

DammRivningsEffekter i Akvatiska Miljöer (DREAM)

Projektredovisning 2010-03-08

Birgitta Malm Renöfält, Anna Lejon och Christer Nilsson

Landskapsekologi

Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap

Umeå universitet



Contents

Förord	3
1. Inledning	3
1.1. Ekologisk påverkan av dammar	4
1.2. Incitament för att restaurera vattendrag och riva ut dammar	4
1.3. Dammutrivningar i världen	5
1.4. Ekologiska effekter av dammutrivning	6
1.4.1. Geomorfologiska förändringar	7
1.4.2. Fisk	7
1.4.3. Akvatiska makrovertebrater	7
1.4.4. Musslor	8
1.4.5. Strandvegetation	8
1.4.6. Näringstransport	9
2. Projektredovisning DammRivningsEffekter i Akvatiska Miljöer (DREAM)	9
2.1. Personal i projektet och ekonomisk redovisning	10
2.2. Områdesbeskrivning	11
2.2.1. Unneforsdammen, Nissan	11
2.2.2. Områdesbeskrivning, Kubadammen, Nätraån	12
2.3. Fältarbete	13
2.3.1. Geomorfologi	13
2.3.2. Hydrologi	14
2.3.3. Vegetationsanalyser	15
2.3.4. Näringskedjeanalys	16
2.4. Resultat	16
2.4.1. Skillnader i artrikedom	16
2.4.2. Skillnader i biomassa	18
2.4.3. Skillnader i artsammansättning	19
2.4.4. Skillnader i miljövariabler	20
2.4.5. Geomorfologi	21
2.4.6. Spårämnesförsök	21
2.5. Diskussion	23
Referenser	26

Förord

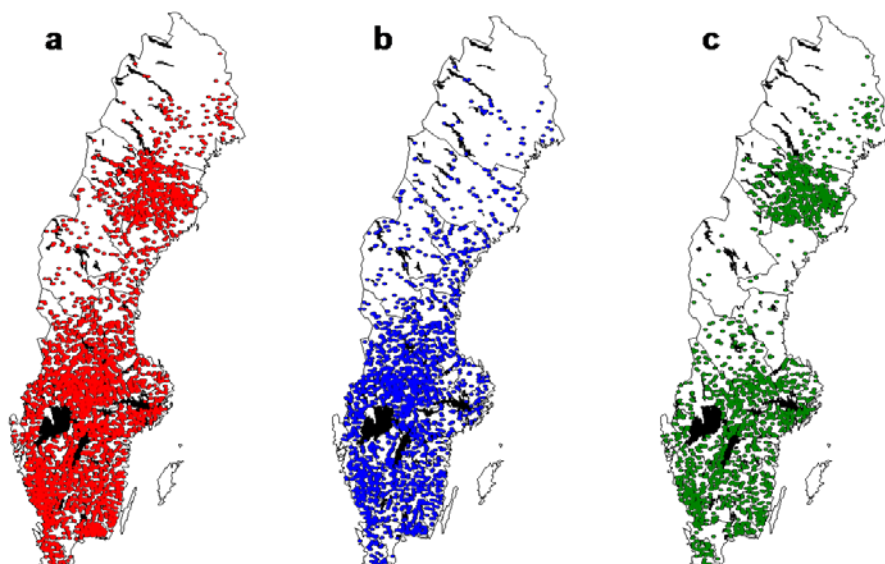
Denna rapport innehåller en redovisning av projektet **DammRivningsEffekter i Akvatiska Miljöer (DREAM)**. Två övergripande frågor har varit centrala i projektet; (1) hur snabbt återhämtar sig miljön efter en dammutrivning, och (2) Hur ser själva återhämtningsprocessen ut?

Rapporten inleds med en bakgrundsbeskrivning av vilken ekologisk påverkan dammar har, vilka incitament det finns för att riva ut dammar och hur situationen med dammutrivningar ser ut i resten av världen. Här ges också en inblick i den internationella litteraturen och de ekologiska effekter av dammutrivning – uppdelat på olika komponenter av ekosystemet – som den presenterar. Del två av rapporten behandlar själva projektet. Här ges en bakgrund till frågeställningarna och en kort presentation av personal i projektet. Detta följs av en områdesbeskrivning och en presentation av vilka metoder som använts i projektet. En del preliminära resultat presenteras också och dessa följs av en diskussion.

1. Inledning

Dammar har en grundläggande betydelse för människors livssituation eftersom de gör det möjligt att kontrollera fördelningen av vatten i tid och rum. Detta har bidragit till att människors levnadsvillkor har förbättrats och civilisationer kunnat utvecklas, men det har också inneburit att naturliga flödesregimer har modifierat i så hög grad att de ekosystem som är knutna till rinnande vatten påverkats negativt. Akvatiska ekosystem tillhör de system som förlorat mest biologisk mångfald under de senaste 40 åren (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Globalt sett använder människan mer än hälften av jordens totala avrinning för sina ändamål, t.ex. bevattning och vattenkraftproduktion (Postel m.fl. 1996). Över hälften av världens 292 större vattendrag är påverkade av dammar och runt om i världen finns minst 45 000 stora dammar (> 15 m höga) med en sammanlagd magasin kapacitet på 96500 km³ vatten, (Nilsson m.fl. 2005, Avakyan och Iakovleva. 1998). Antalet mindre dammar kan vi bara gissa, men det torde finnas hundratusentals, kanske miljontals dammar som reglerar jordens vattendrag. Bara i USA finns ca 75 000 dammar med en magasin kapacitet över 61 000 m³.

Enligt det dammregister som upprättats av SMHI finns drygt 5300 dammar i Sverige (Figur 1). Här innefattas både smådammar i små vattendrag och stora kraftverksdammar i de stora kraftproducerande älvarna. Påverkan på vattenföringen skiljer sig betydligt mellan de olika typerna av dammar. Gemensamt är att de utgör ett vandringshinder för många organismer och förhindrar de naturliga flöden av energi, näringsämnen och organismer genom landskapet som legat till grund för utformningen av akvatiska och terrestra näringskedjor under tusentals år. De flesta av Sveriges dammar finns i södra delarna av landet. I Norrland har även Västerbottens län ett stort antal dammar, men detta återspeglar snarast att äldre flottningsdammar inventerats extra noga här. Tätheten av flottningsdammar torde vara densamma i övriga län där flottnings bedrivits. Ser man endast till de 2757 dammar som betecknas som verks- eller regleringsdammar framhävs ännu tydligare de stora skillnaderna mellan norra och södra delarna av landet. Eftersom flertalet av dessa dammar används för kraftproduktion torde inventeringen vara mer komplett än för övriga dammar.



Figur 1: Enligt svenskt dammregister (SMHI) finns (a) drygt 5300 dammar i landet, (b) 2757 räknas som kraft- eller regleringsdammar, av vilka nu ca 1800 används. (c) i kategorin "övriga" dammar ingår t.ex. gamla flottningsdammar och kvarndammar. Tätheten dammar i Västerbotten återspeglar mest troligt att äldre flottningsdammar inventerats extra noga här. Tätheten av flottningsdammar torde vara densamma i övriga län där flottning bedrivits.

1.1. Ekologisk påverkan av dammar

Människans kontroll av vattenflöden har medfört en rad negativa konsekvenser för de organismer som är knutna till vattendrag. Vattendrag som är fragmenterade med flera dammar längs sitt lopp har som regel en utarmad flora och fauna, både i själva vattnet och på stranden. Fragmentering av landskap är en starkt bidragande orsak till en successiv utarmning av den biologiska mångfalden både i Sverige och i världen. När ett vattendrag däms förändras oftast också vattenståndsrytmen, även om graden av förändring är knuten till hur regleringen ser ut. I de stora kraftproducerande älvarna i norr med mycket korttidsreglering är förändringen stor, men även en så liten påverkan som en upptröskling förändrar vattenståndsrytmen. Detta påverkar de organismer som anpassats till fritt strömmande flöden. Lokal flödesreglering i en damm får kumulativa effekter på hela vattendraget genom att flödesregimen förändras. Sedimenttransporten längs vattendraget störs. Sediment deponeras i magasinens långsamflytande delar medan sträckan nedströms en damm eroderas. Vattentemperaturen sjunker i regel i samband med magasineringen och kan påverka ekologiska processer. Näringsbalans och kolflöden påverkas av vattenreglering och kan förändra ekosystemets struktur. Regleringsmagasin får också en utarmad strandvegetation eftersom denna vegetation har svårt att anpassa sig till stora och snabba vattenståndsvariationer.

1.2. Incitament för att restaurera vattendrag och riva ut dammar

Med ökad kunskap om de negativa konsekvenserna av människans vattenanvändning har vattenfrågor fått ett allt större utrymme på den politiska agendan. Sverige har också, genom undertecknandet av EU:s ramdirektiv för vatten, åtagit sig att sköta vattnen på ett ekologiskt hållbart sätt, och att inom ramen för vad som är samhällsekonomiskt hållbart se till att de håller en god ekologisk status. Restaurering av påverkade vattendrag är en viktig del av detta arbete. I de miljömål som Sveriges riksdag antog 1999 ingår delmålet restaurering av vattendrag. Senast till år 2010 ska minst 25 % av de värdefulla och potentiellt skyddsvärda vattendragen ha restaurerats. För att

möjliggöra fiskvandring i fragmenterade vattendrag har en rad olika typer av passager utformats. I de flesta fall har fisktrappor av olika typer byggts, men med varierande resultat. Under de senaste åren har det blivit vanligare med naturliknande omlöp, där i princip en ny strömfåra byggs förbi vandringshindret. I de fall där fördämningen fyller en viktig funktion i samhället kan detta vara ett bra alternativ. Man ska dock komma ihåg att dessa omlöp främst är utformade för att underlätta fiskvandring. Det är dåligt känt vilken nytta de har för andra strukturer och processer i ekosystemet. Utrivning av dammar eliminerar inte bara vandringshindret, de återställer också forsmiljöer och resulterar i en naturligare vattenföring (beroende på hur hela vattendraget regleras). Många dammar i Sverige fyller inte längre någon funktion (gamla kvarndammar, nedlagda kraftverksdammar, flottningsdammar etc.). I sådana fall är en utrivning av dammen det bästa alternativet från naturvårdssynpunkt.

