



UPPSALA  
UNIVERSITET

# Sagan om bäverns återkomst

- Effekter på miljö och biologisk mångfald

Emma Hellkvist

---

Independent Project in Biology  
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2017  
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

# Sagan om bäverns återkomst – Effekter på miljö och biologisk mångfald

Emma Hellkvist

Självständigt arbete i biologi 2017

## Sammandrag

Efter att ha varit nära utrotning i hela sitt ursprungliga utbredningsområde har återinförande av bävern lett till en stark tillbakakomst. En betydande mängd forskning har gjorts på hur den påverkar olika delar i ekosystemet. Som ekosystemingenjör och nyckelart modifierar bävern ämnesflöden och habitat vilket bidrar till en förändrad artsammansättning och en större biologisk mångfald på landskapsskala. Extra viktig är den i skapandet och bevarandet av våtmarker. Många amfibier är beroende av detta men även många andra djurgrupper drar nytta av bäverns existens. När bävern introduceras till områden utanför det ursprungliga utbredningsområdet kan det skapa vissa problem och därför bör arten inte introduceras till platser där den tidigare inte existerat. Bäveraktivitet är ett kostnadseffektivt sätt att restaurera våtmarker och bör användas inom naturvård. För att öka acceptansen hos allmänheten bör man försöka hitta lösningar till de problem och ekonomiska förluster som bävern kan orsaka inom exempelvis skogs- och jordbruk.

## Inledning

### Biologisk mångfald och komplexiteten av ett ekosystem

Biologisk mångfald, ”biodiversitet”, kan delas in i tre nivåer; genetisk, arter och ekosystem men dessa innefattar många olika aspekter (Campbell *et. al.* 2015, Walker 1992). Genetisk variation finns både inom och mellan populationer. På artnivå finns artrikedom och artdiversitet, vilket innebär antal arter i ett samhälle respektive både antal arter och antal individer av varje art i samhället. Ekosystemsdiversitet innefattar samhällsdiversitet med olika storlek och distribution av samhällen och på en högre skala, landskapsdiversitet. Biologisk mångfald är en bred term och visar på ekologisk komplexitet (Walker 1992). Det har visats att biodiversitet har en tydlig positiv effekt på reglering och stöd för ekosystemprocesser och tjänster. Exempel på tjänster är vattenförsörjning, pollinering och kollagring och människan är beroende av många av dessa (Balvanera *et al.* 2006, Campbell *et. al.* 2015). Produktiviteten i ett ekosystem verkar öka med biologisk mångfald då de olika arterna tillsammans kan nyttja resurser mer fullt ut vilket ger en högre produktion (Tilman *et al.* 1996). Samhällen med högre diversitet kan även klara sig bättre mot till exempel torra och invasiva arter (Campbell *et. al.* 2015). Organismer interagerar med varandra på många olika vis och högre diversitet ger mer komplexa ekosystem (Campbell *et. al.* 2015, Naeem *et al.* 1995). Några exempel på interaktioner är konkurrens, herbivori, predation och symbios (Campbell *et. al.* 2015). Dessa interaktioner är en viktig faktor för ekosystemets funktion. Förlust av arter kan påverka ekosystemprocesser men effekt och riktning på förändringen beror på vilken art som försvinner och från vilket ekosystem (Balvanera *et al.* 2006, Cardinale *et al.* 2006, Naeem *et al.* 1995). Tillkomna och försvunna arter förändrar förhållandena av arternas samexistens (Thebault & Loreau 2003). Den trofiska strukturen i ett ekosystem handlar om energiflödet. Från primärproducenter hela vägen upp till toppredatorerna och slutligen till nedbrytare innan det går runt igen (Campbell *et. al.* 2015). Dessa trofiska system, ”näringssvävar” är liksom ekosystemen överlag, komplicerade och kan inte enkelt generaliseras (Balvanera *et al.* 2006, Duffy *et al.* 2007). För att förstå hur biodiversitet påverkar funktionen av ett ekosystem måste man reda ut diversitet inom en trofisk nivå och för samhället som helhet (Duffy *et al.* 2007). För att motverka minskningen av biologisk mångfald räcker det inte att bara fokusera på

artnivå. Man måste se helheten och förstå relationen mellan biodiversitet och ekosystemsfunktion (Walker 1992).

### Ekosystemsingenjörer och nyckelarter

Organismer som skapar, modifierar eller underhåller habitat genom att direkt eller indirekt anpassa kvaliteten, mängden eller fördelningen av resurser för andra arter kan kallas ekosystemsingenjörer. Detta ska inte förväxlas med direkt försörjning av resurser. Ett bytesdjur är en resurs i typ av föda för en predator men i den bemärkelsen inte en ekosystemsingenjör (Jones *et al.* 1994). Ekosystemsingenjörer kan delas in i två klasser, autogena och allogena. De autogena ingenjörerna ändrar miljön med sin egna fysiska struktur medan de allogena ändrar miljön genom att omvandla levande eller dött material från en form till en annan. Bävrat gör levande träd till döda och räknas därför som allogena ekosystemsingenjörer. Med de döda träden bygger de dammar som i sin tur har en väsentlig inverkan på en serie av resurser för andra organismer. Med dammarna bidrar bävrarna indirekt med resurser som till exempel vatten, sediment och näringsämnen (Jones *et al.* 1994). Många av arterna i ett habitat är beroende av de fysiska förhållandena som skapas av ekosystemsingenjörer och utan dessa djur skulle de flesta andra organismer försvinna. (Jones *et al.* 1994). Konsekvenserna av att ta bort en ekosystemsingenjör från ett samhälle kan i vissa fall vara kortlivade och i andra fall kan påverkan på samhället vara mycket långvarig. Ett exempel på långlivade effekter är bäverdammar som finns kvar och påverkar miljön långt efter att de övergivits (Jones *et al.* 1994). Begreppen ekosystemsingenjör och nyckelart överlappar varandra. Försvinnandet av en nyckelart leder även det till att samhällets struktur förändras och en minskning av övriga arter. Skillnaden är att en nyckelart kan påverka samhället på fler sätt än att endast skapa resurser. En predator med en dominant art som bytesdjur kan till exempel hålla populationen av denna under kontroll (Daily *et al.* 1993). Hollings Extended Keystone Hypothesis säger "*all terrestrial ecosystems are controlled and organised by a small set of key plant, animal, and abiotic processes that structure the landscape at different scales.*" Jones *et al.* (1994) vill även tillägga att nyckelarter förekommer i så gott som alla ekosystem, inte enbart terrestra.

### Bävern och dess historia

Idag finns det två arter av bäver. Den europeiska och den amerikanska, *Castor fiber* respektive *Castor canadensis*. Arterna är mycket lika varandra i utseende och levnadssätt (Wilsson 1995). De bygger hyddor och dammar av träd och kvistar som tätas med dy och jord. Dammarna kan vara så långa som 100 meter men oftast är de kortare än 30-40 meter (Andersson 2005, Wilsson 1995). Dessa dammar bidrar till ett vattenrikt landskap och en höjd vattennivå vilket är till fördel för bävern (Wilsson 1995). Vid ett högre vattenstånd hamnar ingången till hyddan under vatten vilket är ett skydd mot rovdjur och på vintern krävs ett visst vattendjup för matförrådet de har utanför hyddan. Det är även lättare för bävern att transportera byggnadsmaterial och föda i det stilla vattnet i dammen (Andersson 2005). Bävrar har i förhistorisk tid funnits i stora antal i Europa, Nordamerika och delar av Asien och de präglade landskapet med en karaktäristisk växling i geologi och topografi (Wilsson 1995). Men med tidens gång trängdes den undan och



**Figur 1.** Bävernns utbredning idag. Bävern finns nu i hela sitt ursprungliga område i Nordamerika. Den har även kommit tillbaka till stora delar av Europa och Asien.

