



Restaureringens betydelse för insekter i strandzonen

The effect of restorations for insects in the riparian habitat

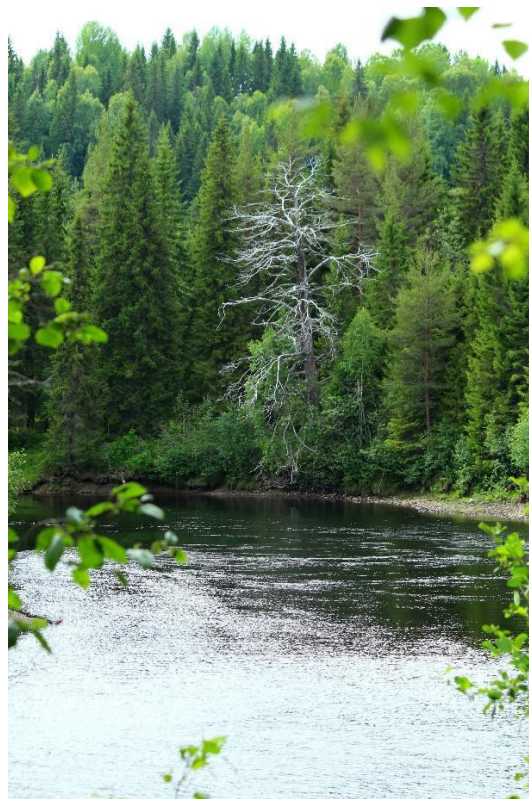


Foto: Oskar Johansson

Oskar Johansson & Isak Landström



Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,
Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet/Unit	Institutionen för skogens ekologi och skötsel Department of Forest Ecology and Management
Författare/Author	Oskar Johansson & Isak Landström
Titel, Sv	Restaureringens betydelse för insekter i strandzonen
Titel, Eng	<i>The effect of restorations for insects in the riparian habitat</i>
Nyckelord/ Keywords	<i>akvatiska insekter, fisk, flottning, makrovertebrat, vattenekologi, älv</i> <i>aquatic insects, fish, macroinvertebrates, river, timber floating, water ecology</i>
Handledare/Supervisor	<i>Joakim Hjältén, SLU, Institutionen för Vilt, fisk och miljö</i>
Examinator/Examiner	Tommy Mörling Institutionen för skogens ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Kurstitel/Course	Kandidatarbete i skogsvetenskap Bachelor Degree in Forest Science
Kurskod	EX0911
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet/	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2019
Serie	Kandidatarbeten i Skogsvetenskap

FÖRORD

Vårt kandidatarbete syftar till att undersöka huruvida restaurering av flottledsrensade vattendrag har någon effekt på ekologiskt viktiga insekter i och kring vattendraget. Detta är ett område där trots att ett stort antal restaureringsprojekt genomförts världen över har det varit svårt att från restaurering påvisa några positiva effekter på insekter. Därför var tanken att denna studie skulle kunna hjälpa till att kartlägga restaureringens effekter ytterligare. Vi vill tacka vår handledare Joakim Hjältén på SLU:s institution för vilt, fisk och miljö för sin kunskap, engagemang och deltagande i vårt arbete. Ytterligare ett tack går till Daniel Palm på Skogsstyrelsen för tillhandahållande av litteratur.

Oskar Johansson och Isak Landström

Umeå, 30 april 2019

SAMMANFATTNING

Flottningen har varit en dominerande del av transporten för skogsråvara sedan skogsindustrierna började växa fram under mitten av 1800-talet. Trots att flottningen idag har upphört är effekterna fortfarande kvarvarande efter den flottledsrensning som utfördes i vattendragen. Dessa effekter påverkar de organismer som lever i och kring de påverkade vattendragen och idag genomförs alltfler restaureringsprojekt i dessa berörda vattendrag. Restaureringarna har som mål att återställa vattendragen till ett mer ursprungsliknande skick. Restaureringsarbetet utförs oftast med målen att stärka framförallt öring- och laxpopulationer. Däremot är kunskapen liten om hur insekter påverkas av restaureringen och denna fråga blir särskilt intressant med tanke på att insekterna utgör en stor del av födan för dessa fiskarter. Med hjälp av data som samlades in i fönsterfällor efter olika biflöden till Vindelälven under säsongen år 2011 analyserades sju olika insektsgrupperingar. De valdes ut med kriteriet att de var ekologisk intressanta. Resultatet visade att ingen skillnad gick att påvisa mellan insekternas numerär knutet till restaurering. Detta resultat är dock inte ovanligt i detta sammanhang där flertalet studier har kommit fram till liknande slutsatser. Däremot visade analyserna att akvatiska insekter ökade i numerär närmast vattendraget. Slutsatsen från studien visar på insekters krav på god tillgång till varierade mikrohabitat. Således blir skapandet av mikrohabitat en viktig del att inkludera vid restaureringsarbetet, om målet är att även främja insekternas numerär och artsammansättning.