1.3. Dammutrivningar i världen

Att riva uttjänta eller ekonomiskt ofördelaktiga kraftverksdammar är relativt nytt i Sverige. Kostnaderna för underhåll av dessa dammar kommer att öka med tiden och den ekologiska och ekonomiska nyttan av en utrivning kommer troligtvis, tillsammans med uppfyllandet av miljömålen och Vattendirektivet, att utgöra ett incitament för en ökad utrivning i framtiden. Detta speglar den utveckling som redan setts i USA som river flest dammar av världens länder. Hittills har över 500 dammar i USA rivits. De flesta av dessa har varit relativt små (<12 m höga) och legat i små och medelstora vattendrag. Större projekt planeras också, t.ex. rivningen av två större dammar i Elwhafloden i staten Washington. Allra flest dammrivningar har gjorts i staten Wisconsin. Här började kraftverksdammar rivas redan under 1960-talet, först enbart på grund av den säkerhetsrisk de utgjorde och att renoveringen av dem ofta kostade mer än den eventuella vinst en fortsatt drift skulle ge. Under 1990-talet kom dock en andra våg av utrivningar där även den ekologiska nyttan användes som ett argument för utrivning. I denna veva började ett visst intresse märkas, både från övriga delar av USA, men också från omvärlden. Även ursprungsbefolkningars rättigheter och möjligheter till utkomst har legat till grund för dammutrivning. Ofta är fisket en viktig inkomstkälla för de människor som bor vid vattendrag, och beaktas det inkomstbortfall ett förlorat fiske innebär är penningvärdet på fisket ofta större än värdet på den kraft som produceras. Eftersom ett fungerande fiske är viktigt, inte bara för yrkesfiskare utan även för sportfiskare kan fiskeskada ofta vara ett starkt motiv för att riva dammar. Ett exempel där värdet på fisk bidragit starkt är den kommande rivningen av två större dammar i Elwhafloden i staten Washington, Elwhadammen och Glines Canyondammen (32 respektive 64 m höga). Fisket i Elwhafloden utgör en stor del av Klallamindianerna inkomst och kultur. Redan när dammarna byggdes ställdes krav på att det skulle finnas fungerande fiskvägar. Varken fisktrappor eller utsättning av odlad fisk har dock fungerat särskilt väl för att behålla laxartad fisk i vattendraget. Av de ursprungligen tio olika fiskarter som funnits i floden har en troligtvis försvunnit helt, två finns kvar endast i mycket små populationer, och resten har minskat kraftigt. 1992 togs beslut om att det enda sättet att restaurera fisket och naturvärdena i floden var att riva dammarna. Kostnaderna för detta projekt är förstås enorma, 135 miljoner dollar, men de förväntade vinsterna (framförallt från turism, rekreation och kommersiellt fiske), förväntas enligt ekonomiska analyser bli 163,6 miljoner dollar. I nuläget är rivningen bestämd till 2011.

Även i Sverige kan värdet av fisk utgöra ett incitament för dammrivning. Forskare vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) lät besökande sportfiskare vid Storsjöns fiskevårdsområde i norra

Härjedalen delta i en enkätundersökning. Den visade att en regleringsdamm belägen vid Storsjö-Kapell påverkade fiskarnas värdering av fångsten. En stor fisk värderades till i snitt 60 kr med damm, men ökade till i snitt 123 kr om dammen monterades ned. Värdet på en fiskedag ökade med i snitt 537 kr vid oförändrat fiskbestånd om dammen monterades ned. En utrivning av dammen förväntas ge positiva effekter på fiskbeståndet. Vid ett scenario med en tredubbling av beståndet uppskattades värdeökningen av en fiskedag uppgå till i snitt 1813 kr. Ett sådant scenario förväntades också öka besöksfrekvensen med i genomsnitt 72 %, från 2000 till 3440 fiskedagar per säsong (Laitila m.fl. 2006).

I Nord- och Västeuropa finns tiotusentals dammar (högre än 3 m) vars licenser inom de närmaste 10-20 åren kommer att omprövas (Epples 2000). Merparten av dessa dammar byggdes under tiden 1950-1980 och det finns lite erfarenhet om hur deras tillstånd ska omprövas. I Europa toppas rivningsligan av Frankrike. Alla större vattendrag i Frankrike (utom Rhône) rinner ut i Atlanten och är alltså vandringsvägar för laxfiskar. Enligt fransk lag måste alla vandringshinder i dessa vattendrag antingen tas bort eller förse med fisktrappor (Epples 2000). Under 1980-talet fanns det planer på att bygga fler dammar i Loirefloden och detta startade en massiv proteströrelse. Striden om Loire resulterade i att planen att bygga tre nya dammar skrotades. I stället revs tre dammar; en i själva huvudfåran och två i biflöden. Syftet var att tillgängliggöra lekbottnar högre upp i systemet för atlantlaxen (*Salmo salar*) och att förbättra vattenkvalitet och återställa vattendragens geomorfologi.

1.4. Ekologiska effekter av dammutrivning

Endast få dammutrivningar har följts upp med studier av effekter på naturmiljön. De positiva effekter som kan förväntas efter att en damm rivits ut är kopplade till återhämtningen av vattenföring och sedimentdynamik samt defragmenteringen av vattendraget. Negativa effekter orsakas av transporten av lagrat sediment från det forna magasinet samt av en ökad risk för att oönskade arter sprider sig i systemet. Bristen på uppföljningar gör det svårt att förutsäga vad som specifikt händer då en damm rivits ut. De få studier som gjorts har varit kortvariga och rört enstaka förändringar. I många fall har huvudsyftet med en dammutrivning varit att återställa fiskvandring, och uppföljningar har koncentrerats kring just detta. Mycket få studier har använt ett bredare perspektiv. Detta gör att den samlade kunskapen är relativt fragmentarisk.

Den befintliga kunskapen om olika vattendrags ekologiska funktion och hur de påverkas av dammar medger en del förutsägelser om vad som kommer att hända vid en dammrivning. Förväntade effekter varierar i både tid och rum. Ur ett rumsligt perspektiv är det lämpligt att skilja på förändringar nedströms dammen, förändringar i de uppdämda sträckorna, och förändringar i fritt strömmande, relativt opåverkade sträckor uppströms magasinet. Förändringar i tid varierar från omedelbara effekter av dammrivningen till förändringar som kan utvärderas helt först efter flera årtionden. Tabell 1 sammanfattar några förväntade effekter. Hur förändringarna kommer att se ut är till stor del beroende av dammens storlek, vilken funktion dammen haft (långtids- eller korttidsreglering) och vilka de naturgeografiska förutsättningarna är (typ av sediment, vattendragets storlek etc.).

Doyle m.fl. (2005) har sammanfattat några av de effekter som observerats vid ett antal utrivningar av mindre dammar i Wisconsin, USA. Denna syntes av effekter är troligtvis den mest övergripande som finns. De vattendrag de studerade var alla små till medelstora och dammarna var små (<12 m). De

konstaterade att olika delar av systemet reagerade olika snabbt på utrivning. Nedan går vi igenom en del av de observationer som gjorts efter rivning av mindre dammar.

1.4.1. Geomorfologiska förändringar

Förändringar i geomorfologi är grundläggande för hur ekosystemet svarar på en dammutrivning, dvs. hur fåran förändras och hur mycket material som omfördelas. En studie gjord i Baraboofloden i Wisconsin visade att rivning av en damm minskade tvärsnittsytan hos den aktiva fåran från 59 till 11 m², men den förändrade inte fårans form nedströms dammen (Doyle m.fl. 2003). Doyle m.fl. (2005) konstaterade att de flesta förändringar sker under de första fem åren, vilket ligger i linje med förändringar efter exempelvis extremt höga flöden och jordskred. De flesta förändringar verkade vara relativt lokala. Dessa observationer baserar sig dock på utrivningar i vattendrag med mindre dammar och i likartade typer av fåror. Vid rivning av större dammar i starkt sedimentförande vattendrag kan det förväntas att förändringarna tar längre tid och att de får en större rumslig utbredning. Tyvärr saknas data på hur situationen såg ut innan utrivning varför det kan vara svårt att utvärdera geomorfologiska förändringar.

1.4.2. Fisk

De flesta uppföljningar visar att öppnandet av vandringsvägar gör det möjligt för önskade fiskarter att återetablera sig på tillgängliggjorda sträckor, i synnerhet arter som begränsats av vandringshinder (t.ex. Burdick och Hightower 2006). Att öppna vandringsvägar kan också innebära att främmande arter etablerar sig och kan konkurrera ut befintliga, skyddsvärda arter. Dammar kan alltså fungera som potentiella barriärer för oönskad spridning av arter. En studie från Boulder Creek, Wisconsin visade dock att två år efter rivningen av två dammar hade beståndet av den infödda bäckrödingen (*Salvelinus fontinalis*) inte påverkats nämnvärt, trots att konkurrerande arter som t.ex. öring (*Salmo trutta*) fanns i sträckor nedströms de rivna dammarna. Resultatet visade att andelen äldre exemplar minskade något, men att andelen smolt och unga fiskar ökade (Stanley m.fl. 2007). Detta ansågs ha att göra med att vissa djuphålor som tidigare varit bra habitat för äldre fisk fyllts med sediment i samband med utrivningen, samt att tillgången på bra habitat för yngre fisk ökat. Just tillgången på habitat är en viktig faktor när det gäller återhämtning efter dammutrivning. För arter där detta är en begränsande faktor följer återhämtningen förändringen i geomorfologi. En studie gjord i Milwaukee River visade att återhämtningen av smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) hade en eftersläpning på tre år efter utrivning och att återhämtningen följde geomorfologiska förändringar som förbättrade habitatet (ökande sedimentstorlek, mer variabelt djup och ökat skydd för fisk, Kanehl m.fl. 1997). Den karp som fanns i magasinet (oönskad) minskade dock omedelbart efter dammrivning.

1.4.3. Akvatiska makrovertebrater

I sammanfattningen av Doyle m.fl. (2005) visades att gruppen akvatiska makrovertebrater återhämtade sig snabbast. I Baraboofloden i Wisconsin skilde sig inte sammansättningen av akvatiska makrovertebrater från vare sig referensområden uppströms eller odämda områden nedströms dammen. Alla odämda områden hade strömvattenorganismer, t.ex. nätspinnande nattsländelarver och dagsländor från familjen Heptageniidae. Dock visade en studie från Turtle Creek i sydöstra Wisconsin att uppströmssträckor, själva magasinet och nedströmssträckor svarade olika på dammrivning (Pollard och Reed 2004). Författarna kunde inte entydigt svara på vad som orsakade förändringarna. Sammansättningen av akvatiska evertibratsamhällen förändrades inte i

nedströmssträckan. I magasinssträckan förändrades artrikedom, men inte diversiteten eller sammansättningen av funktionella grupper. Referenssträckan förändrades dock i sin sammansättning av arter. Dessa förändringar kunde associeras med lokal påverkan i form av högre sedimentation. Lokala faktorer (flöde, sedimentdynamik, etc.) påverkar alltså dynamiken i evertebratsamhället, vilket kan maskera förändringar till följd av dammutrivningar.

