Norrgrann, O., Törnblom, J., Andersson, K., Henrikson, L. & E. Degerman,** 2008b. Vilka faktorer ger svaga bestånd av flodpärlmussla? En studie av 111 vattendrag i Västernorrland. Länsstyrelsen i Västernorrland, Kultur- och Naturavdelningen 2008:8, 28 s.
- Thiel-Nielsen, J., Persson, P. & L. Kamp Nielsen,** 2005. Rent vand – Helt enkelt. Helsingborgs stad & Köpenhamns Universitet, 136 s.
- Treasurer, J.W., Hastie, L.C., Hunter, D., Duncan, F. & C.M. Treasurer,** 2006. Effects of (*Margaritifera margaritifera*) glochidial infection on performance of tank-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture 256:74-79.
- Ulvhoit, M.,** 2005. Bottensedimentets betydelse för flodpärlmusslans föryngring – en metodikutveckling, Examensarbete, Högskolan i Kristianstad, 33 s.
- 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.
- Valovirta, I.,** 1990. Conservation of *Margaritifera margaritifera* in Finland. Environmental encounters 109:59-63.
- Vandré, R.,** 2006. Field Trip: Measures of Habitat Restoration and Species Conservation Measures of the LIFE-Nature Project and Monitoring Results. Ur: Vandré R. & Schmidt C. (Eds.) 2006: Proceedings from the Workshop "Pearl Mussel Conservation and River Restoration" 15.-16.11.2005 in Bad Elster, Germany. Bezirk Oberfranken & Anglervverband Sudsachsen Mulde/Elster e.V., s 6-10.
- Wesche, T.A., Reiser, D.W., Hasfurth, V.R., Hubert, W.A. & Q.D. Skinner,** 1989. A new technique for measuring fine sediments in streams. N. Am. J. Fish. Manage. 9:234-238.
- Whitlock, D.,** 1977. The Whitlock-Vibert Box Handbook. Federation of Fly fishers, Montana, USA. 37 sidor.
- Världsnaturfonden WWF,** 2005. Flodpärlmusslan – skogsvattens skatt. Broschyr 12 s.
- Världsnaturfonden WWF,** 2007. Den levande skogsbäcken. Broschyr 16 s.
- Young, M.,** 2005. A literature review of the water quality requirements of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and related freshwater bivalves. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 084. 18 pp.
- Young, M. & J. Williams,** 1984a. The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. 1. Field studies. Archiv für Hydrobiologie 99:405-422.
- Young, M. & J. Williams,** 1984b. The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. 2. Laboratory studies. Archiv für Hydrobiologie 100:29-43.
- Young, M., Hastie, L. & B. al-Mousawi,** 2001. What represents an "ideal" population profile for *Margaritifera margaritifera*? s. 35-44 i: Wasserwirtschaftsamt Hof & Albert-Ludwigs Universität Freiburg. Die Flussperlmuschel in Europa – Bestandssituation und Schutzmassnahmen.
- Zinko, U.,** 2005. Strandzoner längs skogsvattendrag. Rapport Projekt Levande Skogsvatten. Världsnaturfonden WWF.
- Ziuganov, V., Zotin, A., Nezin, L. & V. Trietakov,** 1994. The freshwater pearl mussels and the relationships with salmonid fish. VNRIO Publishing house. ISBN 5-85382-126-1.
- Ziuganov, V., Miguel, E.S., Neves, R.J., Longa, A., Fernández, C., Amaro, R., Beletsky, V., Popkovitch, E., Kaliuzhin, S. & T. Johnson,** 2000. Life span variation of the freshwater pearl mussel: a model species for testing longevity mechanisms in animals. Ambio, 29(2).
- Österling, M.,** 2006. Ecology of freshwater mussels in disturbed environments. Dissertation, Karlstad University studies 2006:53, 31 s.

Omslag: Lennart Johansson kontrollerar förekomst av småmusslor i den utlagda "musselbotten" i Pauliströmsån, vilken ingår i WWFs LIFE-projekt. Foto: Jakob Bergengren

Text: Erik Degerman (Erik.Degerman@fiskeriverket.se),
Sofi Alexanderson (Sofi.Alexanderson@wwf.se),
Jakob Bergengren (Jakob.Bergengren@lansstyrelsen.se),
Lennart Henrikson (Lennart.Henrikson@wwf.se),
Bo-Erland Johansson (Bo-Erland.Johansson@skogsstyrelsen.se),
Bjørn Mejdell Larsen (Bjorn.Larsen@nina.no),
Håkan Söderberg (Hakan.Soderberg@lansstyrelsen.se)

Illustrationer/foto: Anges vid respektive illustration/foto

Design och redigering: Odellius, 4735

Citering: Rapporten ska citeras; Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. Världsnaturfonden WWF, Solna.

Juli 2009 © Världsnaturfonden WWF

Två lettiska barn fascinerats av
flodpärlmusslorna i ån Rauza.

Foto: Sofi Alexanderson



Världsnaturfonden WWF är med sina närmare fem miljoner supportrar en av världens ledande ideella miljö- och naturvårdsorganisationer.

WWF arbetar för att hejda förstörelsen av jordens naturliga livsmiljöer och bygga en framtid där människor lever i harmoni med naturen genom att:

- bevara världens biologiska mångfald
- verka för att förnybara naturresurser används på ett hållbart sätt
- minska föroreningar och ohållbar konsumtion.



for a living planet®

Världsnaturfonden WWF

Ulriksdals Slott
170 81 Solna

Tel 08-624 74 00

Fax 08-85 13 29

info@wwf.se

www.wwf.se

plusgiro 90 1974-6

bankgiro 901-9746