Nyckelord: akvatiska insekter, fisk, flottning, makrovertebrater, vattenekologi, älv

SUMMARY

Timber floating has been an important part of the transport of forest resources since the birth of forest industries during the middle of the nineteenth century. Despite the timber floating has ceased, the effects from the construction of floatways still remains. These effects impacts the organisms that lives in or in relation to the water, and today several restoration projects are in progress in affected rivers. The aim for these projects is to restore the rivers back to its primordial state. The restoration projects are performed mainly with the salmonid populations in mind. However, the knowledge of how the restorations impacts the insects is scarce. This is especially an interesting question when taken into consideration that the insects constitutes a large part of the diet for these fish species. Insects data collected in window traps after different tributaries to Vindelälven during the season 2011, was analyzed with the aim to try to answer this question. Seven different insects categories was selected on the criteria that they were ecological interesting. The results showed no significant difference between the quantity of insects depending on restoration. The following results is under no means abnormal and several other studies have concluded the same result. On the contrary, the result showed that aquatic insects increased with closer distance to the river. Something that is explained by the fact that the rivers is their reproduction area. The study makes the conclusion that the access of different micro habitats is important for insects living demands. Therefore the importance to include the making of these micro habitats when restoring rivers, if the aim is to also increase the numbers and species composition of insects.

Keywords: aquatic insects, fish, macroinvertebrates, river, timber floating, water ecology

INLEDNING

Flottningsepoken

Från mitten av 1800-talet ökade efterfrågan av skogsråvara i samband med ångsågverkens framväxt och den ökade trävaruexporten i Sverige (Törnlund & Östlund 2002). Behovet av virke från inlandet blev allt större och den vanligaste metoden för att transportera timret till sågverken skedde genom flottning.

De naturliga vattendragen var på grund av dess omväxlande karaktär besvärliga att flotta timmer på (Ahlbäck & Albertsson 2011). Detta ledde till att flottledsrensningar utfördes i de vattendrag som användes till timmerflottning, vilket innefattade nästan alla vattendrag i Norrland. Under anläggningen av flottleder rätades huvudfåran i vattendragen ut, och på olika sätt ökades strömhastigheten och vattendjupet vilket gav ett mer homogent vattenflöde (Ahlbäck & Albertsson 2011; Törnlund & Östlund 2002). Anläggningen av flottleder kunde även innefatta byggnationer av dammar, flottningsrännor och stenkistor (Ahlbäck & Albertsson 2011).

Konsekvenser för organismer

Flottledsrensningen och dess åtgärder innebar dock konsekvenser för djurlivet i och kring vattendragen där flottningen bedrevs. Åtgärder som idag, trots att flottningen upphört som transportmedel för skogsråvara, fortfarande påverkar vattendragen (Ahlbäck & Albertsson 2011; Nilsson et al. 2007).

Artsammansättningen i vattendraget kan påverkas via ett flertal olika anledningar. En förändrad artsammansättning kan utvecklas genom att det blir en dominans av arter som gynnas av relativt kraftigt strömmande vatten medan arter som kräver mindre kraftiga strömmar eller mer varierande strömhastigheter missgynnas (Nilsson et al. 2007). Ett exempel på detta är dominansen av knottlarver i flottledsrensade vattendrag, medan larver från olika arter av sländor ofta missgynnas (Müller 1962).

Strömrensningen i form av avlägsnandet av stenar och block leder till att naturliga vilo- och ståndplatser försvinner (Ahlbäck & Albertsson 2011; Nilsson et al. 2007). Detta drabbar bland annat dagsländorna, som är i behov av lämpliga ägglägningsplatser bakom skyddande block i strömfåran (Peckarsky et al. 2000; Nilsson et al. 2007; Brittain 1982). Nästa konsekvens från avlägsnandet av större uppstickande block är den ökade risken för bottenis (Nilsson et al. 2007). Bottenisen har en påverkan på syreutbytet och bidrar till att bottarna kyls ned (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008). Syret i vattnet är en viktig komponent för många arter, inte minst för bäcksländor. I bäcksländors nymfstadie krävs en hög syrehalt för att de skall kunna trivas (Knight et al. 1966). Fjädermygg däremot, klarar att leva i nästan helt syrefria och kan därför bli den dominanta insekten i syrefattiga vattendrag (Göteborgs universitet 2017; Murray 1980). Vad mera kan tilläggas är den ökade strömhastigheten som leder till en högre transport av sediment. Följden blir att erosionen ökar vilket kan orsaka grumling av vattnet och att lekbottnar sedimenteras igen (Nilsson et al. 2007). Vissa sländearter såsom bäcksländor och dagsländor är särskilt känsliga för denna vattengrumling som kan uppstå (Göteborgs universitet 2017; Lock et al. 2008; Brittain 1982).

En ytterligare konsekvens från flottledrensningen är avsaknaden av död ved. Omkullfallna träd i vattnet ger strukturellt skydd för flertalet organismer i vattnet samt ökar strömfårans heterogenitet (Nilsson et al. 2007, Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008). Avsaknaden av död ved i vattendragen missgynnar terrestra insekter som exempelvis barkborrar. Barkborrar spelar en viktig ekologisk roll då den bidrar till unga successionsskogar genom kontinuerligt skapande av döende träd (Naturvårdsverket 2006). En annan terrester insektsfamilj som kan påverkas av den minskade strandzonen i flottledsrensade vattendrag är kortvingar, och flertalet arter av dessa har även strandzonen som sitt levnadsområde (Betz et al. 2018).