1.4.4. Musslor

Musslor påverkades mest negativt av dammrivningar, och de verkar inte heller återhämta sig under den tid som studierna gjorts. Sethi m.fl. (2004) undersökte påverkan på musselpopulationer i Koshkonong Creek, Wisconsin (USA) efter en rivning av en mindre damm. De fann att en mycket stor andel (95 %) av musslorna i det tidigare uppdämda området dog på grund av exponering och uttorkning och att en musselart försvann helt och hållet. På sträckan nedströms dammen minskade musslorna också (från 3,8 till 2,6 musslor/m² på knappt tre år). Författarna associerade detta till den kraftigt ökade sedimentationen efter utrivningen. De poängterar därför att även om dammrivningar innebär många positiva förändringar i systemet som ökad fiskvandring och en återgång från lugnflytande till strömmande förhållanden, bör varje utrivning föregås av en utvärdering av de ekologiska konsekvenserna av själva ingreppet.

1.4.5. Strandvegetation

Förändringar i strandvegetationen tar lång tid, och det behövs troligtvis några decennier innan den ekologiska effekten av en utrivning kan utläsas. Det finns i princip inga långsiktiga studier som visar hur utvecklingen sett ut för enstaka specifika dammutrivningar. Orr & Stanley (2006) har dock studerat 13 olika utrivningar, i ålder från ett till 30 år. Några generella slutsatser från denna studie var: (1) Den initiala koloniseringen gick fort och andelen bart sediment blev snabbt väldigt låg (<1 %). Det är därför inte troligt att det kommer att finnas exponerat sediment under en längre tid, något som ofta varit en farhåga hos allmänheten vid utrivning av dammar. Detta spelar också en roll för stabiliteten hos den nyexponerade stranden, eftersom vegetationstäckt jord är mer motståndskraftig mot erosion än exponerad jord. (2) Växtsamhället utvecklas över tiden, och stannar inte i tidiga successionsstadier. Detta har befarats eftersom många magasin koloniserats av invaderande arter som kan förändra konkurrenssituationen och därmed också successionen av arter, att vattenföringen ofta avviker från det normala på grund av regleringar i övriga delar av vattendraget, och att sediment som friläggs ofta är mycket näringsrikt. Den kombinerade effekten kan bli att dessa arter skulle kunna hålla sig kvar länge och på så sätt fördröja, eller till och med förhindra succession. I situationer där vattendrag har många invaderande arter behövs dock fler studier. I Sverige är problemet med invaderande arter längs vattendrag relativt litet, särskilt i norr. De arter som potentiellt kan kolonisera de nyblottade sedimenten är sådana som naturligt finns i vattendraget. Detta kan dock komma att förändras i takt med att klimatförändringar ger utrymme för invandring av främmande arter.

I magasinsområden ovanför nyligen utrivna dammar koloniserades det blottade sedimentet av små snabbväxande örter och gräs. Med tiden ersattes denna vegetation av träd och buskar. Hur den långsiktiga vegetationsutvecklingen i de forna magasinerna ser ut är viktigt för hur pass stabil fåran kommer att vara. En strand med väl utvecklad träd- och buskvegetation är betydligt bättre armerad än en strand med enbart gräs och örter.

Auble m.fl. (2007) studerade effekterna av en fyra år lång avsänkning av Horsetoothmagasinet i Colorado, USA. Detta vattenmagasin är skapat för att förse kringliggande städer med dricksvatten och är inte en direkt del i ett vattendrag. De områden som blottades efter avsänkningen hade tidigare inte varit strand. Under de fyra år som avsänkningen varade förändrades vegetationen snabbt, men var efter de fyra åren ändå olik den omgivande vegetationen. Även om detta inte var en återgång till vattendragsvegetation indikerar deras resultat att vegetationsförändringar sker successivt under en längre tid, och att det är sannolikt att det kommer att finnas "minnen" kvar av den tidiga kolonisationen, i form av individer som lyckas hålla sig kvar.

1.4.6. Näringstransport

I många vattendrag, särskilt om de är belägna inom agrara och urbana områden, kan de upplagrade sedimenten innehålla stora mängder näringsämnen, men också andra potentiellt giftiga ämnen, t.ex. tungmetaller, som mobiliseras då dammar rivs. Ett sådant exempel är utrivningen av Fort Edwardsdammen i Hudsonfloden i staten New York, USA. Här frigjordes olja och PCB i vattendraget efter dammrivningen vilket fick stora konsekvenser för organismerna nedströms dammen. Även det faktum att tidigare överdämda sediment blottläggs och syresätts förändrar den kemiska dynamiken hos de ämnen som finns upplagrade i sedimenten. Hur dammar påverkar näringstransporten i vattendraget beror på flera faktorer. En studie av en utrivning i Manatawny Creek, Pennsylvania visade inte på några förändringar i koncentrationen eller formen av vare sig C, N, eller P (förutom för NH_4^+). Det forna magasinet var litet, med kort hydraulisk uppehållstid (Velinsky m.fl. 2006). Faktorer som omgivande avrinningsområde, typ av damm och typ av reglering och hur magasinet ser ut (översvämmad yta, uppehållstid och belastning av näringsämnen i sedimentet) är alla viktiga faktorer som påverkar förändringar i näringstransport.

2. Projektredovisning DammRivningsEffekter i Akvatiska Miljöer (DREAM)

Syftet med projektet var att studera effekter av utrivning av dammar på akvatiska ekosystem och de två övergripande frågorna har varit:

1. Hur snabbt återhämtar sig miljön efter en dammutrivning?

2. Hur ser själva återhämtningsprocessen ut?

Tyngdpunkten i projektet har legat på effekter av dammrivning på artrikedom, artsammansättning och viktiga ekologiska processer i strandsamhället, men även effekter på hydrologi, geomorfologi och akvatiska näringskedjor har studerats.

Projektet påbörjades under sommaren 2006, då tre vattendrag med planerade dammutrivningar valdes ut; Nissan, Gatebäcken och Kolbäcksån. I alla dessa vattendrag gjordes förstudier. Vetenskapligt sett är för- och efterstudier i samma vattendrag den bästa metodiken jämfört med att använda närbelägna referensvattendrag, då man minimerar den variation som alltid finns, dels mellan hur man reglerar vattenföringen och dels den naturliga variationen mellan olika vattendrag. Dock lärde vi oss att även om planerna var långt framskridna och beslut hade tagits om utrivning, är det en lång och utdragen process som inte alltid resulterar i att dammen tas bort. Tyvärr visade det

sig att de tre utvalda dammarna var det endast Unneforsdammen i Nissan som revs inom projektperioden.

Bruksfallet och Bultfallet i Kolbäcksån, Hallstahammars kommun, är två gamla kraftverksdammar från början av 1900-talet, som tidigare använts för att försörja flera industrier i området med elektricitet. Dammarna ersattes 1989 med en ny och effektivare damm. Kraftbolaget som äger dammarna gavs tillåtelse i domstol att riva ut de gamla dammarna, men efter protester från kommunstyrelsen stoppades processen. Anledningen är att man tyckte att det skulle förstöra den gamla industriella kulturmiljön i området och förstöra det historiska sammanhanget. Beslutet har överklagats men förhandlingarna har hamnat i ett dödsläge.

Gate kvarndamm (byggd 1880) i Gatebäcken i Hjos kommun är en liten damm som även använts till att producera en del elektricitet för kvarnen. Dammen var planerad att rivas under 2007, men planerna ändrades. En av de största anledningarna till detta var att de medel som avsatts för att bekosta utrivningen tagit slut. Dels visade det sig att kostnaderna för den konsultfirma som planerat utrivningen blivit högre än väntat och dels var lagren av uppdämt sediment i magasinet så omfattande att det skulle bli alltför dyrt att gräva bort dem. De medel som allokerats för utrivningen och för att kompensera markägaren räckte helt enkelt inte till. Istället beslöt man att bygga en fiskpassage runt dammen, och att dammbyggnaderna skulle förstärkas. I nuläget har oss veterligen inga åtgärder påbörjats.

Detta lede till att vi under 2007 beslöt att istället inkludera Kubadammen i Nätraån, Bjästa kommun, i studien. Denna damm revs under våren 2007 och fältarbetet påbörjades under sommaren 2007 och pågick under tre år. I anslutning till denna damm har alltså inga förstudier gjorts, men vi bedömde att mycket av det första årets data i stort skulle representera en uppdämd situation.

Det ledde också till att vi började samla in data på dammutrivningar runt om i Sverige för att studera processen från idé till utrivning, och vilka konflikter som finns involverade. Detta arbete har resulterat i en artikel publicerad i tidskriften *Ecology & Society* (Lejon m.fl. 2009).

2.1. Personal i projektet och ekonomisk redovisning

Personalen i projektet har utgjorts av personer inom Landskapsekologigruppen vid institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet. Professor Christer Nilsson har varit vetenskaplig ledare för projektet. Tre personer har jobbat inom projektet. Dessa är Dr Niclas Hjerdt (hydrolog), Dr Birgitta Malm Renöfält (ekolog), samt Anna Lejon (doktorand). Anna anställdes under våren 2006 på en fakultetsfinansierad doktorandtjänst med titeln "Ekosystemresponser på rivning av dammar i vattendrag". Niclas Hjerdt har under nio månader under 2006 varit lönefinansierad inom DREAM, i övrigt har medlen använts till material, logi och resor under fältarbete.

Birgitta Malm Renöfält har i huvudsak ansvarat för upplägget av vegetationsstudierna, och Niclas Hjerdt för de delar som berört hydrologi och geomorfologi, samt näringskedjeanalyser. Under projektets gång lämnade Niclas universitet för en anställning vid SMHI. Anna har, förutom att medverka till att lägga upp studierna, haft huvudansvaret för fältarbete och analyser av insamlade data. Resultaten från projektet kommer i huvudsak att publiceras i hennes avhandling, och i artiklar i refereebedömda internationella tidsskrifter. Anna är föräldraledig under perioden maj 2009 till augusti 2010 varför delar av materialet ännu inte är analyserat.

Två examensarbeten har också gjorts inom projektet, båda i Nätraån; "Plant recolonization following dam removal: a phytometer experiment" utfört av Eva Hörnström (Hörnström 2009), och ett pågående arbete där målet är att studera vegetationssuccession. Detta arbete görs av Malin Isaksson.