Kartan är en illustration baserad på en figur i Horn *et al.* (2011).

under en lång tid jagades den hårt. Till en början jagades den främst av medicinska skäl då bävergäll ansågs ha mystiska krafter. Senare blev pälsen en eftertraktad vara (Andersson 2005, Wilsson 1995). På 1500-talet var ett bäverskinn värt lika mycket som 5-7 bra kor i Sverige (Andersson 2005). I Amerika och Ryssland blev pälshandeln av bäver stor på 1600-talet och det var mycket exklusivt och eftertraktat ända till slutet av 1800-talet då bävern blivit utrotad i nästan hela Amerika, Europa och Ryssland (Wilsson 1995). I Sverige fridlystes bävern 1873 och på många andra ställen på 1900-talet (Andersson 2005, Wilsson 1995). Första återinplanteringen av bäver i Sverige var 1922 och 1939 följdes den av ytterligare ett 80-tal bävrar på spridda ställen i landet. På 60-talet tog förökningen fart och idag finns över 100 000 bävrar spridda över större delen av Sverige men huvudsakligen i områdena Värmland-dalarna och Jämtland-Ångermanland (Andersson 2005, Jensen 2004, Wilsson 1995). I Amerika finns idag bävern i hela sitt ursprungliga utbredningsområde, även i Ryssland har det satsats på återinförandet av bäver och där finns nu livskraftiga bäverstammar (Wilsson 1995).

### **Syfte**

Syftet med denna rapport är att utreda bäverns roll i ekosystemet samt klargöra vilken nytta och vilka problem som de medför. Med denna kunskap blir det lättare att resonera kring återinförandet av bävern.

## **Bäverns roll i ekosystemet**

### **Hydrologi och geomorfologi**

Bävrar har en viktig roll i skapandet av våtmark och underhåll av dessa (Hood & Bayley 2008). Bäverdammarna ökar djupet, omfattningen och varaktigheten av översvämningar (Westbrook *et al.* 2006). Detta håller marken vattenmättad under en förlängd period vilket skapar och underhåller struktur och funktion av våtmarker (Westbrook *et al.* 2006). Närvaro av bäver ökar andelen öppet vatten i våtmark, vattennivån blir högre och effekterna av torka lindras. Med all denna påverkan tros de kunna dämpa vissa effekter som kommer med klimatförändringar (Hood & Bayley 2008). Bävrarna skapar även mer komplexa habitat då dammarna har en inre heterogenitet och fluktuerar i djup, bredd och temperatur (Bouwes *et al.* 2016, Mcdowell & Naiman 1986). På grund av dämnet blir flödet i en bäverdamm lägre än i övriga delen av vattendraget (Mcdowell & Naiman 1986, Nummi 1989) och i det stilla vattnet blir nedbrytningen av organiskt material långsammare (Naiman *et al.* 1986). Partikelformat organiskt material i olika storlekar finns därför i högre grad i en bäverdamm jämfört med rinnande vatten (Mcdowell & Naiman 1986). Genom att dämna upp vatten ansamlas även sediment. En liten bäverdamm (4-18 m<sup>3</sup>) kan innehålla 2000-6500 m<sup>3</sup> sediment. Ett vattendrag med bävrar blir därför djupare då sedimentet samlas i dammarna istället för att fördelas i vattendraget som det annars gör (Hood & Larson 2014, Naiman *et al.* 1986). Vid översvämning sprids sediment ut (Westbrook *et al.* 2011). Effekterna är huvudsakligen nedströms och lateralt om dammarna och om marken är platt kan dessa effekter sträcka sig så långt som hundratals meter (Westbrook *et al.* 2006).

### **Kemi**

Bäveraktivitet kan förändra fördelningen av joner och näringsämnen mellan jord och vegetation. Under dammens första årtionde flyttas joner och näringsämnen från vegetationen till jorden och det mesta materialet lagras i dammens sediment under anaeroba förhållanden. När dammen sedan övergetts blir förhållandena aeroba och joner och näringsämnen blir åter tillgängliga för vegetation. Dessa ängar som bildas är därför mycket produktiva under

successionen (Naiman *et al.* 1994). Även pH påverkas av bäveraktivitet och är högre i våtmark med bäver och nedströms om bäverdammar (Hood & Larson 2014, Puttock *et al.* 2017).

### *Kväve och fosfor*

Totala koncentrationen nitrit och nitrat liksom koncentrationen av fosfor är högre uppströms än nedström om bäverdammar (Puttock *et al.* 2017). Law *et al.* (2016) mätte denna skillnad till att vara 43% respektive 49% högre uppströms än nedströms. Hill & Duval (2009) visade i sin studie att dammbygge ledde till en minskning på 20-30% i nitratkoncentration (från 0.1-0.3 mg L<sup>-1</sup> till 0.03-0.07 mg L<sup>-1</sup>) men ammoniumkoncentrationen var 2-3 gånger högre (från 0.13-0.14 mg L<sup>-1</sup> till 0.3-0.4 mg L<sup>-1</sup>). Dessa värden gällde höst och vår. Bäverdammar skulle kunna minska läckaget av kväve från jordbruksmarker (Hill & Duval 2009). Förhållandena i bäverdämnerna främjar denitrifikation och 5-45% av nitratbelastningen kan således reduceras i en bäverdamm. På detta vis fungerar bäverdammar som en sänka för kväve. Denitrifikation sker i högre grad i bäverdammar än i strömmande vatten och allra mest i unga dammar. Detta förmodligen till följd av den ökade biomassan av makrofyter i en ung bäverdamm (Lazar *et al.* 2015). Den ökade vattennivån bävrarna bidrar till främjar även växternas upptag av kväve (Hill & Duval 2009). Hill & Duval (2009) fann även att koncentrationen upplöst syre var lägre efter ett dammbygge (25-70% lägre) och enligt Lazar *et al.* (2015) finns det en negativ korrelation mellan denitrifikation och syremättnad. Vattnet i en bäverdamm innehåller i genomsnitt 37 gånger mer kväve än vattnet i andra rinnande vatten. Sedimentet i de två typerna av vatten har lika mycket kväve per liter men eftersom det är mer sediment i en damm finns det totalt mer kväve i dammen än i strömmen, uppskattningsvis 1000 gånger mer (Naiman & Melillo 1984). Bäverdammar kan även fungera som sänka för fosfor då ämnet binds i sedimentet. Koncentrationen fosfor är därför lägre i vatten där det finns bävrar (Bledzki *et al.* 2011, Puttock *et al.* 2017).

### *Kol*

Bäverdammar är en källa till metangas (CH<sub>4</sub>) (Roulet *et al.* 1997). Förmodligen är koncentrationen CH<sub>4</sub> större i bäverdammar än sjöar eftersom den mikrobiella oxideringshastigheten är högre där (Kuhlbusch & Zepp 1999). Utsläpp av CH<sub>4</sub> till följd av bäveraktivitet har ökat med den globala uppgången i bäverpopulationen. Dessa utsläpp till atmosfären är märkbara men det totala utsläppet från alla sjöar är betydligt högre. Bäverdammar bidrar endast med 1% av de totala metangasutsläppen från våtmarker och även om bävrarnas dammar är viktiga som lokala källor av CH<sub>4</sub> har de ingen större betydelse i den globala metangas-cykeln (Whitfield *et al.* 2015).

Upplöst organiskt kol (DOC) är en heterogen blandning av organiska föreningar med olika molekylära strukturer och en mångfald av kemiska och fysiska egenskaper. Koncentrationen och kvaliteten i vattendragens och sjöarnas DOC varierar och detta har både biotiska och abiotiska konsekvenser (Kothawala *et al.* 2006). Bland annat finns en negativ korrelation mellan biotillgängligheten av det kemiska miljögiftet polyklorerad bifenylen (PCB) och koncentrationen av DOC, alltså har PCB en högre biotillgänglighet vid lägre koncentration DOC (Knulst 1992). DOC absorberar även UV-strålning, särskilt i förening med järn (Fe(III)) vilket skyddar akvatiska organismer från denna strålning (Maloney *et al.* 2005). DOC är också en viktig energikälla för akvatiska organismer (Kothawala *et al.* 2006). För höga koncentrationer av DOC och kväve ger emellertid en sämre vattenkvalitet då bakteriell produktion ökar. Särskilt när en bäverdamm brister finns stora risker för sämre vattenkvalitet nedströms men detta är begränsat i tid och rum (Bledzki *et al.* 2011). Våtmarker utgör en viktig källa av DOC vilket Kothawala *et al.* (2006) visar i sin studie där koncentrationen av

DOC minskar med ett ökat avstånd från just våtmarker. De visade även att koncentrationen var mer stabil uppströms än nedströms om bäverdammar vilket tyder på att de organiska föreningarna är strukturellt mer stabila efter att ha förändrats i dammen. Molekylerna blev även mindre nedströms om bäverdammar (Kothawala *et al.* 2006). Margolis *et al.* (2001) visade att medelkoncentrationen av DOC är två gånger större nedströms än uppströms om bäverdammar vilket visar på att även dessa står för en betydande tillförsel av DOC.