Sist men inte minst är områdena närmast vattendragen, de så kallade strandzonerna, mycket påverkade från flottningen. Ett flottledsrensat vattendrag där strömmen är smalare, djupare och homogener, har en mindre kontakt med strandzonen. Vid höga vattenflöden kommer det leda till att enbart en större kraftigare översvämning kommer att drabba nedströms lugna platser. Naturliga vattendrag däremot, utsätts för flera små översvämningar, utspridda kontinuerligt längs hela älvsträckan (Nilsson et al. 2007). Översvämningarna är en viktig störningsparameter som reglerar artrikedomen i dessa ekosystem (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008; Helfield et al. 2007). Detta fenomen kan förklaras av den intermediära störningshypotesen, som innebär att högst artrikedom erhålls vid ett lagom antal störningar (Grime 1973; Horn 1975; Connell 1978).

Återställning av vattendrag

På senare tid har återställning av flottledsrensade vattendrag blivit en allt vanligare del i arbetet för fler levande ekosystem. I arbetet mot en bättre miljö har Sveriges riksdag sedan början av 1990-talet satt upp 16 miljökvalitetsmål med ambitionen att nå målen till år 2020 (Naturvårdsverket 2019). Det miljökvalitetsmål som är högst intressant för denna studie är målet om levande sjöar och vattendrag. Definitionen enligt Sveriges riksdag lyder:

"Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas." (Havs- och vattenmyndigheten 2019 s. 9).

En närmare precisering av detta miljökvalitetsmål finns uppdelat i elva punkter, varav flertalet av dessa har direkt anknytning till just restaurering av flottledsrensade vattendrag (Havs- och vattenmyndigheten 2019).

Målet med restaurering

Målet med en vattendragsrestaurering är att i de flottledsrensade vattendragen återföra det material som tidigare rensats bort. En oregelbunden struktur eftersträvas med syfte att i vattendragen skapa variation i djup och strömhastighet samt skapa bra skyddsplatser i vattnet såsom viloplats bakom stora stenar, djuphåljor med mera (Nilsson et al. 2007). Detta leder till att i huvudsak tre olika typer av återställningsstrukturer utförs; utläggning av sten och block, tillförsel av död ved samt restaurering av lekbottnar (Nilsson et al. 2007).

Den första restaureringstypen, utläggning av sten och block, är tänkt att bromsa upp och variera strömmens hastighet och riktning, skapa ståndplatser för fisk i lä från strömmen, förhindra bottenfrysning av is, fånga upp död ved samt höja vattennivån och öka kontakten med strandzonen (Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008). För att uppnå dessa förväntade effekter är det viktigt att alltifrån stora stenblock till mindre stenar tillförs till vattendraget (Nilsson et al. 2007).

Den andra restaureringsåtgärden, återställande av död ved i och kring vattendragen, bidrar till flera förändringar som höjer diversiteten. Död ved utgör substrat som kan koloniserats av växtalger och bottenjur, kvarhålla organiskt material och sediment samt påverka eller förhindra erosion (Naturvårdsverket & Fiskeriverket 2008).

Den tredje strukturella restaureringsåtgärden, återförandet av lekbottnar, innebär att återskapa reproduktionsområden för fiskar. Flera fiskarter leker i strömmande vatten och särskilt lax och öring har specifika preferenser över hur ett lek område ska se ut (Armstrong et al. 2003). Ett lek område består av grunda vattenpartier med finare fraktioner av grus i bottenmaterialet (Armstrong et al. 2003; Nilsson et al. 2007).

Tidigare restaureringsprojekt

När det gäller tidigare restaureringsprojekt är det svårt att veta om de anses som lyckade eller inte. Detta beror på att endast en liten del utvärderande forskning har bedrivits inom området (Palm 2005). Oftast har den forskning som bedrivits inriktat sig på att undersöka hur restaureringen påverkat fiskbestånden i vattendragen. Där pekar flera forskningsstudier på att det blir en skillnad, bland annat i en högre fisktäthet. I Daniel Palms litteraturstudie (2005) presenterades en högre fisktäthet i sju olika restaureringsprojekt, varav fyra av dem hade signifikanta bevis. Vad gäller nyligen utförda restaureringsprojekt har det relativt färsk projektet Remibar, med 304 åtgärdade vandringshinder år 2016, visat sig underlätta organismers förflyttning i vattendragen (Havs- och vattenmyndigheten 2019).

Resultat från tidigare forskning som berör särskilt insektsekologi och restaurering av vattendrag är ett relativt outforskat område. De flesta studier som genomförts har ett för tunt underlag med empiriska data som bevis för att ta reda på hur effekterna från restaureringen egentligen förhåller sig (Hasselquist et al. 2018). Följaktligen är kartläggningen av restaureringens effekt på insekter till dags dato ett outforskat område, men icke desto mindre viktigt.