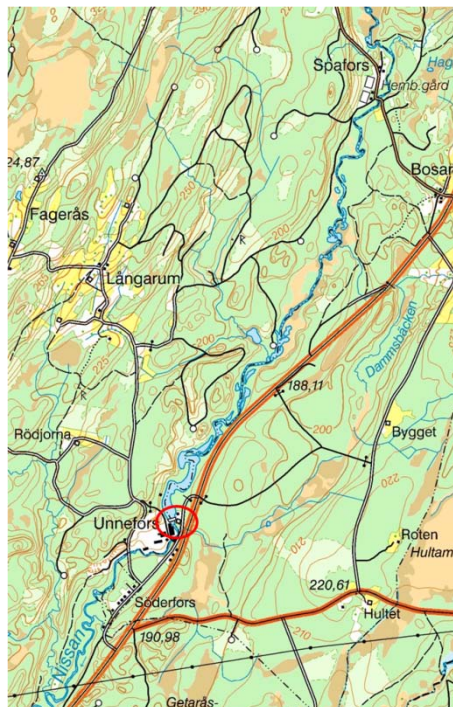
2.2. Områdesbeskrivning

2.2.1. Unneforsdammen, Nissan

Nissan är ett av södra Sveriges större vattendrag. Avrinningsområdet omfattar 2682 km² och vattendraget är ca 190 km långt. Sjöandelen är 5,4 % vid SMHI:s nederst belägna mätstation. Medelvattenföringen här är ca 40 m³/s och medelhögvattenföringen är 143 m³/s. Nissan har sitt upprinningsområde i Taberg, Jönköpings kommun och rinner ut i Kattegatt i Laholmsbukten. Totalt finns det nio stycken vattenkraftverk i Nissan, från Sperligsholm (Halmstad kommun) i söder till Hyltebruk (Hylte kommun) i norr. Unneforsdammen var belägen i Nissans övre delar, vid samhället Unnefors (Figur 2). Avrinningsområdet här är ca 250 km och relativt sjöfattigt. Dammen hade en fallhöjd på ca 2,3 m och dämmningspåverkan sträckte sig ca 4,5 km uppströms dammfästet. Från dammfästet skapades en sjöliknande vattenyta som maximalt var ca 100 m bred och sträckte sig ca 800 m uppströms.

Bakgrund till utrivning

Dammen har rivits som en del i en satsning att gynna den ursprungliga strömvattensfaunan i ån, främst öring och flodpärlmussla. Utrivningen av Unneforsdammen innebär att det nu finns fria vandringsvägar för fisk på en sträcka av 55 kilometer i de övre delarna av Nissans huvudfåra.



Figur 2: Unneforsdammen låg i Nissans övre delar, vid samhället Unnefors. Dammen hade en fallhöjd på ca 2,3 m och dämmningspåverkan sträckte sig ca 4,5 km uppströms dammfästet.

2.2.2. Områdesbeskrivning, Kubadammen, Nätraån

Nätraån är en mindre å, som börjar mitt i Ångermanland i Skorped socken och vars viktigaste källflöde är Flärkån. Ån flyter sedan genom Nätra och Sidensjö socknar och rinner ut i Bottenhavet vid Köpmanholmen. Avrinningsområdet omfattar 1024,4 km² och vattendraget är ca 100 km långt. Sjöandelen är 8 %. Medelvattenföringen vid mynningen är 11,8 m³s⁻¹ och medelhögvattenföringen 68 m³s⁻¹. Fyra kraftstationer reglerar Nätraåns huvudflöde, från norr Sidensjö, Brynge, Nyfors och Fors. Övre delen av ån är i stort sett opåverkad av reglering och utgör en populär kanotled. Omgivande marker är omväxlande jordbruksbygd och skog.

Kubadammen ligger nära Nätraåns utlopp till havet (Figur 3). Dess direkta dämpningspåverkan sträcker sig 950 m uppströms men dammen utgör också ett vandringshinder för de nedersta 12 km av Nätraåns lopp. Dammen byggdes under mitten av 1970-talet med syftet att förse Fors fabriker i Köpmanholmen med vatten. Fabriken lades ned i början av 1980-talet varvid samhällsnyttan med dammen försvann.

Bakgrund till utrivning

I Nätraån finns ett bestånd av flodpärlmussla som inte lyckats med sin fortplantning sedan dammen byggdes. Att öka flodpärlmusslans chanser för reproduktion var ett av de viktigaste skälen för att riva dammen och resulterade i ett anslag från Naturvårdsverket från åtgärdsprogrammet Åtgärder för biologisk mångfald. I slutet av december 2006 biföll Miljödomstolen dammägarens (Köpmanholmens hamnförvaltning) ansökan om att riva dammen. Rivningen utfördes med Örnsköldsviks kommun som projektägare och var helt slutförd till april 2007.



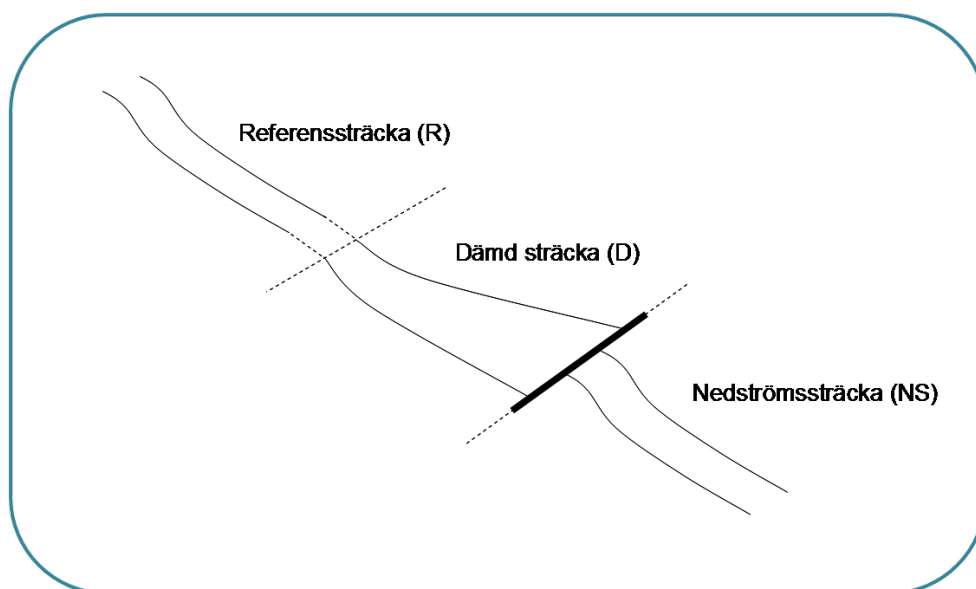
Figur 3: Kubadammen låg nära Nätraåns utlopp i havet. Dess direkta dämpningspåverkan sträckte sig 950 m uppströms.

2.3. Fältarbete

Studien i Nissan följer en BACI-design (Before-After-Control-Impact) vilket innebär att vattendraget delades upp i tre områden: ett (opåverkat) kontrollområde uppströms den dämnda sträckan (K), den dämnda sträckan (D), och området nedströms dammen (NS) och att analyser gjorts före och efter utrivning av dammen (Figur 4). Projektet påbörjades våren 2006 och har omfattat fältinsatser före utrivning under 2006 och 2007 och efter utrivning under 2008 och 2009. I dagsläget är ett besök inplanerat under hösten 2010 för att göra de sista geomorfologiska mätningarna i Nissan. I Nätraån har vi också arbetat efter en liknande metodik. Eftersom vi blev involverade i detta projekt i samband med att dammen revs har dock inga förstudier gjorts. Det första årets inventeringar gjordes dock enbart några månader efter utrivning. I Nätraån har även en ytterligare sträcka inkluderats, nämligen en nybildad forssträcka som tidigare varit överdämd i de uppströms belägna delarna av gamla dammen (NF). Uppföljningarna där har gjorts under 2007, 2008 och 2009.

2.3.1. Geomorfologi

Fårans form mättes med hjälp av totalstation. I Kubadammen utfördes inmätningen direkt efter utrivning under våren 2007, och upprepades under våren/försommaren 2009. I Nissan mättes fåran in under 2006, före utrivning, och kommer att mätas in igen under hösten 2010. I Nissan finns även mätningar av sedimentprofiler att tillgå för att uppskatta sedimentmängden i det dämnda området. Både i Nissan och i Nätraån har en Astroturf-matta placerats ut i anslutning till varje provyta för inventering av vegetation (se nedan) för att fånga upp drift och sediment, vilka sedan torkats, vägts och analyserats (Figur 5).



Figur 4: Varje vattendrag delades upp i tre områden: ett (opåverkat) referensområde uppströms den dämnda sträckan (R), den dämnda sträckan (D), och området nedströms dammen (NS). Analyser har gjorts före och efter utrivning av dammen.



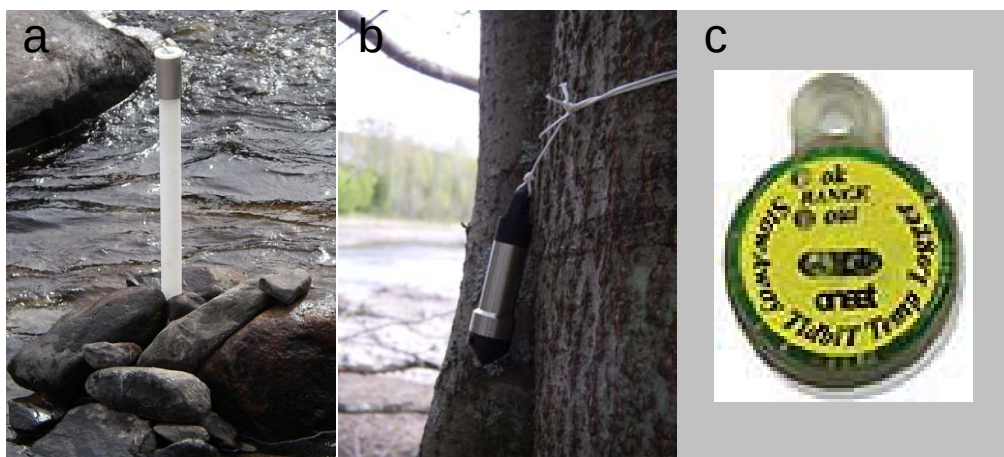
Figur 5: Astroturf®mattor placerades ut i anslutning till varje yta för att fånga upp drift och sediment.