### *Metylkvikksilver*

Metylkvikksilver (MeHg) är en av de giftigaste formerna av kvicksilver. Det bryts ner och utsöndras så långsamt att det hinner ansamlas i vävnader och bioackumulerar effektivt i näringsvävar. Metylering av kvicksilver sker i en högre grad i översvämmade humus och torvmarker (Porvari & Verta 1995). Höga halter av näringsämnen som kol, fosfor och kväve men låga koncentrationer av syre, sulfat, nitritjoner samt nitrat ger en hög variation av mikrobiell aktivitet och bra förhållanden för reducering (Roy *et al.* 2009). När mark översvämmas blir förhållandena ideala för reducerande bakterier (Levanoni *et al.* 2015). Dessa förhållanden gäller för nya bäverdammar (yngre än tio år) och där är koncentrationen av MeHg och metyleringseffekten (procent MeHg av totalt Hg) högre än i äldre dammar samt återkoloniserade dammar (Levanoni *et al.* 2015, Roy *et al.* 2009). När dammen åldras minskar mängden biotillgängligt organiskt material och metyleringen avtar (Roy *et al.* 2009). Våtmarker har en viktig roll i reglering av total Hg, flödet av MeHg i ekosystemet liksom tillförsel av MeHg till system nedströms (Driscoll *et al.* 1998). Den interna hydrologin i våtmarkerna är viktigt för tillförsel av MeHg till vattendraget och då bäverängar har en stark hydrologisk bindning med strömmen får de en hög försörjning av MeHg (Selvendiran *et al.* 2008). Bäverdammar är extra viktiga för förändring i vattenkemi då sedimentet och de anaeroba zonerna utgör de unika miljöer där detta är möjligt. Bäverdammar är också djupare än kärr och mossar vilket ger en längre kontakttid med just sedimentet och ökar utvecklingen av anaeroba zoner (Cirimo & Driscoll 1993). Driscoll *et al.* (1998) säger att våtmark och särskilt bäverdammar, tillför MeHg till närliggande sjöar. Koncentrationen MeHg är högre nedströms än uppströms om unga dammar (Levanoni *et al.* 2015, Painter *et al.* 2015).

Produktionshastigheten för MeHg kan associeras med mängden organiskt kol (OC) (Hall *et al.* 2005) och koncentrationen MeHg är relaterat till koncentrationen av DOC (Painter *et al.* 2015). DOC, Hg och MeHg ökar i mängd under sommarmånaderna då det är tillväxtsång, nedbrytningen är maximal och vattenflödet långsammare, samtidigt som koncentrationen av  $\text{SO}_4^{2-}$  minskar (Driscoll *et al.* 1998, Selvendiran *et al.* 2008). OC och DOC verkar vara viktiga för transporten av Hg och DOC underlättar även transporten av MeHg (Selvendiran *et al.* 2008). Transporten av Hg och MeHg till sjöar kan kopplas till produktionen av DOC i närliggande våtmarker. DOC har även en viktig roll i biotillgängligheten av MeHg då det kan binda till MeHg och göra det otillgängligt. Dock skapar metaller som aluminium komplex med DOC som då inte kan binda MeHg och i närvaro av dessa blir MeHg biotillgängligt ändå (Driscoll *et al.* 1995). Kol har uppenbarligen en viktig roll i produktion och transport av MeHg.

## **Biologisk mångfald**

### *Växter*

Makrofyter minskar starkt i biomassa och individernas höjd/storlek då bävern är närvarande men ökar däremot i artrikedom och diversitet. Dominanta arter minskar i antal och mindre konkurrenskraftiga arter främjas. Totalt blir artrikedomen av makrofyter tre gånger högre till följd av bäveraktivitet (Law *et al.* 2014, Parker *et al.* 2007, Ray *et al.* 2001). Ökningen i

artrikedom fortsätter öka linjärt i 40 år, upp till 75% av den totala artrikedomen i lokala sjöar. Med tanke på storleksskillnaden mellan dessa sjöar och bäverdammarna är detta otroligt många arter. Förutom ålder på dammen spelar också storlek och antal närliggande dammar roll. En större damm har plats för flera arter och närliggande dammar ökar spridningen av makrofyter då bävrarna rör sig mellan dessa (Ray *et al.* 2001). Artsammansättningen av makrofyter i bäverdamm är låg, många arter tillkommer men få försvinner. Troligen på grund av den interna heterogeniteten i dammen som tros underlätta en långsiktig samexistens och underhåller diversiteten (Law *et al.* 2014, Ray *et al.* 2001). När en bäverdamm är tillräckligt gammal förändras makrofytsamhället till följd av anhopning av sediment och förändringen i djup. En ökning av anaeroba förhållanden påverkar tillgängliga näringsämnen och toxiner ackumuleras. Antalet växtarter minskar då återigen (Ray *et al.* 2001). Till skillnad från de akvatiska växterna verkar de terrestra ha högst diversitet vid yngre bäverdamm. Bonner *et al.* (2009) förklarar detta med att de ursprungliga växterna långsamt byts ut mot mer vattentåliga arter när marken blir blötare. De första åren kommer både de gamla och de nya arterna att finnas representerade, men så småningom är endast de vattentåliga kvar och diversiteten på platsen blir lägre igen. Många av dessa vattentoleranta växter är sällsynta arter (Bonner *et al.* 2009). Den totala diversiteten ökar eftersom artsammansättningen skiljer sig mellan områden som är precis invid dammen och de lite längre bort som inte översvämmas. Fördelningen av sediment efter en översvämning är ojämn vilket bidrar till ytterligare olika artsammansättningar. Ett mosaikartat habitat skapas och uppskattningsvis ökar den totala diversiteten örtartade växter med minst 25% (Bonner *et al.* 2009, Westbrook *et al.* 2011, Wright *et al.* 2002). Gällande vedartade växter verkar bäver inte påverka artrikedom och diversitet. Abundansen av träd är högre där det finns bäver men förmodligen är detta en habitatspreferens av bäver snarare än en konsekvens. Yngre träd finns i större mängd i bävermark, särskilt nära stranden. Troligen ökar bäveraktiviteten överlevnad av frön (Brzyski & Schulte 2009). Bävrar föredrar arter med mindre lignin som asp och pil (Naiman *et al.* 1986). Föryngringen av dessa arter gynnas, trots detta, av bäveraktivitet då de klarar sig bra i en störd miljö och gror bra på mark med bar sediment (Westbrook *et al.* 2011). Barrträd som har mycket lignin lämnas i hög grad. Träd minskar till följd av bäveraktivitet men inte enbart på grund av fällning, många träd dör när vattennivån stiger (Naiman *et al.* 1986). Stringer & Gaywood (2016) gjorde en meta-analys av tio studier om effekten bäveraktivitet har på makrofyter, örtartade terrestra växter samt träd. Sju av dessa visade positiv och tre neutral effekt på biodiversiteten.

Samhällen påverkas även efter en bäverdamm övergetts. Aznar & Desrochers (2008) visade att gräs och låga ljungväxter koloniserade öppningarna tillsammans med al som spred ut sig. Detta successionsstadium stod kvar i upp till 50 år. Även de frodiga bäverängar som nämnts tidigare är viktiga successionsstadier efter bävrarna försvunnit från platsen. Bävrarna kan även vara ett skydd mot invasiva växter. I Parker *et al.* (2007) studie minskade biomassan av en exotisk art med 90% till följd av bäverherbivori. Dock visar Perkins & Wilson (2005) att bävrar underlättar för den invasiva arten *Phalaris arundinacea* att ta över i Oregon, USA.