Syfte

Det specifika ämne inom restaurering som denna studie syftar på är att undersöka om restaurering av vattendrag påverkar insekters numerär och sammansättning i vattendragens strandzoner. Studien kommer att adressera följande frågeställningar:

- Påverkas abundansen av insekter som återfinns i strandzonen av vattendragsrestaurering?
- Påverkas de akvatiska och terrestra insekterna olika av vattendragsrestaurering?

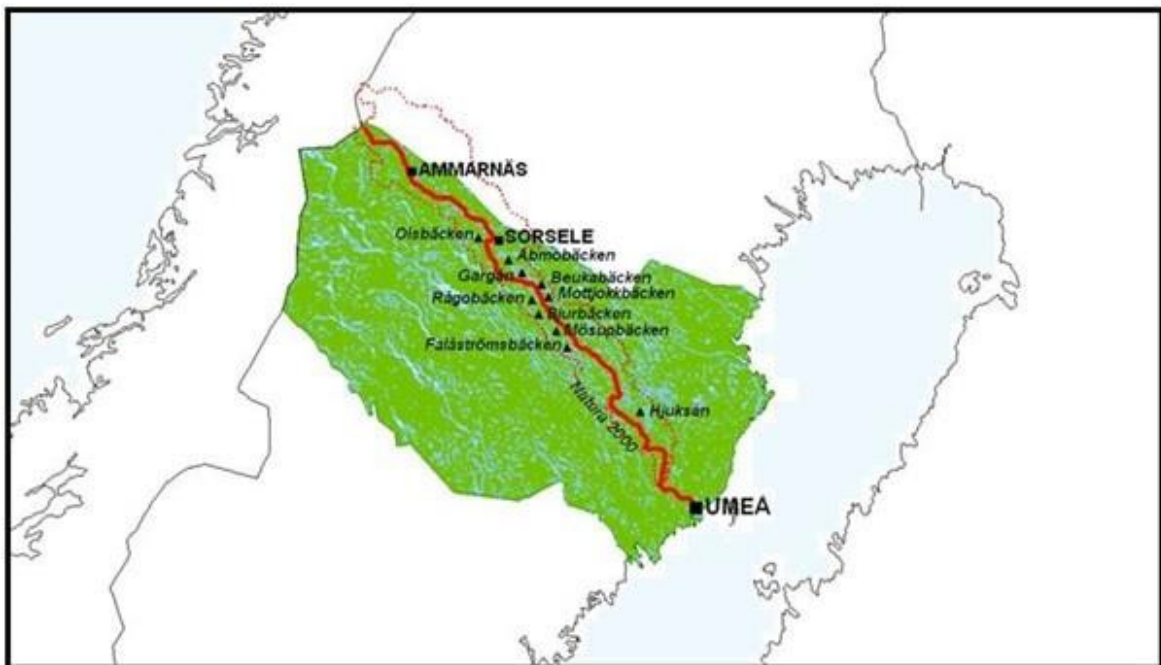
- Hur påverkas insekternas förekomst i en gradient från vattendraget och in i angränsande skog av vattendragsrestaurering?

Baserat på en litteraturgenomgång kommer följande hypoteser att testas:

- Andelen bäcksländor kommer att öka i de restaurerade vattendragen eftersom de kräver rent vatten med hög syrehalt. Restaureringen kommer medföra att utbytet av syre i bottenarna ökar och erosionen, som leder till förgrumling, minskar.
- Andelen barkborrar kommer att öka i RR-restaureringen men inte i R-restaureringen. I RR-restaureringen tillförs död ved både manuellt och kommer skapas kontinuerligt över tid genom högre störningsfrekvens i strandzonen.
- Andelen fjädermyggor kommer att minska i både R- och RR-restaureringen eftersom deras dominans i homogena vattendrag kommer försvagas genom att vattendragen och deras strandzoners heterogenitet kommer stärkas.
- Andelen knott som är en familj vilka gynnas av homogena och starkt strömmande vattendrag kommer minska i R-och RR-restaureringen. Den ökade heterogenitet som då skapas kommer öppna upp för andra arter att etablera sig och konkurrera med knotten.
- Andelen dagsländor och nattsländor kommer att öka i RR-restaureringen som följd av den ökade mängden större block som sätts ut i vattendragen vilket möjliggör bättre ägglägningsplatser och ger en större vattenareal.
- De akvatiska insekternas antal kommer vara högst närmast vattendraget eftersom vattendraget är deras reproduktionsområde.

MATERIAL OCH METOD

Insektsdatat som används i denna studie är insamlat längs nio olika flottningspåverkade vattendrag i Västerbottens län (figur 1). Insekterna är fångade i fönsterfällor (IBL) av personal vid institutionen vilt, fisk och miljö på SLU under en säsong år 2011. I fällorna är insekterna bestämda till art, familj eller ordning och räknade, undantaget några insekter som inte lyckats artbestämmas. Fönsterfällorna är utplacerade efter en gradient från vattendragen med 1, 10 och 20 meter in i den angränsande skogen. Kring vattendragen sitter fällor längs sträckor som är; icke restaurerade och utgör kontrolltytor (C) (figur 2), restaurerade i mild grad (R) (figur 3) samt restaurerade mer omfattande (RR) (figur 4). R-restaurering innebär att stenar som avlägsnats från vattendragen på grund av strömrensningen återförs tillbaka från strandzonen till strömfåran. RR-restaureringen däremot, omfattar även återinföringen av förlorad död ved och större block. Fällorna är uppsatta vid bäckarna Beukabäcken, Bjurbäcken, Falåströmsbäcken, Fårträskbäcken, Hjuksbäcken, Lycksabäcken, Maltan, Mattjokkbäcken, Mösupsbäcken, Rågobäcken, Vällingträskbäcken och Västibäcken.