2.3.2. Hydrologi

För att bedöma vattnets transportkapacitet samt uppehållstid i magasinen utfördes spårämnesförsök med färgämnet Rhodamin WT (Figur 6). Förändringen i vattenföring har också kvantifierats med hjälp av loggrar (två olika metoder användes; tryckloggrar Diver® i Nätraån och temperaturloggrar Tidbits® i Nissan) som i kombination med vattenföringsdata från SMHI kommer att användas som underlag för att jämföra vattennivåförhållandena före och efter en dammutrivning (Figur 7). Alla provytor samt loggrar mättes in med en totalstation och höjderna relaterades till den logger som mäter vattennivån. På så sätt kan det bestämmas när ytor översvämmats samt översvämningens magnitud, frekvens, varaktighet och hur snabbt vattenföringen förändras. En frigolitkloss fästes med hjälp av nylonlina och lekare i anslutning till varje provyta för mätning av den fysiska störning som förändrade vattenståndsvariationer medför (till skillnad från ren översvämningseffekt, Figur 8). Denna kloss vägdes före och efter utsättning och skillnaden i vikt var den massa som eroderats bort.



Figur 6: Vattnets flödes hastighet i de olika delområdena mättes med hjälp av koncentrationen av färgämnet Rhodamin i vattnet. Genom sådana mätningar kan man räkna ut hur snabbt vattnet flödar mellan två punkter.



Figur 7: Vattenståndsvärderingar mättes in antingen med Diver®loggar (Nätraån) där (a) en logger hängs ned i ett rör där den mäter trycket från vattenpelaren och (b) en logger mäter lufttrycket, eller, (c) StowAway®TidBits temperaturloggar (Nissan) placerade i en profil tvärs över stranden med den nedersta ständigt översvämmad och den översta aldrig översvämmad.



Figur 8: Frigolitklossar fästes med hjälp av fiskelina och lekare i anslutning till varje provyta. Varje kloss vägdes före och efter utsättning. Syftet var att få ett mått på den fysiska störning (=erosion av frigoliten) förändrade vattenståndsvärderingar medför (till skillnad från ren översvämningseffekt).

2.3.3. Vegetationsanalyser

På varje delsträcka (R, NS och D; och i Nätraån NF) markerades 200 m-sträckor. Inom dessa sträckor placerades 30 fasta vegetationsprovytor ($0,5 \times 2$ m) på olika nivåer av stranden. Dessa provytor återanalyserades under projektets gång. Höjden för varje provyta mättes in. Täckningsgrad och förekomst av alla kärlväxter noterades, samt total täckning av vegetation (mossor och kärlväxter, respektive enbart kärlväxter). På varje yta noterades också substratets sammansättning och jordfuktigheten mättes. Ljusinsläppet (kröntäckningen) bedömdes som inget, lågt, medelstort eller högt. I anslutning till varje provyta klipptes all ovanjordsvegetation bort på en $0,25 \times 0,25$ m stor yta. Den bortklippta vegetationen torkades och vägdes och gav ett mått på ytans produktivitet.

Alla mätningar upprepades efter utrivning för att utvärdera huruvida strandvegetationens struktur och viktiga ekologiska processer återgår till en mer naturlig situation efter dammutrivning. I Nätraån gjordes även experiment med fytometrar (levande frön och växtdelar som placerats ut på ytorna) för att mäta etableringspotential och produktionsförmåga på stränderna.

2.3.4. Näringskedjeanalys

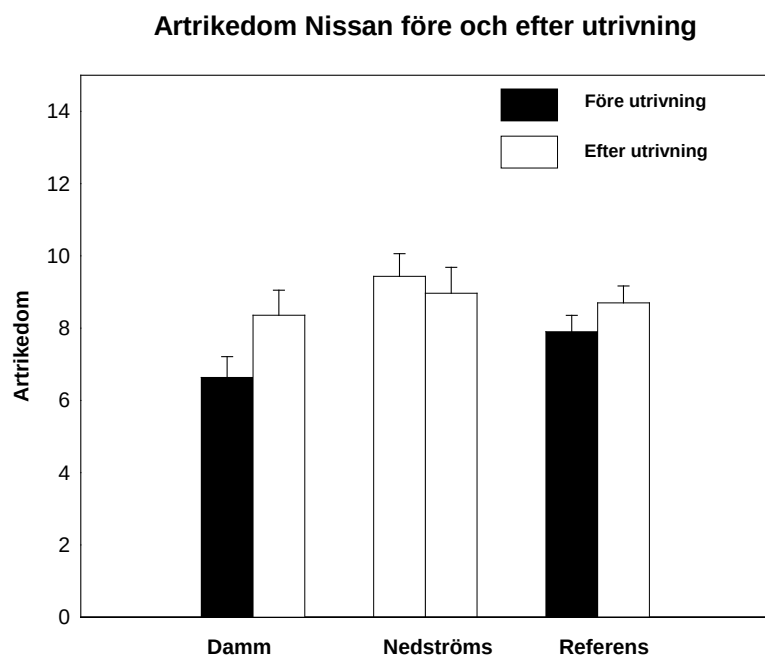
I Nissan gjordes ett försök att mäta förändringar i de akvatiska näringskedjorna. Syreproduktionen i vattendraget mättes med hjälp av syremätare uppställda med jämna mellanrum, dels i sträckan nedströms dammen och dels i referenssträckan. Genom att mäta kvoten produktion/respiration på en sträcka kan man uppskatta sträckans nettoproduktion. Som tillägg till detta samlades primärproducenter (påväxtalger från sten) samt sekundärproducenter (akvatiska evertetrater) in på de respektive sträckorna. Enligt en teori fungerar magasin som sänkor för terrestriskt producerat organiskt material (CPOM och FPOM främst från lövförra) och på så sätt minskar de tillgången på terrestra kolkällor för evertetratsamhällen nedströms en damm. Till följd av detta kommer den funktionella sammansättningen hos evertetratsamhället att förändras; det blir färre nedbrytare nedströms en damm jämfört med i ett naturligt system. Magasin fungerar också som habitat för plankton vilket leder till en ökad population av filtrerare (t.ex. knottlarver) nedströms en damm. I den utsträckning planktonproduktionen är fotosyntesbaserad skiftar balansen från heterotrofa (detritusbaserade) till autotrofa (algbaserade) energivägar. I reglerade sträckor ökar kvoten mellan fotosyntes och respiration, i synnerhet om regleringen ökar näringstillgången och fårans stabilitet (påväxtalger och mossor kan växa till). I dessa sträckor finner man också en minskad diversitet av bentiska evertetrater, på grund av minskad eller förhindrad detritustransport och minskad variabilitet i vattenföring och temperatur.

2.4. Resultat

På grund av pågående föräldradedighet har endast primära analyser av delar av det insamlade materialet gjorts. Främst är det materialet från vegetationsinventeringarna som varit föremål för analys. Analyserna av materialet kommer att återupptas under hösten 2010.

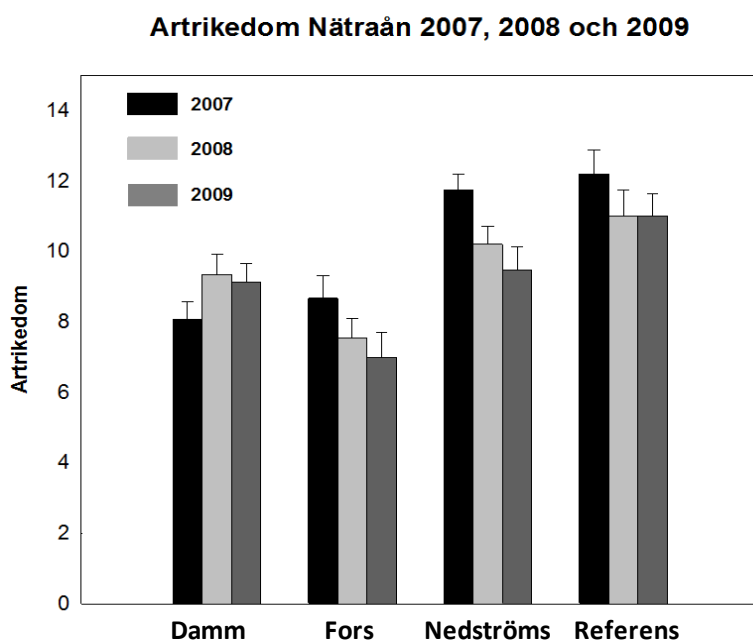
2.4.1. Skillnader i artrikedom

Nissan: En envägs ANOVA visade att medelartrikedomen per provyta mellan de olika sträckorna innan utrivning (2006) endast skilde sig signifikant mellan magasinet och nedströmssträckan ($p=0.002$). Referenssträckan hade i medeltal 7,9 arter medan artantalet i magasinet var 6,3 arter. Nedströmssträckan var artrikast med i medeltal 9,4 arter per provyta. Efter utrivning (2008) fanns inga signifikanta skillnader i artrikedom mellan sträckorna. Referenssträckan hade i medeltal 8,7 arter, medan artantalet i magasinet ökat till 8,4 arter. Nedströmssträckan var fortfarande artrikast med i medeltal 9,0 arter per provyta (Figur 9). Inga av dessa förändringar mellan år var statistiskt signifikant (t-test mellan år). Ökningen i artantal i magasinet efter utrivning var dock nästan signifikant ($p=0.06$).



Figur 9: Skillnader i medelartrikedom per provyta i Nissan före och efter utrivning.

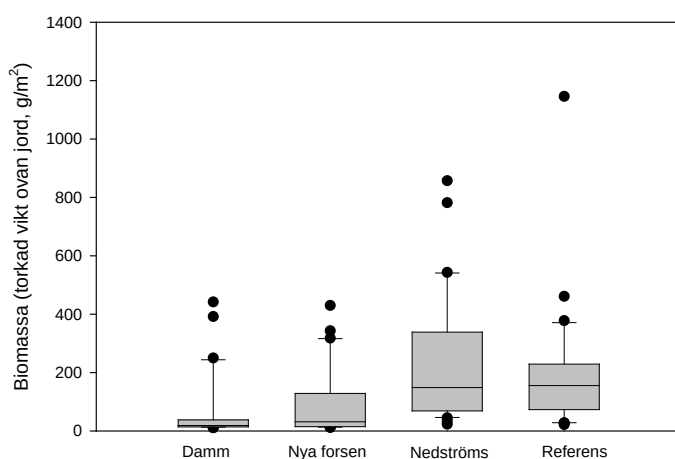
Nätraån: En envägs ANOVA (Tukeys posthoc test efter ANOVA) visade att medelartrikedomen per provyta mellan de olika sträckorna första säsongen efter utrivning (2007) skilde sig signifikant mellan magasinet och nedströmssträckan ($p < 0.001$) och mellan magasinet och referenssträckan ($p < 0.001$). Även den nya forsen och nedströmssträckan, samt den nya forsen och referenssträckan skilde sig signifikant ($p = 0.002$, samt $p < 0.001$). Referenssträckan hade 2007 i medeltal 12,2 arter, medan artantalet i magasinet var 8,1 arter. Den nya forsen hade i medeltal 8,7 arter. Nedströmssträckan hade i medel 11,7 arter per provyta. Ett år efter utrivning (2008) fanns signifikanta skillnader i artrikedom mellan sträckorna enbart mellan den nya forsen och referenssträckan samt den nya forsen och nedströmssträckan ($p = 0.001$, samt $p = 0.013$). Referenssträckan hade 2008 i medeltal 11,0 arter, medan artantalet i magasinet ökat till 9,3 arter. Den nya forsen hade i medeltal 7,5 arter. Nedströmssträckan hade i medel 10,2 arter per provyta. Mönstret från 2008 höll i sig två år efter utrivning (2009) med signifikanta skillnader i artrikedom mellan den nya forsen och referenssträckan samt den nya forsen och nedströmssträckan ($p < 0.001$, samt $p = 0.03$). Referenssträckan hade 2009 i medeltal 11,0 arter, medan artantalet i magasinet var 9,1 arter. Den nya forsen hade i medeltal 7,0 arter. Nedströmssträckan hade i medel 9,4 arter per provyta. Endast minskningen mellan 2007 och 2009 i nedströmssträckan var statistiskt signifikant ($p = 0.012$, envägs ANOVA mellan år, Figur 10).