### *Evertebrater*

Damm och översvämningar som skapas av bävern ökar antalet kläckta insekter (Nummi 1989, Nummi 1992, Mcdowell & Naiman 1986). Nummi (1989) visade hur förändringen av evertebratsamhället kan se ut efter ett dämme. Första året var ökningen av frisimmande evertebrater högst men de minskade sedan igen. Andra året ökade evertebrater samt litorala bottenlevande organismer i flodbädden. Tredje året sjönk dessa lite igen men vattenlusen (*Asellus aquaticus*) fortsatte öka. Vattenlöss äter bottenlevande evertebrater och äts själva av fisk som i denna damm inte hunnit öka än. Endast två taxa utgjorde 80-90% av totalen och i

slutändan har artrikedomen sjunkit men antal individer ökat. Även om det kan vara färre taxon i bävermodifierade vatten är artsammansättningen olika mellan vatten med och utan bäver vilket på en större skala leder till en högre biologisk mångfald (Law *et al.* 2016).

### *Herpetofauna*

Det finns både studier som visar på en generellt högre diversitet av amfibier i våtmarker påverkade av bävvar och studier som visar på att det inte är någon skillnad mellan dessa och opåverkade vattendrag (Dalbeck *et al.* 2007, Russell *et al.* 1999). Enligt Cunningham *et al.* (2007) beror de olika resultaten förmodligen på vilka arter som har studerats. Amfibier som kräver dammar för reproduktion är mer beroende av bäverdammar än till exempel vissa salamandrar som reproducerar sig i strömmande vatten. De flesta forskare inom ämnet verkar dock överens om att bävvar generellt är viktiga för amfibier och Hossack *et al.* (2015) visade 34% högre besittningstagande av våtmarker med bävvar än utan. Detta på grund av en högre koloniseringshastighet i bäverdammar. Bäverdammar leder till en ökad habitatdiversitet och ökar diversiteten av amfibier som är beroende av stilla vatten medan de samtidigt kan nyttjas av arter som annars lever i strömt vatten (Dalbeck *et al.* 2007). Vissa arter är starkt beroende av vatten påverkade av bävvar (Russell *et al.* 1999, Zero & Murphy 2016), särskilt damm-reproducerande amfibier. En studie av Dalbeck *et al.* (2014) visade att abundansen av äggsamlingar var mycket högre i bäverdammar än övriga vattenkroppar de studerade. Den högsta tätheten av ägg och larver fanns i äldre dammar vilket kan bero på att de är varmare till följd av ett glesare grenverk (Dalbeck *et al.* 2007, Karraker & Gibbs 2009, Stevens *et al.* 2006). De nyare dammarna hade också relativt hög abundans av äggsamlingar vilket tyder på hög kolonisationshastighet (Dalbeck *et al.* 2014). En annan viktig faktor är kanalerna som bävrarna skapar mellan dammarna. Dessa binder ihop platser för reproduktion och födosök så amfibierna kan då lätt ta sig emellan dessa. Kanalerna leder även till ökat genflöde då de underlättar för individer att röra sig mellan olika populationer (Anderson *et al.* 2015, Cunningham *et al.* 2007, Dalbeck *et al.* 2014). Karraker & Gibbs (2009) gjorde en studie där de jämförde reproduktionen i bäverdammar och de tillfälliga vattensamlingar som bildas på våren ("vårpölar"). Överlevnaden hos metamorferna var sju gånger högre i bäverdammarna. Unggrodorna som växte upp i bäverdammar var dessutom 1.3 gånger större vilket borde ge dem en högre överlevnadschans. Detta kan bero på att vårpölar löper större risk att torka ut. Larverna måste utvecklas fortare och hinner därför inte bli lika stora. Det kan även bero på att bäverdammarna generellt var större och att det därmed fanns en lägre konkurrens. En tredje förklaring kan vara kvaliteten på de omgivande mikrohabitaten. Bäverdammarna omges av geggiga randzoner med halvgräs och säv som ger skydd och håller fukt till skillnad från vårpölar där kanten är relativt torr med endast fallna löv som inte ger mycket skydd. Unggrodorna kan förmodligen stanna och växa till sig mer i kanten av en bäverdamm (Karraker & Gibbs 2009). Flera studier visar på att bävern är viktigt för bevarandet av amfibiarter i framtiden. Hossack *et al.* (2013) visade att platser som restaurerats genom att återinföra bäver och återställa hydrologin ökade tillväxten hos amfibier med 17.9 %. I studien såg man också att flera platser som inte hade haft någon reproduktion innan restaureringen hade det efter. Heterogeniteten av habitatet som bävrarna skapar stödjer en varietet av arter som har anpassat sig till olika hydroperioder (Cunningham *et al.* 2007).

Artrikedom, abundans och diversitet av reptiler var högre vid bäverdammar, särskilt äldre dammar, än vid vatten som ej var påverkade av bäver (Metts *et al.* 2001, Russell *et al.* 1999). Reptiler föredrar habitat med grunt och stilla vatten med mycket undervattensvegetation och de övervintrar gärna under stockar och liknande. Många ödlor finns i tidiga successionsstadiet och dessa habitat ökar i takt med att bävrarna måste röra sig längre från dammen i sökande



efter träd (Russell *et al.* 1999). De naturliga störningarna från bäverskapade våtmarker har en direkt effekt som ökar abundansen och diversiteten av herpetofaunan (Metts *et al.* 2001).

### *Fisk*

Dämmen förändrar miljön från lotisk (rinnande vatten) till lentisk (stilla vatten) och det är därför inte förvånande att lentiska fiskarter dominerar i dammar och lotiska i strömmar (Hagglund & Sjöberg 1999, Naiman *et al.* 1986). Den varierade morfologin på en bäverdamm är en viktig faktor för variationen av fisktaxa mellan dammar och strömmar och en bäver-inducerad ökning av habitatdiversiteten kanske kan stabilisera relationen mellan dominanta arter i fiskesamhället (Hagglund & Sjöberg 1999, Schlosser 1995).

I sin studie visade Bouwes *et al.* (2016) att bäverdammar ger en signifikant ökning av densitet, överlevnad och produktion av regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). Detta förklaras med de komplexa habitaterna bävrarna skapar vilket är till fördel för olika livsstadier samt aktiviteter för fisken. I motsats till detta visar Malison *et al.* (2015) att överlevnad och densitet av laxfiskar är högre i bäverfria bäckar än i dammar. Dock var den totala biomassan i dammarna större då arean av dammarna var större samt juvenilerna var större storleksmässigt. Slutsatsen de kom fram till var även här att närvaro av bäver ökar habitatvariation vilket ökar möjligheterna för juvenil laxfisk. Det finns både studier som visar positiva men även de som visar negativa effekter på fisk till följd av bäveraktivitet. Kemp *et al.* (2012) gjorde en meta-analys av 108 artiklar, de flesta från Nordamerika, några från Europa och två från Chile som tillsammans behandlade 56 olika arter fisk. De positiva effekterna var fler än de negativa (184 respektive 119). De vanligaste positiva effekterna var ökad produktion och abundans, ökade habitat och komplexiteten av dessa, övervintringshabitat, förökningshabitat samt ökad tillväxt. De vanligaste negativa effekterna var att dammarna utgör barriärer för förflyttning, minskade habitat för yngel, lägre syrehalt samt ökad temperatur. Många säger att dämnena utgör ett hinder för fisk men enligt (Schlosser 1995) är gränserna semipermeabla och de flesta studier som säger att dammarna hindrar fiskarnas rörelse är spekulativa och inte baserade på data (Bouwes *et al.* 2016, Kemp *et al.* 2012). Dämnena kan dock utgöra större hinder under torra år när vattnet är lågt och vissa arter påverkas mer än andra (Kemp *et al.* 2012). Kemp *et al.* (2012) skickade även en enkät till experter på området varav majoriteten svarade att enligt dem hade bävrar en positiv, alternativt försumbar, effekt ekonomiskt, kulturellt, geomorfologiskt och på ekologiska processer. 60% av dessa experter hade fisk som huvudämne och 42% ville vara anonyma. Bouwes *et al.* (2016) menar att bävern troligen inte har alltför negativa effekter på salmonider eftersom de har samexisterat i mycket högre antal innan människopåverkan blev så stor.