Figur 1. Karta över vattendragens geografiska placering.

Figure 1. Map over the geographical placement of the tributaries.



Figur 2. Flottledsrensat och icke restaurerat, C. Foto: Eliza Maher Hasselquist.

Figure 2. Waterway constructed and unrestored, C. Photo: Eliza Maher Hasselquist.



Figur 3. Restaurerat i mild grad, R. Foto: Eliza Maher Hasselquist.
Figure 3. Restoration in mild degree, R. Photo: Eliza Maher Hasselquist.



Figur 4. Restaurerat mer omfattande, RR. Foto: Eliza Maher Hasselquist.
Figure 4. A more extensive restoration, RR. Photo: Eliza Maher Hasselquist.

Den tillgängliga insektsdatan innehöll alla insekter som fångades i fönsterfällorna och deras numerär. Totalt innehöll den 95 stycken olika grupperingar av insekter. För att motverka slumpfaktorn begränsades de undersökta insekterna till ett urval av grupper. Sju grupper av insekter valdes slutligen ut under samråd med handledare med kriteriet att de ansågs som ekologiskt intressanta. De sju insektsgrupperna som valdes ut från fönsterfällorna var följande familjer eller ordningar:

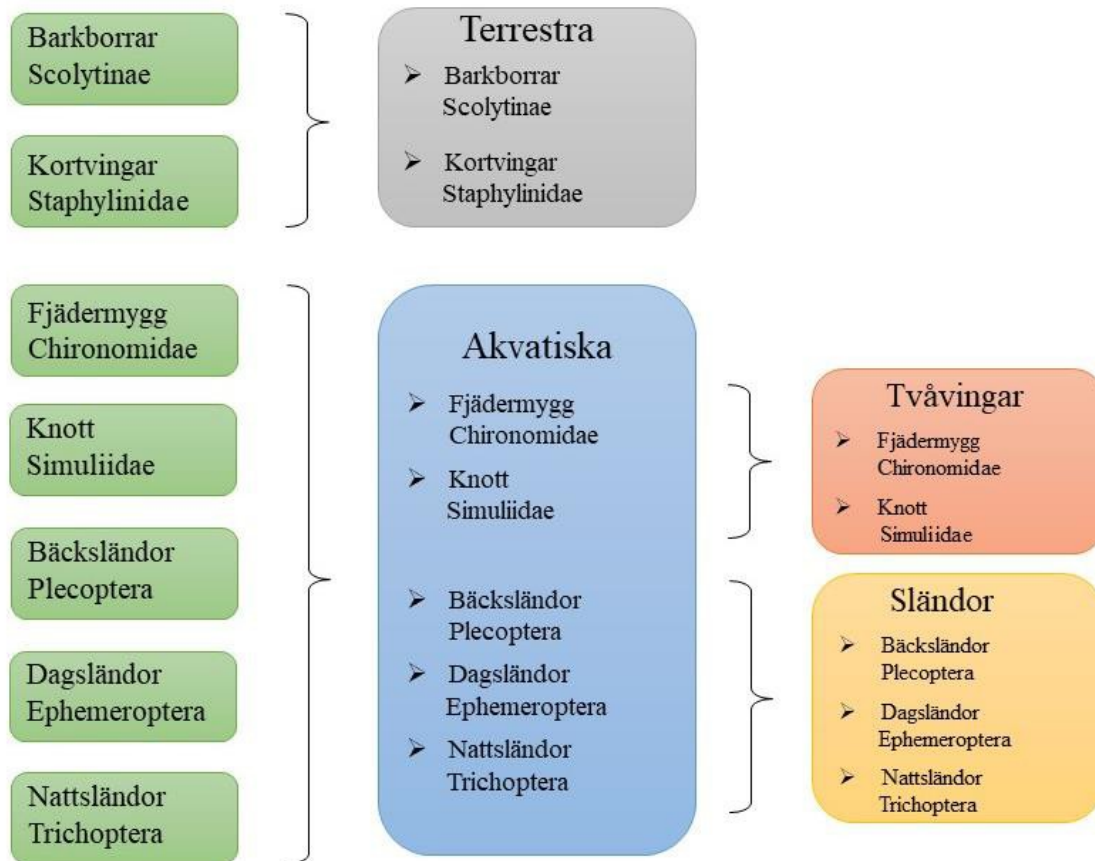
- Bäcksländor, Plecoptera
- Fjädermyggor, Chironomidae
- Dagsländor, Ephemeroptera
- Kortvingar, Staphylinidae
- Nattsländor, Trichoptera
- Knott, Simuliidae
- Barkborrar, Scolytinae

Insektsgrupperna delades även in i ytterligare kategorier som analyserades (figur 5). De ytterligare kategorierna blev terrestra insekter jämfört med akvatiska insekter, tvåvingade insekter jämfört med sländeinsekter och slutligen analyserades insekter totalt. Alla dessa fem grupperingar analyserades på samma sätt med en ANOVA-analys innehållandes samma faktorer och parametrar som de enskilda insektsgrupperingarna.