2. Figur 10: Artrikedom i de olika sträckorna av Nätraån under 2007, 2008 och 2009.

2.4.2. Skillnader i biomassa

Skillnader i produktivitet (mätt som torr vikt biomassa ovan jord/m²) har ännu bara analyserats för Nätraån år 2007. Resultaten visade att magasinet och nedre forsen hade mindre biomassa än referenssträckan ($p=0.003$ respektive $p=0.022$). Biomassan var också mindre här än i sträckan nedströms den utrivna dammen ($p=0.025$). Däremot fanns inga signifikanta skillnader mellan sträckan nedströms den utrivna dammen och referenssträckan (Tukeys posthoc test efter ANOVA, Figur 11).

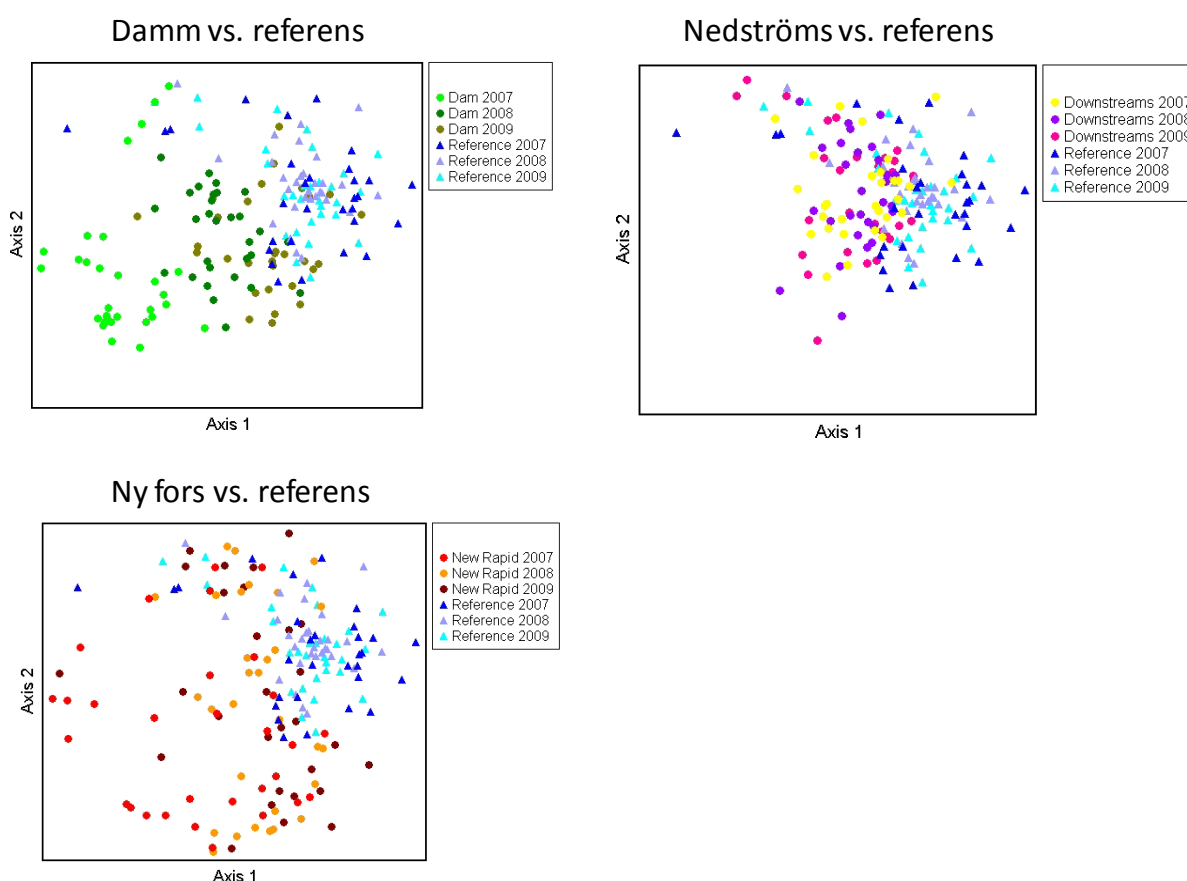


3. Figur 11: Skillnader i biomassa mellan olika delsträckor.

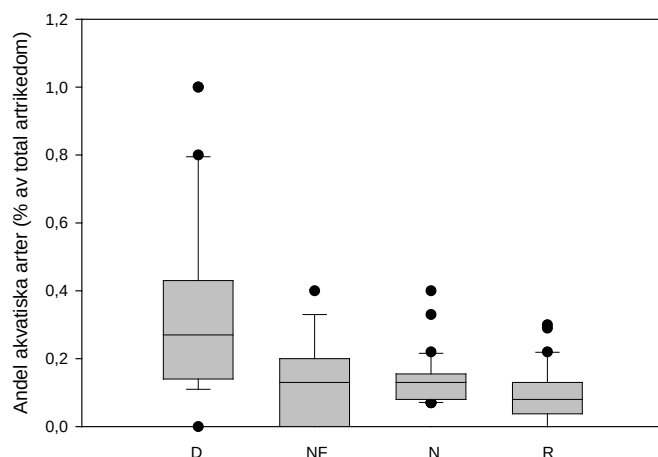
2.4.3. Skillnader i artsammansättning

Skillnader i artsammansättning mellan de olika sträckorna, och mellan de olika åren har endast påbörjats för Nätraån. Här tyder NMDS-plottar (Nonmetric Multidimensional Scaling, gjord i PC-ord, version 5) på att artsammansättningen i referensen håller sig relativt konstant mellan de olika åren (Figur 12). Artsammansättningen nedströms är relativt lik den i referensen och förändras inte nämnvärt mellan åren. Däremot går artsammansättningen både i magasinet och i den nybildade forsens mot att bli allt mer lik den i referensen.

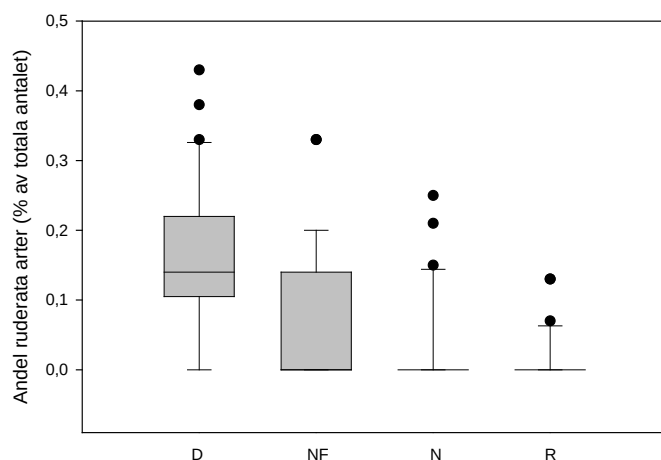
En analys av 2007 års data visade att andelen akvatiska arter var signifikant högre i magasinet än i några av de övriga sträckorna (D kontra R: $p < 0.001$, D kontra N: $p = 0.002$, D kontra NF: $p = 0.001$) men skilde sig inte åt mellan de övriga (Figur 13). Andelen ruderala arter (arter knutna till störda omgivningar med snabb koloniseringsstrategi) var också signifikant högre i magasinet (D kontra R: $p < 0.001$, D kontra N: $p < 0.001$, D kontra NF: $p = 0.029$) än i någon av de andra sträckorna (D=16%, NF=6%, N=3%, R=1%, Figur 14). Andelen ruderala arter skilde sig också signifikant mellan de övriga sträckorna (NF kontra R: $p = 0.013$, NF kontra N: $p < 0.001$, N kontra R: $p = 0.003$).



Figur 12: NMDS ordinationsplotter för magasin kontra referens, nedströms kontra referens och ny fors kontra referens. Artsammansättningen nedströms är relativt lik den i referensen och förändras inte nämnvärt mellan åren. Däremot går artsammansättningen både i magasinet och i den nybildade forsens mot att bli allt mer lik den i referensen.



Figur 13: Andel akvatiska arter i respektive sträcka (% av totala artrikedomen i provytan). Magasinet hade signifikant högre andel akvatiska arter jämfört med alla övriga sträckor. Mellan de övriga skilde sig inte andelen signifikant. Boxen visar värden som faller inom 25:e respektive 75:e percentilen. Linjen visar medianvärdet. Hakarna över och under boxen visar värden som faller inom 90:e respektive 10:e percentilen. Punkterna visar värden som ligger utanför.



Figur 14: Andel ruderala arter i varje sträcka (% av totala artrikedomen i provytan). Boxen visar värden som faller inom 25:e respektive 75:e percentilen. Linjen visar medianvärdet. Hakarna över och under boxen visar värden som faller inom 90:e respektive 10:e percentilen. Punkterna visar värden som ligger utanför.