### *Fåglar*

När bävrarna dämmer upp vattnet ändras som sagt hydrologin och en mosaik av vegetation skapas. Detta leder till större habitatdiversitet med mer öppet vatten och översvämmade områden samt dödstubbar. Större heterogenitet av habitat ger en ökad artrikedom av fåglar (Grover & Baldassarre 1995). Våtmark ockuperad av bävrar har signifikant fler fågelarter än våtmarker utan bävrar och det finns ett samband mellan antal dammar och artrikedom (Cooke & Zack 2008, Grover & Baldassarre 1995). Vattenfåglar påverkas direkt av bävrarnas aktivitet (Cooke & Zack 2008). I strandkanten finns alltid en fara för sjöfågelungar i form av terrestra rovdjur och på öppet vatten är de lättare byten för rovfåglar men i en bäverdamm skyddas de av omgivande träd och ungarna kan leta föda relativt ostört (Nummi 1992). Flera studier visar en tydlig ökning av antal kullar efter en dämning gjorts, även nya arter tillkommer (Nummi 1989, Nummi 1992, Nummi & Hahtola 2008, Nummi & Holopainen 2014). Den dagliga mortaliteten av ankungar var tre gånger lägre i bävervatten än andra vatten. Medeldjupet i bäverdammar var dessutom mindre vilket gör det lättare för ungarna

att nå bottenlevande föda (Nummi & Hahtola 2008). Men det är inte bara vattenfåglar som påverkas av bäveraktivitet. Även terrestra och strandfåglar påverkas, om än indirekt. Bland annat eftersom det är bra områden för att söka föda (Aznar & Desrochers 2008, Cooke & Zack 2008). För sångfåglar är bäverdamarna viktigare efter de övergetts än när de är aktiva. Då koloniserar områdena av gräs och låga ljungväxter samt al. En vegetationssammansättning som kan hålla upp till 50 år och är starkt associerad med en artrik fågelfauna. Bävrarna påverkar alltså fågeldiversiteten även långt efter de lämnat platsen (Aznar & Desrochers 2008).

### *Däggdjur*

Små däggdjur som gnagare och insektsätare från den taxonomiska gruppen *Soricomorpha* verkar inte påverkas av bäveraktivitet (Mroz 2015) men ett flertal arter fladdermöss kan gynnas av bäverdammar (Ciechanowski *et al.* 2011, Nummi *et al.* 2011). I en studie av Nummi *et al.* (2011) var fladdermusaktiviteten åtta gånger högre än i dammar med bäver än utan. Ciechanowski *et al.* (2011) visade att luftjagande fladdermöss från familjen *Vespertilionidae* var mer aktiva i områden med bäveraktivitet. Detta skulle kunna förklaras med den ökade arean vattenyta vilket dessa arter föredrar framför strand. Minskningen av träd underlättar också arternas sökande efter föda. De fladdermössarter som jagar vid vattenytan var vanligare i områden utan bävrar och detta skulle kunna förklaras med en större andel vattenvegetation som andmat i det stillastående vattnet i bäverdamarna. Andmaten stör fladdermössens ”bytesdetektor” och gör det svårare för dem att jaga (Ciechanowski *et al.* 2011).

### **Bävern som invasiv art**

Utvecklingen efter att bävern introducerades till Sydamerika är ett tydligt exempel på att arter bör hållas inom rätt områden. Arten fördes in i Argentina 1946 på grund av sin päls (Lizarralde *et al.* 2004). Sedan dess har bävern förändrat landskapet radikalt, särskilt de subantarktiska skogarna har drabbats (Simanonok *et al.* 2011). Sydboken (*Nothofagus*) drabbas hårt då varken de vuxna träden eller fröbankerna klarar översvämningar. De minskar starkt i antal och andra arter tar över (Anderson *et al.* 2006, Westbrook *et al.* 2017). Den inhemska skogen var redan innan introduktionen av bäver i behov av restaurering och om det ska lyckas måste förmodligen bävern elimineras helt från området (Westbrook *et al.* 2017). Bävrarna har även en negativ effekt på myrmarker i Sydamerika. Översvämningarna dränker mossorna och exotiska gräs och örtartade växter tar över (Anderson *et al.* 2006, Westbrook *et al.* 2017). Bävrarna gräver dessutom ur mineralsediment och torv för att bygga sina dammar (Westbrook *et al.* 2017). På bäverängar ökar visserligen artrikedomen nästan till det dubbla men de flesta av dessa arter är invasiva. Artkompositionen skiljer sig inte heller mycket från de i skogen och leder därför inte till en större diversitet på en högre skala som det gör i bäverns naturliga utbredningsområde (Anderson *et al.* 2006). Om man lyckas återställa förhållandena i marken kanske man kan få tillbaka den inhemska florans men detta kan visa sig vara omöjligt (Westbrook *et al.* 2017).

I Chile har bävern visats ha en positiv effekt på bisamrättan (*Ondatra zibethicus*) som även den är en invasiv art i Sydamerika. Bävern skapar passande habitat för bisamrättan som inte finns naturligt i detta område. Bisamrättan i sin tur upprätthåller populationer av den invasiva minken (*Neovison vison*) som äter bisam men även starkt påverkar inhemska fåglar och gnagare (Crego *et al.* 2016). En positiv effekt av bävern i Sydamerika är att den ökar habitat för den inhemska fisken inanga (*Galaxias maculatus*) och minskar den negativa effekten som den invasiva öringen (*Salmo trutta*) har på arten (Moorman *et al.* 2009). Bävrarna ockuperade en större variation av habitat än man trodde och påverkan de har är påfallande olika beroende

på miljön. Bävermodifierade landskap är påverkade långt efter bävern försvunnit och gör det svårt att återställa. Introduktionen av bäver i Sydamerika har lett till ett större behov av restaurering av landskapet än tidigare (Westbrook *et al.* 2017). Detta extrema exempel är något att ta lärdom från och i framtiden bör man noga tänka efter innan man introducerar en ny art i ett område.

### **Bävrar som naturvård**

Våtmarker har länge minskat i utbredning och areal, främst till följd av urbanisering och agrikultur (Syphard & Garcia 2001) men även på grund av klimatförändringarna. Med sin förmåga att skapa och bevara våtmarker är bävern därför en viktig art i framtiden (Hood & Bayley 2008). Bävrarnas positiva ekologiska effekter på påverkade sötvattensystem kan vara svåra att för oss människor att rekonstruera (Law *et al.* 2016). Det finns flera metoder för att restaurera strandzoner men de är oftast dyra och tar lång tid. Bävrar restaurerar hela ekosystem samtidigt som de är kostnadseffektiva och är därför ett förnuftigt alternativ (Ciechanowski *et al.* 2011, Cooke & Zack 2008). Som nyckelart borde bävern betraktas som en nödvändig komponent i landskapet och integreras i förvaltningsplaner inom sin naturliga utbredning (Naiman *et al.* 1986). Om vi kunde komma på ett sätt att samexistera med bävrar skulle de kunna bidra i mycket större grad till restaurerandet av sötvattenshabitat (Law *et al.* 2016). Som reproduktionshabitat för amfibier fungerar artificiella dammar inte heller riktigt lika bra som naturliga bäverdammar. Bäverdammar har påtagligt högre antal arter av amfibier och de är i större utsträckning bebodda av fisk. Den komplexa strukturen i en bäverdamm tros gynna samexistensen av olika arter och de artificiella dammarna är förmodligen inte lika komplexa. Bäverdammar och artificiella dammar skiljer sig också i mängden solljus vattenytan får och den omgivande miljön skiljer sig åt (Dalbeck & Weinberg 2009). Människoaktivitet leder till ökad fragmentering och färre habitat för amfibier och återinförandet av bävrar som en naturlig störning kan öka kvantiteten, diversiteten och förbindelserna mellan habitat. En minimal förvaltning av bäverpopulationer bör beaktas i frågor om bevarande av amfibier och våtmarksdiversitet (Cunningham *et al.* 2007). Bävrar kan ha en nyckelroll för ett framgångsrikt bevarande av dessa i framtiden (Dalbeck *et al.* 2007).