I den terrestra gruppen ingick de landlevande insekterna kortvingar och barkborrar. I den akvatiska gruppen ingick de resterande insektsgrupperingarna som alla var vattenlevande.

Dessa två grupper valdes ut för att se om det fanns någon skillnad mellan hur terrestra och akvatiska insekter påverkas av restaureringen.

Vidare valdes de tvåvingade insekterna, som innehöll knott och fjädermyggor, att jämföras mot gruppen för sländeinsekterna. Sländorna innehöll bäck-, dag- och nattsländor. Dessa grupper var av intresse eftersom tvåvingar kan förväntas missgynnas av restaurering, medan sländor å andra sidan förväntas gynnas.



Figur 5. De olika insektsgrupperingarna som valdes ut, samt de ytterligare kategorierna de delades in i.
Figure 5. The different groups of insects that was chosen and also divided into further categories.

För att statistiskt undersöka effekterna från restaureringen utfördes ANOVA-analys med två faktorer i programmet JMP. Faktorerna som ingick i analysen var behandlingsåtgärd med nivåerna C, R och RR, avstånd från vattendraget med nivåerna 1, 10 och 20 meter, samt interaktionen mellan dessa två faktorer.

Signifikansnivån som valdes ut innan analyserna genomfördes bestämdes till 95 % vilket medför att $p = 0,05$. Det vill säga att om $p < 0,05$ så kan noll-hypotesen förkastas.

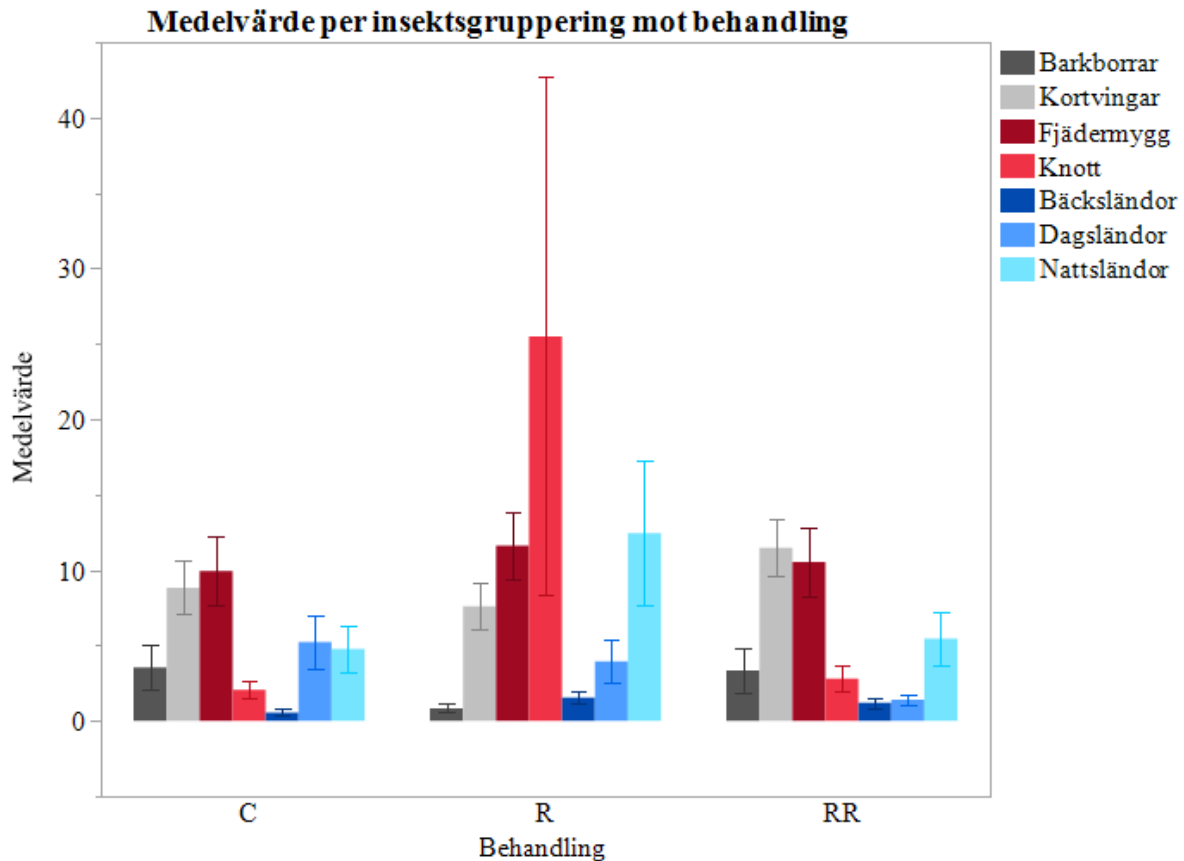
Innan ANOVA-analyserna började utföras gav en snabb visuell bedömning att residualplottarna vid änden var trattformade, vilket antydde att kravet för lika varianser för ANOVA-analys inte var uppfyllt. Så är ofta fallet med biologiska data och för att en ANOVA-analys ska kunna genomföras, måste värdena först transformeras. Det gör att data komprimeras, utan att för den skull förändra innebörden. Därför logaritmerades ($\log+1$) alla värden för de olika insektsgrupperingarna innan analysen genomfördes.