2.4.4. Skillnader i miljövariabler.

Skillnader i miljövariabler har hittills bara analyserats för Nätraån 2007. Här visade resultaten att marken i den nya forsen var signifikant torrare än i någon av de andra sträckorna (NF kontra R: $p < 0.001$, NF kontra N: $p < 0.001$, NF kontra D: $p < 0.001$), men skilde sig inte åt mellan de övriga sträckorna. Substratheterogeniteten (antal substrat) skiljer sig mellan magasinet och den nya forsen, samt mellan magasinet och referenssträckan och mellan den nya forsen och referenssträckan (D kontra N: $p < 0.001$, D kontra NF: $p < 0.001$, NF kontra R: $p < 0.001$, N kontra R: $p < 0.001$). Andelen

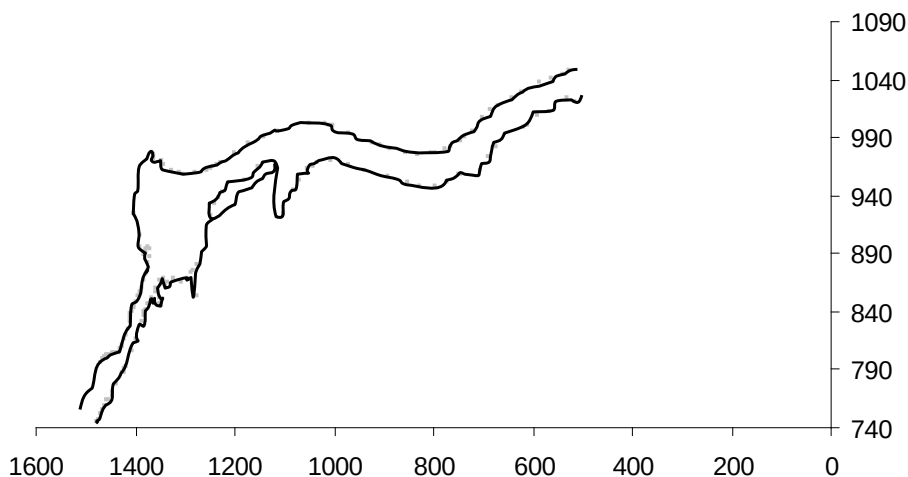
substrat var högst i nya forsen och nedströmssträckan ($D=2,7$, $NF=3,6$ $N=3,9$, $R=2,2$) Substratets textur (finkornighetsindex) skilde sig mellan alla sträckor förutom mellan nedströmssträckan och referenssträckan. Den nya forsen hade väldigt grovt material och i magasinet var det som väntat mycket finsediment, medan referenssträckan och nedströmssträckan hade måttligt grovkornigt substrat. Skillnaden i skuggning (trädens krontäckning) gjordes med ett Kruskal-Wallis test (på grund av att data var uppdelade i klasser). Detta test anger inte var skillnaderna ligger, men referensen och nedströmssträckan hade en mer sluten och skuggande vegetation jämfört med magasinet. Även den nya forsen hade relativt sluten vegetation. Magasinet hade som väntat mycket lite sluten och skuggande vegetation.

2.4.5. Geomorfologi

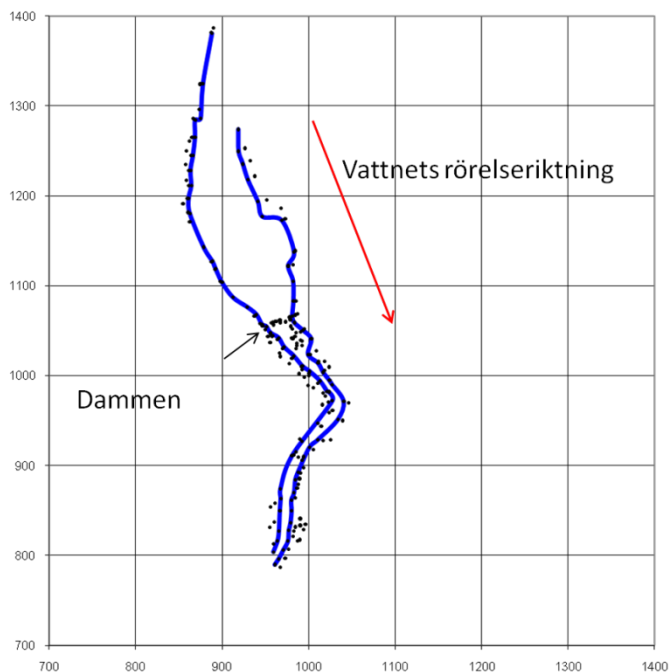
Hela den dämningpåverkade sträckan mättes in med totalstation. Figur 15 visar fårans utformning i maj 2007 i Nätraån. Fåran mättes in igen under våren 2009, men dessa mätningar är ännu inte plottade. Figur 16 visar fårans utformning före utrivning i Nissan (2006).

2.4.6. Spårämnesförsök

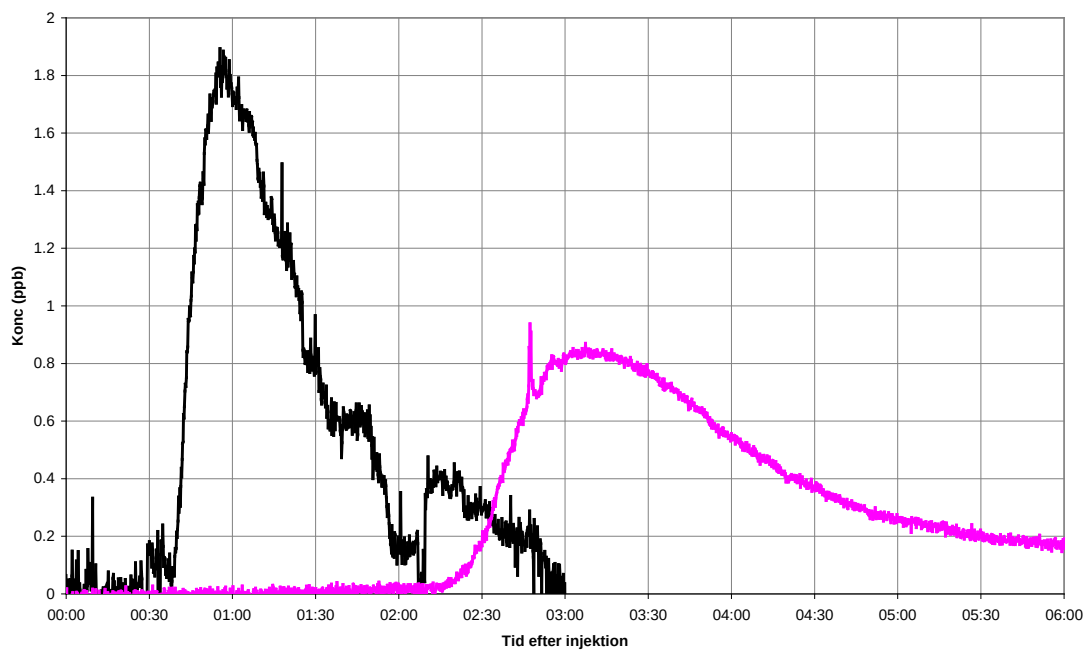
Spårämnesförsöken för att mäta vattnets hastighet är ännu inte analyserade. Figur 17 ger ett exempel på hur man utifrån mätningar av koncentrationer spårämne i vattnet kan uppskatta vattnets hastighet.



Figur 15: Skiss av fårans sträckning genom nya forsen till den utrivna dammen i Nätraån. Värdena på x och y axeln visar fårans position relaterat till totalstationens ursprungsposition vid invägningen av stranden (punkt 0.0). Vattnet rinner från vänster till höger på x-axeln.



Figur 16: Skiss av fårans sträckning från det uppdämda området till ca 200 m nedströms dammen i Nissan. Värdena på x och y axeln visar fårans position relaterat till totalstationens ursprungsposition vid invägningen av stranden (punkt 0.0).



Figur 17: Exempel på spårämnesförsöket utfört mellan Nätra hembygdsgård i Bjästa och gamla dammbyggnaden i Nätraån. Vattnets medelhastighet genom hela försökssträckan var 0,17 m/s. Vattnets transportkapacitet mellan den nya forsöten och den utrivna dammbyggnaden uppmättes till 0,14 m/s. På y-axeln anges koncentrationen spårämne i ppb och x-axeln anger tiden efter injektion. Grafen visar när den största koncentrationen spårämne når respektive mätare. Den svarta kurvan visar koncentrationen i den nya forsén medan den rosa kurvan anger koncentrationen vid den gamla dammen.

2.5. Diskussion

Effekterna på ekosystemet av utrivning av dammar varierar i tid beroende på vilka komponenter man studerar. Denna uppföljning är främst koncentrerad på strandekosystemet, hydrologi och geomorfologi.

Tidigare uppföljningar, främst i USA, har visat att stranden är den komponent i vattendragsekosystemet som behöver längst tid för att återhämta sig (Doyle m.fl. 2005). Våra resultat visar på att det fortfarande finns skillnader i artrikedom, om än inte statistiskt signifikanta, mellan framförallt de områden som varit dämnda och referenssträckan, men att återhämtning mot ett referensstillstånd verkar ske i dessa områden. Både resultatet från Nissan och Nätraån pekar på detta. Att effekterna av regleringen inte är mer synbara i områdena nedströms dammarna beror troligen på att vattenföringen aldrig var kraftigt reglerad, vare sig i Unneforsdammen eller i Kubadammen. Magasin med korttidsreglering har däremot en större effekt på strandvegetationen längs sträckorna nedströms dammen då de i hög grad kan förändra den naturliga variationen i vattenföring även nedströms en damm (Jansson m.fl. 2000a, b). Produktiviteten (både torkad biomassa och vegetationstäckning) är lägre i de tidigare dämnda områdena jämfört med i referensen under det första årets mätningar i Nätraån, men skiljer sig inte mellan referensen och nedströmssträckan. Tidigare studier har visat att reglering av vattenföringen minskar produktiviteten (Jansson m.fl. 2000b, Kozłowski 2002). Det visuella intrycket från inventeringarna under de senare åren i Nätraån, och efter utrivning i Nissan var dock att mängden vegetation stadigt ökade. Detta kommer troligen även analyserna av insamlade data att visa. En vanlig källa till motstånd mot att riva ut dammar är oron för att de blottlagda sedimenten kommer att bestå under lång tid och att den tidigare vattenspegeln i magasinet ovanför dammen kommer att ersättas av "en ful gyttjepöl." Vi såg dock under den första växtsäsongen efter utrivning att vegetation snabbt etablerade sig (Figur 18). Detta överensstämmer med resultat ifrån andra delar av världen (Orr och Stanley 2006).



Figur 18: Bara några månader efter utrivningen av Kubadammen, Nätraån har vegetationen tagit sig ordentligt i det gamla magasinet. (a) Gamla magasinet i slutet av maj 2007. (b) Gamla magasinet i september 2007. På bilden syns främst gräs (*Poaceae*) och halvgräs (*Cyperaceae*). Foto: Anna Lejon.