## **Diskussion**

### **Återinförande och konflikter**

Sedan återinförandet av bäver i Sverige har populationen utvecklats enligt Riney-Caughley modellen (en snabb populationsökning leder till att populationen blir för stor för miljöns bärande förmåga och minskar igen) och populationsökningen blev sedan negativ efter 25-34 år. För att undvika en okontrollerad populationsminskning bör skötsel av bäverpopulationer innefatta jakt under fasen med snabb populationstillväxt för att bibehålla födoresurser (Hartman 1994). I Amerika försöker viltvårdarna hålla stammarnas storlek i balans med tillväxten på födan för att hålla markerna kontinuerligt koloniserade (Wilsson 1995) och jag anser att vi borde ta lärdom av detta. Särskilt med tanke på vad Levanoni *et al.* (2015) visade angående bävrars effekt på metylkvicksilver. Ämnet finns i högst grad i nya bäverdammar. När bävrarna väl fått etablera sig i hela sitt ursprungliga utbredningsområde kommer antalet pionjärdammar, och därmed bäverns effekt på MeHg på en landskapsskala, att minska (Levanoni *et al.* 2015). Men detta förutsätter rätt förvaltning av bäverstammen. Jakt måste ske med lagom tryck och det bör vara svårt att få tillstånd att riva bäverdammar och hyddor.

Återinförande av en utrotad art kommer mer eller mindre ske på bekostnad av ekonomiska intressen och lyckas oftast bättre med stöd från allmänheten (Seddon *et al.* 2007). En undersökning i Massachusetts, USA, visade på en liknande attityd där åsikten var att bävrar har rätt att finnas men när skador orsakade av bäver ökade och blev mer allvarliga fick folk en negativare inställning mot skydd av våtmarker och tolerans mot konflikter med bäver (Jonker *et al.* 2006). Förutom det mer offentliga problemet med blockerade vägtrummor är den stora negativa effekten främst för skogsägare och fiskodlare. Träd dör vid översvämningarna och dammvallarna där fisken odlas förstörs. Ringbarkning är ett annat problem för skogsbrukare och jordbrukare påverkas bland annat av blockerade bevattningsstrukturer samt utgrävda gångsystem under åkrarna som maskiner kan gå igenom (Harkonen 1999, Jensen 2004, Kloskowski 2011, McKinstry & Anderson 1999). Jag tror det är en väldigt viktig del i processen av återinförande att informera och utbilda offentligheten så de förstår alla delar, såväl de positiva som de negativa. Att få all fakta från början bidrar förhoppningsvis till en större förståelse av betydelsen de positiva effekterna har och en större acceptans av de problem som kommer skapas, särskilt idag när allmänheten är så medvetna om miljöproblemen. Jag tycker också det borde satsas på att hitta lösningar för problemen bävern bidrar till istället för sätt att ersätta bävern. Det är en otroligt viktig art som ekosystemingenjör och nyckelart. Extra viktig för våtmarker och amfibier som båda starkt har minskat i antal och blir mer och mer ovanliga. Att det även är svårt och dyrt att skapa artificiella habitat stödjer min mening att bevara bävern istället. Det finns forskning på lösningar, Jensen *et al.* (2001) menar att installering av överdimensionerade kulvertar i områden med bäver hjälper mycket vid översvämningar av vägar. Och ett sätt att begränsa bävern kan vara så enkelt som att använda människostigar som ”luftstaket”. Loeb *et al.* (2014) fann i sin studie att bäverskador var signifikant större i områden utan människostigar och tror att lukten av människa fungerar som en barriär. Vi är på väg i rätt riktning men jag hoppas det kommer fler lösningar inom en snar framtid så att alla kan glädjas över bäverns återkomst.

## Tack

Tack till Krisztina Csiki och Marcus Nyström för era kommentarer som hjälpt mig göra den här rapporten bättre.

## Referenser

- Anderson CB, Griffith CR, Rosemond AD, Rozzi R, Dollenz O. 2006. The effects of invasive North American beavers on riparian plant communities in Cape Horn, Chile - Do exotic beavers engineer differently in sub-Antarctic ecosystems? *Biological Conservation* **128**: 467–474.
- Anderson NL, Paszkowski CA, Hood GA. 2015. Linking aquatic and terrestrial environments: can beaver canals serve as movement corridors for pond-breeding amphibians? *Animal Conservation* **18**: 287–294.
- Andersson TB. 2005. Bävern. Guide till våra vilda djur, ss. 167-173. Fälth & Hässler, Värnamo.
- Aznar J-C, Desrochers A. 2008. Building for the future: Abandoned beaver ponds promote bird diversity. *Ecoscience* **15**: 250–257.

- Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He J-S, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* **9**: 1146–1156.
- Bledzki LA, Bubier JL, Moulton LA, Kyker-Snowman TD. 2011. Downstream effects of beaver ponds on the water quality of New England first- and second-order streams. *Ecohydrology* **4**: 698–707.
- Bonner JL, Anderson JT, Rentch JS, Grafton WN. 2009. Vegetative composition and community structure associated with beaver ponds in Canaan valley, West Virginia, USA. *Wetlands Ecology and Management* **17**: 543–554.
- Bouwes N, Weber N, Jordan CE, Saunders WC, Tattam IA, Volk C, Wheaton JM, Pollock MM. 2016. Ecosystem experiment reveals benefits of natural and simulated beaver dams to a threatened population of steelhead (*Oncorhynchus mykiss*). *Scientific Reports* **6**: 28581.
- Brzyski JR, Schulte BA. 2009. Beaver (*Castor canadensis*) Impacts on Herbaceous and Woody Vegetation in Southeastern Georgia. *American Midland Naturalist* **162**: 74–86.
- Campbell NA, Reece JB, Urry LA, Cain ML, Wasserman SA, Minorsky PV, Jackson RB. (a) 2015. Biodiversity and communities. I: Wilbur B. (red.). *Biology- A global approach*, ss. 1282-1290, 1327-1331. 10:e uppl. Pearson Education Ltd, Essex.
- Cardinale BJ, Srivastava DS, Duffy JE, Wright JP, Downing AL, Sankaran M, Jouseau C. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* **443**: 989–992.
- Ciechanowski M, Kubic W, Rynkiewicz A, Zwolicki A. 2011. Reintroduction of beavers *Castor fiber* may improve habitat quality for vespertilionid bats foraging in small river valleys. *European Journal of Wildlife Research* **57**: 737–747.
- Cirno C, Driscoll C. 1993. Beaver Pond Biogeochemistry - Acid Neutralizing Capacity Generation in a Headwater Wetland. *Wetlands* **13**: 277–292.
- Cooke HA, Zack S. 2008. Influence of Beaver Dam Density on Riparian Areas and Riparian Birds in Shrubsteppe of Wyoming. *Western North American Naturalist* **68**: 365–373.
- Crego RD, Jimenez JE, Rozzi R. 2016. A synergistic trio of invasive mammals? Facilitative interactions among beavers, muskrats, and mink at the southern end of the Americas. *Biological Invasions* **18**: 1923–1938.
- Cunningham JM, Calhoun AJK, Glanz WE. 2007. Pond-breeding amphibian species richness and habitat selection in a beaver-modified landscape. *Journal of Wildlife Management* **71**: 2517–2526.
- Daily G, Ehrlich P, Haddad N. 1993. Double Keystone Bird in a Keystone Species Complex. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **90**: 592–594.
- Dalbeck L, Janssen J, Voelsgen SL. 2014. Beavers (*Castor fiber*) increase habitat availability, heterogeneity and connectivity for common frogs (*Rana temporaria*). *Amphibia-Reptilia* **35**: 321–329.
- Dalbeck L, Luescher B, Ohlhoff D. 2007. Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland. *Amphibia-Reptilia* **28**: 493–501.