Efter ANOVA-analysen genomförts erhöles p-värden och F-värden för varje analyserad variabel. Därefter studerades p-värdena för att se om skillnaderna i medelvärdena för de olika variablerna inom insektsgrupperingarna var signifikanta. Vidare studerades även F-värdena för att se hur stor variation som fanns inom och mellan insektsgrupperingarna. Ett högt F-värde indikerar stor variation mellan grupperingarna samtidigt som det indikerar en liten variation inom grupperingarna.

De faktorer som visade sig vara signifikanta för någon insektsgruppering analyserades vidare i ett post hoc Tukey-test. Tukey-testet berättade om det fanns en signifikant skillnad parametrarna emellan inom berörd faktor, och i så fall var i parametern skillnaden fanns.

RESULTAT

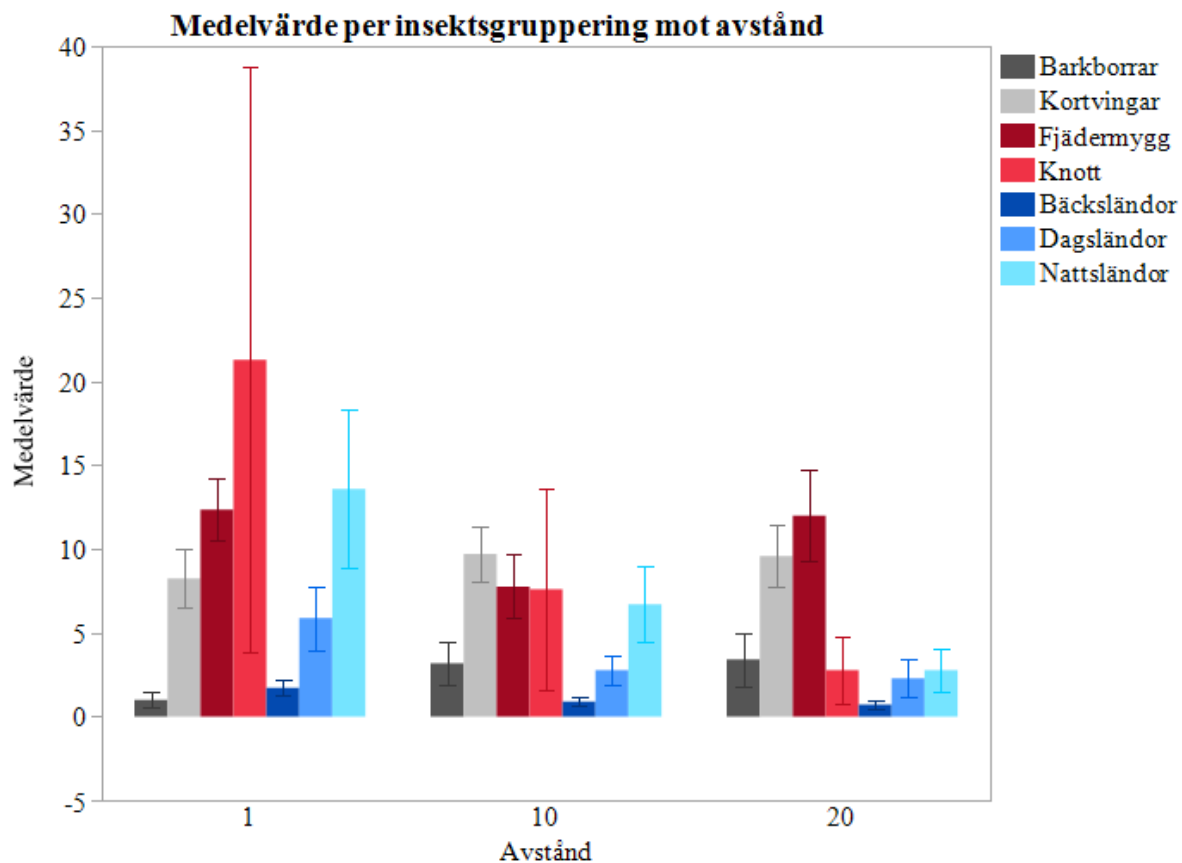
För insektsgrupperingarnas medelvärde plottat mot behandlingsåtgärd (figur 6) syns inget samband kopplat till restaureringen. Värt att nämna är att vissa av grupperna har ett stort standardfel.



Figur 6. Medelvärdet för de olika insektsgrupperingarna på y-axeln och de olika behandlingarna på x-axeln. Klamrarna visar ett standardfel. Notera det slumpartade mönstret.