Analyserna från artsammansättningen i Nätraån pekar också på att en succession mot ett referenstillstånd sker i de områden som blottlagts efter att tidigare varit överdämda. Det första året behöll magasinet en signifikant högre andel akvatiska arter (Figur 14). Det är dock troligt att dessa inte kan överleva på sikt. Vi såg också att de tidigare dämnda ytorna hade en signifikant högre andel ruderala arter jämfört med både referens- och nedströmssträckorna (Figur 15). Ruderala arter är arter som ofta förekommer i anslutning till jordbruksmarker, bebyggda områden och "skräpmark". Dessa arter har en strategi att snabbt kolonisera bar och störd jord och förekommer i tidiga successionsstadier. Visserligen är bebyggelsen mer utbredd i de nedre delarna av Nätraån, jämfört med omgivningen kring referenssträckan, men nedströmsytan som ligger i direkt anslutning till de dämnda ytorna hade även den en låg andel (ej signifikant skild från referenssträckan) ruderala arter. Att andelen ruderala arter var högre i de dämnda områdena första året är mest troligt ett tecken på att de befann sig tidigt i successionen.

Vegetationssammansättningen i magasinet korrelerade första året signifikant med skuggning (negativt) och substratets finkornighet (positivt), medan vegetationssammansättningen i referensen och nedströms uppvisade en motsatt korrelation. Det kommer dock troligtvis att ta ännu några decennier innan den nya stranden i de tidigare dämnda områdena har utvecklat en vegetation med en skuggande strandskog.

Främmande, invasiva arter utgör ofta ett problem i vattendrag. Det beror bland annat på att vattendrag fungerar som spridningsvägar i landskapet och att många vattendrag har fått sin naturliga störningsregim förändrad av flödesregleringar. En effekt av utrivning av dammar har befarats vara att främmande arter kan etablera sig i systemet, både på grund av att spridningsvägar öppnas upp och att tillgängligt habitat frigörs. I Sverige är problemet med invasiva arter relativt litet. Vi fann dock enstaka exemplar av jättebalsamin (*Impatiens glandulifera*) i magasinet under 2007 års inventering i Nätraån (Figur 19). Jättebalsamin är en ganska vanlig trädgårdsväxt som har invaderat många vattendrag i mellersta Europa och även utgör ett problem i södra Sverige där den tränger undan naturlig vegetation (Naturvårdsverket 2003, http://www.bohusfloran.se/kartor/imp_glan.html). I norra delarna av landet har dock oss veterligen inga större problem konstaterats även om arten finns i enstaka exemplar i vattendrag (Moberg och Sundqvist 2005). Arten är annuell med kortlivade frön (Martinsson 2003) vilket gör det svårare för den att etablera sig i ett kallt klimat. Under 2008 och 2009 återfanns inget exemplar av denna art.

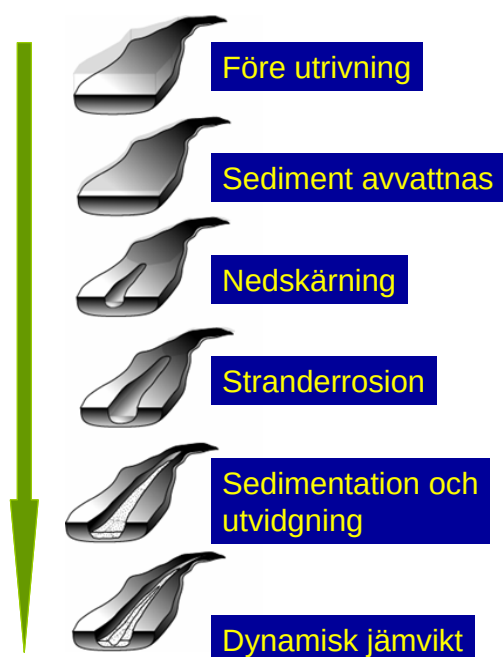
De geomorfologiska processerna sker successivt i flera steg efter en dammutrivning (Figur 20). När dammen rivs sjunker vattennivån och en del av det ackumulerade sedimentet transporteras nedströms medan det kvarvarande urvattnas. Efter ett tag börjar vattnet att skära ner i sedimenten och koncentrerar flödet med hög hastighet till en smal och djup kanal med branta sluttningar. Det kan även bildas mindre fåror som löper parallellt med huvudfåran för att sedan stråla samman längre fram. Om det bildas parallella fåror sänks vattnets hastighet och fåran blir inte heller lika djup. Nästa steg i processen innebär en fortsatt nedskärning och utvidgning av fåran. När vattendragets ursprungliga bottenmaterial nås upphör nedskärningen samtidigt som erosion av stranden påbörjas och fåran vidgas. I nästa steg börjar sedimenten att sätta sig och bilda den nya strömfåran. Sluttningarna slätas till och minskar i höjd samtidigt som vegetationen börjar växa till. Under de första åren fortsätter fåran att ändras och formas medan överflödigt sediment transporteras vidare nedströms. Under tiden som dessa processer sker minskar grundvattenflödet i det forna magasinet vilket leder till att stranderosionen avtar (Doyle m.fl. 2003, Wildman och MacBroom 2005). Generellt



Figur 19: Jättebalsamin (Impatiens glandulifera) i Kubadammens forna magasin i Nätraån. Arten har invaderat många vattendrag i mellersta Europa och utgör även ett problem i södra Sverige där den tränger undan naturlig vegetationen. Foto: Anna Lejon.

är detta en process man kan räkna med efter en dammutrivning. Exakt vad som händer skiljer sig dock åt mellan olika vattendrag beroende på geomorfologi och hydrologi. Troligt är dock att det kommer att ta några år för fåran i det tidigare dämde området att utformas och uppnå dynamisk jämvikt.

Vattnets hastighet i referenssträckan var betydligt snabbare än genom det gamla magasinet under det första årets mätningar i Nätraån. Den före detta uppdämda sträckan höll troligen fortfarande mycket ackumulerat sediment och fåran hade ännu inte hunnit gräva sig ner till ursprunglig nivå vilket ger en bredare och grundare fåra med lugnflytande vatten. Då fåran blir djupare och smalare kommer vattenhastigheten också att öka. Vi såg också att det under de olika årens inventeringar skedde en hel del omflyttning av sediment. Samtidigt är vattnets beräknade medelhastighet något för hög eftersom den verkliga sträcka som Rhodaminpartiklarna färdats alltid är längre än det raka avstånd som man mäter längs vattendraget. Medelhastigheten är dock ett användbart mått för att jämföra enskilda sträckor.



Figur 20: Illustration av fårans ombildande och de geomorfologiska anpassningarna efter en dammutrivning. Modifierad efter Doyle m.fl. 2002.

Referenser

- Auble, G.T., Shafroth, P.B., Scott, M.L. och Roelle, J.E. 2007. Early vegetation development on an exposed reservoir: implications for dam removal. *Environmental Management* **39**:806-18.
- Avakyan, A.B. och V.B. Iakovleva. 1998. Status of Global Reservoirs: The Position in the Late Twentieth Century. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **3**: 45–52.
- Burdick, S.M. och Hightower, J.E. 2006. Distribution of spawning activity by anadromous fishes in an Atlantic slope drainage after removal of a low-head dam. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**:1290–1300.
- Doyle, M.W., E.H. Stanley, and J.M. Harbor. 2003. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resource Research* **39**
- Doyle, M.W., E.H. Stanley, C.H. Orr, A.R. Selle, S.A. Sethi, och J.M. Harbor. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland. *Geomorphology* **71**: 227-244
- Doyle, M.W., Stanley, E.H. och Harbor J.M. 2002. Geomorphic analogies for assessing probable channel response to dam removal. *Journal of the American Water Resources Association* **38**: 1567-1579.
- Epplé R. 2000. Dam decommissioning: French pilot experiences and the European context. www.rivernet.org/decom3_e.htm, sedd 20 Oktober 2007.
- Hörnström, E. 2009. *Plant recolonization following dam removal: A phytometer experiment*. Degree Thesis in Biology, 30 ECTS, Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, Sweden

- Jansson, R., Nilsson, C. och Renöfält, B. 2000a. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* **81**: 899-903.
- Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M. och Andersson, E.. 2000b. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* **10**:203-224
- Kanehl, P. D., Lyons, J., och Nelson, J.E. 1997. Changes in the habitat and fish community of the Milwaukee River, Wisconsin, following removal of the Woolen Mills Dam. *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 387–400.
- Kozlowski, T.T., 2002. Physiological-ecological. impacts of flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands*, **22**: 550-561.
- Laitila, T., Jonsson, A. och Palrud, A. 2006. Regleringsdammen vid Storsjö Kapell: sportfiskarnas värdering av ett återställande till naturligt fjällfiske. *Fjällmistrarapport* 19.
- Lejon, A. Renöfält, B.M. och Nilsson, C. 2009. Conflicts Associated with Dam Removal in Sweden. *Ecology & Society*, **14**:2.
- Martinsson, K. 2003. Jättebalsamin: härlig trädgårdsväxt eller aggressiv invasionsart? *Biodiverse* **1**: 10
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Naturvårdsverket. 2003. Levande sjöar och vattendrag: underlagsrapport för utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket Rapport 5327.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Mats Dynesius, M. och Revenga, C. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, **308**: 405-408.
- Orr, C.H. och Stanley, E.H. 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River Research and Applications* **22**:281-295.
- Pollard, A. I. och Reed, T. 2004. Benthic invertebrate assemblage change following dam removal in a Wisconsin stream. *Hydrobiologia* **513**:51–58.
- Postel, S.L., Daily, G.C. och Ehrlich, P.R. 1996. Human appropriation of available fresh water. *Science* **271**: 785—788
- Sethi, S.A., Selle, A.R., Doyle, M.W., Stanley, E.H. och Kitchel, H.E., 2004. Response of unionid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (U.S.A.). *Hydrobiologia* **525**:157– 165.
- Stanley, E.H., M.J. Catalano, N. Mercado-Silva, och C.H. Orr. 2007. Effects of dam removal on brook trout in a Wisconsin stream. *River Research and Applications* **23**:792-798.
- Moberg, G. och Sunndqvist, M. 2005. *Biotopvårdsplan 2005 Tvärån - Umeå kommun*. Länsstyrelsen Västerbottens län.
- Velinsky, D.J., Bushaw-Newton, K.L., Kreeger, D.A. och Johnson, T.E. 2006. Effects of small dam removal on stream chemistry in South Eastern Pennsylvania. *Journal of the North American Benthologic Society* **25**:569-582

Wildman, L.A.S. och MacBroom, J.G. 2005. The evolution of gravel bed channels after dam removal: Case study of the anaconda and Union City Dam removals. *Geomorphology* Vol. **71**: 245-262.