- Dalbeck L, Weinberg K. 2009. Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)? *Hydrobiologia* **630**: 49–62.
- Driscoll C, Blette V, Yan C, Schofield C, Munson R, Holsapple J. 1995. The Role of Dissolved Organic-Carbon in the Chemistry and Bioavailability of Mercury in Remote Adirondack Lakes. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 499–508.
- Driscoll CT, Holsapple J, Schofield CL, Munson R. 1998. The chemistry and transport of mercury in a small wetland in the Adirondack region of New York, USA. *Biogeochemistry* **40**: 137–146.
- Duffy JE, Cardinale BJ, France KE, McIntyre PB, Thebault E, Loreau M. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters* **10**: 522–538.
- Grover A, Baldassarre G. 1995. Bird Species Richness Within Beaver Ponds in South-Central New-York. *Wetlands* **15**: 108–118.
- Hagglund A, Sjöberg G. 1999. Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management* **115**: 259–266.
- Hall BD, St Louis VL, Rolffhus KR, Bodaly RA, Beaty KG, Paterson MJ, Cherewyk KA. 2005. Impacts of reservoir creation on the biogeochemical cycling of methyl mercury and total mercury in Boreal Upland Forests. *Ecosystems* **8**: 248–266.
- Harkonen S. 1999. Forest damage caused by the Canadian beaver (*Castor canadensis*) in South Savo, Finland. *Silva Fennica* **33**: 247–259.
- Hartman G. 1994. Long-Term Population Development of a Reintroduced Beaver (*castor Fiber*) Population in Sweden. *Conservation Biology* **8**: 713–717.
- Hill AR, Duval TP. 2009. Beaver dams along an agricultural stream in southern Ontario, Canada: their impact on riparian zone hydrology and nitrogen chemistry. *Hydrological Processes* **23**: 1324–1336.
- Hood GA, Bayley SE. 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. *Biological Conservation* **141**: 556–567.
- Hood GA, Larson DG. 2014. Beaver-Created Habitat Heterogeneity Influences Aquatic Invertebrate Assemblages in Boreal Canada. *Wetlands* **34**: 19–29.
- Horn S, Durka W, Wolf R, Ermala A, Stubbe A, Stubbe M, Hofreiter M. 2011. Mitochondrial Genomes Reveal Slow Rates of Molecular Evolution and the Timing of Speciation in Beavers (*Castor*), One of the Largest Rodent Species. *Plos One* **6**: e14622.
- Hossack BR, Adams MJ, Pearl CA, Wilson KW, Bull EL, Lohr K, Patla D, Pilliod DS, Jones JM, Wheeler KK, McKay SP, Corn PS. 2013. Roles of Patch Characteristics, Drought Frequency, and Restoration in Long-Term Trends of a Widespread Amphibian. *Conservation Biology* **27**: 1410–1420.
- Hossack BR, Gould WR, Patla DA, Muths E, Daley R, Legg K, Corn PS. 2015. Trends in Rocky Mountain amphibians and the role of beaver as a keystone species. *Biological Conservation* **187**: 260–269.
- Jensen B. 2004. Bäver. Nordens däggdjur, ss. 106-112. 2:a uppl. Prisma, Stockholm.
- Jensen PG, Curtis PD, Lehnert ME, Hamelin DL. 2001. Habitat and structural factors influencing beaver interference with highway culverts. *Wildlife Society Bulletin* **29**: 654–664.

- Jones C, Lawton J, Shachak M. 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* **69**: 373–386.
- Jonker SA, Muth RM, Organ JF, Zwick RR, Siemer WF. 2006. Experiences with beaver damage and attitudes of Massachusetts residents toward beaver. *Wildlife Society Bulletin* **34**: 1009–1021.
- Karraker NE, Gibbs JP. 2009. Amphibian production in forested landscapes in relation to wetland hydroperiod: A case study of vernal pools and beaver ponds. *Biological Conservation* **142**: 2293–2302.
- Kemp PS, Worthington TA, Langford TEL, Tree ARJ, Gaywood MJ. 2012. Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish. *Fish and Fisheries* **13**: 158–181.
- Knulst J. 1992. Effects of Ph and Humus on the Availability of 2,2',4',4',5,5'-Hexachlorobiphenyl-C-14 in Lake Water. *Environmental Toxicology and Chemistry* **11**: 1209–1216.
- Kothawala DN, Evans RD, Dillon PJ. 2006. Changes in the molecular weight distribution of dissolved organic carbon within a Precambrian shield stream. *Water Resources Research* **42**: W05401.
- Kuhlbusch T a. J, Zepp RG. 1999. Carbon trace gases in lake and beaver pond ice near Thompson, Manitoba, Canada. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **104**: 27693–27698.
- Law A, Jones KC, Willby NJ. 2014. Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. *Aquatic Botany* **116**: 27–34.
- Law A, McLean F, Willby NJ. 2016. Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams. *Freshwater Biology* **61**: 486–499.
- Lazar JG, Addy K, Gold AJ, Groffman PM, McKinney RA, Kellogg DQ. 2015. Beaver Ponds: Resurgent Nitrogen Sinks for Rural Watersheds in the Northeastern United States. *Journal of Environmental Quality* **44**: 1684–1693.
- Levanoni O, Bishop K, Mckie BG, Hartman G, Eklof K, Ecke F. 2015. Impact of Beaver Pond Colonization History on Methylmercury Concentrations in Surface Water. *Environmental Science & Technology* **49**: 12679–12687.
- Lizarralde M, Escobar J, Deferrari G. 2004. Invader species in Argentina: A review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia* **29**: 352–+.
- Loeb RE, King S, Helton J. 2014. Human pathways are barriers to beavers damaging trees and saplings in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* **13**: 290–294.
- Malison RL, Eby LA, Stanford JA. 2015. Juvenile salmonid growth, survival, and production in a large river floodplain modified by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **72**: 1639–1651.
- Maloney KO, Morris DP, Moses CO, Osburn CL. 2005. The role of iron and dissolved organic carbon in the absorption of ultraviolet radiation in humic lake water. *Biogeochemistry* **75**: 393–407.
- Margolis BE, Castro MS, Raesly RL. 2001. The impact of beaver impoundments on the water chemistry of two Appalachian streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 2271–2283.
- Mcdowell D, Naiman R. 1986. Structure and Function of a Benthic Invertebrate Stream Community as Influenced by Beaver (*castor-Canadensis*). *Oecologia* **68**: 481–489.

- McKinstry MC, Anderson SH. 1999. Attitudes of private- and public-land managers in Wyoming, USA, toward beaver. *Environmental Management* **23**: 95–101.
- Metts BS, Lanham JD, Russell KR. 2001. Evaluation of herpetofaunal communities on upland streams and beaver-impounded streams in the upper Piedmont of South Carolina. *American Midland Naturalist* **145**: 54–65.
- Moorman MC, Eggleston DB, Anderson CB, Mansilla A, Szejner P. 2009. Implications of Beaver *Castor canadensis* and Trout Introductions on Native Fish in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Transactions of the American Fisheries Society* **138**: 306–313.
- Mroz I. 2015. Impact of the European beaver (*Castor fiber*) activity on communities of small mammals in the ecosystems of Bieszczadzki and Magurski National Parks. *Sylvan* **159**: 498–504.
- Naeem S, Thompson L, Lawler S, Lawton J, Woodfin R. 1995. Empirical-Evidence That Declining Species-Diversity May Alter the Performance of Terrestrial Ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **347**: 249–262.
- Naiman R, Melillo J. 1984. Nitrogen Budget of a Subarctic Stream Altered by Beaver (*castor-Canadensis*). *Oecologia* **62**: 150–155.
- Naiman R, Melillo J, Hobbie J. 1986. Ecosystem Alteration of Boreal Forest Streams by Beaver (*castor-Canadensis*). *Ecology* **67**: 1254–1269.
- Naiman R, Pinay G, Johnston C, Pastor J. 1994. Beaver Influences on the Long-Term Biogeochemical Characteristics of Boreal Forest Drainage Networks. *Ecology* **75**: 905–921.
- Nummi P. 1989. Simulated Effects of the Beaver on Vegetation, Invertebrates and Ducks. *Annales Zoologici Fennici* **26**: 43–52.
- Nummi P. 1992. The Importance of Beaver Ponds to Waterfowl Broods - an Experiment and Natural Tests. *Annales Zoologici Fennici* **29**: 47–55.
- Nummi P, Hahtola A. 2008. The beaver as an ecosystem engineer facilitates teal breeding. *Ecography* **31**: 519–524.
- Nummi P, Holopainen S. 2014. Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **24**: 623–633.
- Nummi P, Kattainen S, Ulander P, Hahtola A. 2011. Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs. *Biodiversity and Conservation* **20**: 851–859.
- Painter KJ, Westbrook CJ, Hall BD, O'Driscoll NJ, Jardine TD. 2015. Effects of in-channel beaver impoundments on mercury bioaccumulation in Rocky Mountain stream food webs. *Ecosphere* **6**: 194.
- Parker JD, Caudill CC, Hay ME. 2007. Beaver herbivory on aquatic plants. *Oecologia* **151**: 616–625.
- Perkins TE, Wilson MV. 2005. The impacts of *Phalaris arundinacea* (reed canarygrass) invasion on wetland plant richness in the Oregon Coast Range, USA depend on beavers. *Biological Conservation* **124**: 291–295.
- Porvari P, Verta M. 1995. Methylmercury Production in Flooded Soils - a Laboratory Study. *Water Air and Soil Pollution* **80**: 765–773.



- Puttock A, Graham HA, Cunliffe AM, Elliott M, Brazier RE. 2017. Eurasian beaver activity increases water storage, attenuates flow and mitigates diffuse pollution from intensively-managed grasslands. *Science of the Total Environment* **576**: 430–443.
- Ray AM, Rebertus AJ, Ray HL. 2001. Macrophyte succession in Minnesota beaver ponds. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* **79**: 487–499.
- Roulet NT, Crill PM, Comer NT, Dove A, Boubonniere RA. 1997. CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> flux between a boreal beaver pond and the atmosphere. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **102**: 29313–29319.
- Roy V, Amyot M, Carignan R. 2009. Beaver Ponds Increase Methylmercury Concentrations in Canadian Shield Streams along Vegetation and Pond-Age Gradients. *Environmental Science & Technology* **43**: 5605–5611.
- Russell KR, Moorman CE, Edwards JK, Metts BS, Guynn DC. 1999. Amphibian and reptile communities associated with beaver (*Castor canadensis*) ponds and unimpounded streams in the Piedmont of South Carolina. *Journal of Freshwater Ecology* **14**: 149–158.
- Schlösser I. 1995. Dispersal, Boundary Processes, and Trophic-Level Interactions in Streams Adjacent to Beaver Ponds. *Ecology* **76**: 908–925.
- Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology* **21**: 303–312.
- Selvendiran P, Driscoll CT, Bushey JT, Montesdeoca MR. 2008. Wetland influence on mercury fate and transport in a temperate forested watershed. *Environmental Pollution* **154**: 46–55.
- Simanonok MP, Anderson CB, Martinez Pastur G, Vanessa Lencinas M, Kennedy JH. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* **262**: 263–269.
- Stevens CE, Paszkowski CA, Scrimgeour GJ. 2006. Older is better: Beaver ponds on boreal streams as breeding habitat for the wood frog. *Journal of Wildlife Management* **70**: 1360–1371.
- Stringer AP, Gaywood MJ. 2016. The impacts of beavers *Castor* spp. on biodiversity and the ecological basis for their reintroduction to Scotland, UK. *Mammal Review* **46**: 270–283.
- Syphard AD, Garcia MW. 2001. Human- and beaver-induced wetland changes in the Chickahominy River watershed from 1953 to 1994. *Wetlands* **21**: 342–353.
- Thebault E, Loreau M. 2003. Food-web constraints on biodiversity-ecosystem functioning relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**: 14949–14954.
- Tilman D, Wedin D, Knops J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* **379**: 718–720.
- Walker B. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology* **6**: 18–23.
- Wilsson L. 1995. Bäver, ss. 7-19. Sollefteå Tryckeri AB, Sollefteå.
- Westbrook CJ, Cooper DJ, Anderson CB. 2017. Alteration of hydrogeomorphic processes by invasive beavers in southern South America. *Science of the Total Environment* **574**: 183–190.

- Westbrook CJ, Cooper DJ, Baker BW. 2006. Beaver dams and overbank floods influence groundwater-surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. *Water Resources Research* **42**: W06404.
- Westbrook CJ, Cooper DJ, Baker BW. 2011. Beaver Assisted River Valley Formation. *River Research and Applications*, doi 10.1002/rra.1359.
- Whitfield CJ, Baulch HM, Chun KP, Westbrook CJ. 2015. Beaver-mediated methane emission: The effects of population growth in Eurasia and the Americas. *Ambio* **44**: 7–15.
- Wright JP, Jones CG, Flecker AS. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* **132**: 96–101.
- Zero VH, Murphy MA. 2016. An amphibian species of concern prefers breeding in active beaver ponds. *Ecosphere* 7: e01330.

# Bäverns roll i ekosystemet: etisk bilaga

Emma Hellkvist

Självständigt arbete i biologi 2017

## Bör vi tillåta bäverjakt?

Bävaren brukade finnas i stora antal i Sverige liksom stora delar i övriga Europa, Nordamerika och Asien. Mellan 1500-talet och slutet av 1800-talet trängdes den undan och jagades tills den var nästan helt utrotad. Sedan början av 1900-talet har bävern återintroducerats på många platser och idag finns livskraftiga stammar i stora delar av dess ursprungliga utbredningsområde (Wilsson 1995). I Sverige finns idag över 100 000 bävrar (Andersson 2005). Konsekvenserna av bäverns tillbakakomst är kontroversiella och frågan är; Bör vi tillåta bäverjakt?

Med en ökad utbredning av en art uppstår oftast konflikter då det blir på bekostnad av något annat. Dammarna bävrarna bygger orsakar översvämningar och försumpade marker vilket påverkar jordbruk och skogsbruk negativt. De som försörjer sig på detta blir då lidande och om den negativa påverkan blir alltför stor kanske det inte längre lönar sig att driva dessa typer av verksamheter. Om jord- och skogsbrukare tvingas lägga ner kan det påverka hela landets ekonomi och handel utöver deras egen och problemet tas plötsligt till en helt ny nivå.

Men bävern fungerar även som en nyckelart och ekosystemsingenjör och bidrar till en högre biologisk mångfald och många ekosystemtjänster. Idag förstår vi bättre vikten av en biologisk mångfald då vi i många fall är beroende av ekosystemtjänsterna det ger oss. Bara från våtmarker får vi globalt tjänster för uppskattningsvis tiotals miljarder kronor årligen. Men våtmarker har minskat otroligt mycket i areal till följd av agrikultur och urbanisering mm. Med ett klimat som bara blir torrare är bävrar viktiga i bevarandet av våtmarker då de bidrar till mer öppet vatten och högre vattennivåer.

Det är alltså ekonomiska intressen som vägs mot biologisk mångfald *samt* ekonomi i form av ekosystemtjänster i denna fråga. Det är en mycket kontroversiell fråga med starka intressen på båda sidor. Den ekonomiska förlusten om vi lämnar bävern ifred är i första hand privat och begränsad till jord- och skogsbrukare. Om vi däremot jagar bävern för hårt blir påverkas alla av förlusten av ekosystemtjänster och biologisk mångfald, även om den enskilde inte direkt märker av det. Det är också mycket dyrare och svårare att artificiellt skapa de habitat och ekosystem som bävern bidrar med än att låta dem restaurera vad vi har förstört.

En annan viktig aspekt är naturligtvis egenvärdet. Varför tycker vi människor ha oss rätten att bestämma över alla andra organismer på jorden? Bävern har lika stor rätt som oss att få finnas och även om den bidrar med vissa ekonomiska förluster borde vi inte få döda den bara på grund av detta. Bävern var faktiskt här först och som den smarta och ”överlägsna” art vi människor självutnämnt oss till är det vår plikt att se till att alla arter får finnas och inte bara tänka på oss själva.

Det är otroligt svårt att väga ekonomiskt värde mot värdet av biologisk mångfald. Därför kan en kompromiss i de flesta fall vara att föredra. Det viktigaste är att försöka göra plats för båda sidor. Därmed blir slutsatsen av de argument jag formulerat ovan att det bästa vore att låta

bävern återta sitt ursprungliga utbredningsområde och sedan förvalta stammen på ett hållbart sätt. Det kommer innebära en del jakt men det ska bara vara precis så mycket som behövs och vi bör ta vara på köttet och pälsen från de djur vi skjuter så de inte går till spillo. Istället för att ta fram artificiella sätt att ersätta bävern bör vi istället komma fram med lösningar för hur vi ska kunna samexistera.

### **Referenser**

Andersson TB. 2005. Bävern. Guide till våra vilda djur, ss. 167-173. Fälth & Hässler, Värnamo.

Wilsson L. 1995. Bäver, ss. 7-19. Sollefteå Tryckeri AB, Sollefteå.