Figure 6. The mean value for the different insect groupings on the y-axis and the different restorations on the x-axis. The line staple shows one standard error. Note the random pattern.

En tydligare trend däremot, kan ses om medelvärdena istället plottas mot avstånd till vattendraget (figur 7). Där ökar medelvärdet för de akvatiska insekterna närmast vattendraget, medan medelvärdet för de terrestra insekterna sjunker närmast vattendraget (figur 10, 11).



Figur 7. Medelvärdet för de olika insektsgrupperingarna på y-axeln och de olika avstånden på x-axeln. Klammrarna visar ett standardfel för tillhörande insektsgrupp. Notera att mönstret har ett samband med avståndet för merparten av insekterna.

Figure 7. The mean value for the different insect groupings on the y-axis and the different distance to the water on the x-axis. The line staple shows one standard-error. Note the random pattern.

Resultatet från ANOVA-analyserna visade att merparten av insektsgrupperingarna inte påverkades signifikant från någon av de olika faktorerna (tabell 1). Ingen av de enskilda grupperna reagerade med behandling, en grupp reagerade på avstånd och två grupper reagerade på interaktionsfaktorn avstånd gånger behandling. Insekter totalt reagerade på avstånd och interaktionsfaktorn.

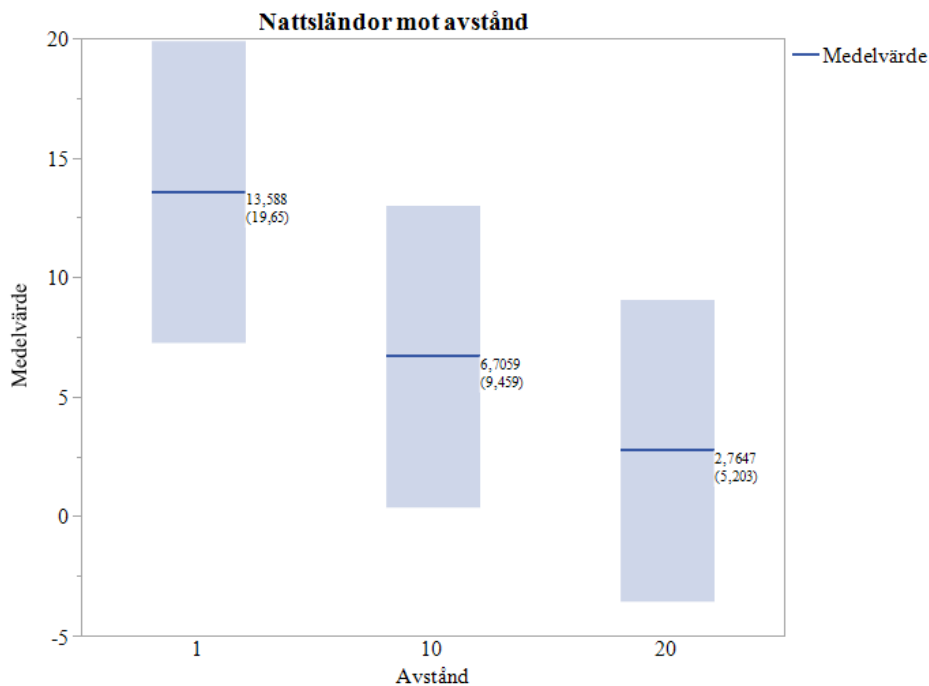
Insektsgrupperingarna som hade en signifikant skillnad i någon faktor analyserades vidare i Tukey-test (tabell 1). För grupperna fjädermygg och kortvingar kunde inte testet påvisa var inom interaktionsfaktorn skillnaden fanns. Gruppen för nattsländor hade en signifikant skillnad i avståndsfaktorn där Tukey-testet visade att avståndet 1 meter skiljde sig signifikant mot 20 meter. Insekter totalt hade signifikanta skillnader inom både avstånd och interaktionsfaktorn. Inom avståndsfaktorn skiljde sig 1 meter signifikant mot 20 meter. Inom interaktionsfaktorn skiljde sig parametrarna åt på ett sådant sätt att inget tydligt samband med behandlingsåtgärd gick att urskilja.

Tabell 1. Frihetsgrader (DF), F-värde (F), p-värde (p) och post hoc Tukey-test för alla insekter med faktorerna avstånd, behandling och interaktionsfaktorn avstånd gånger behandling

Table 1. Degrees of freedom (DF), F-value (F), p-value (p) and the result of the post hoc Tukey test for all insects with the factors distance, restoration type and the interaction factor

Insektsgruppering	Faktor	DF	F	P	Post hoc Tukey's
Barkborrar	avstånd	2	1,8638	0,1677	
Barkborrar	behandling	2	2,4624	0,0975	
Barkborrar	avstånd*behandling	4	2,1143	0,0959	
Bäcksländor	avstånd	2	1,0475	0,2086	
Bäcksländor	behandling	2	2,5052	0,0938	
Bäcksländor	avstånd*behandling	4	1,8480	0,1376	
Fjädermygg	avstånd	2	2,0268	0,1444	
Fjädermygg	behandling	2	2,0042	0,9959	
Fjädermygg	avstånd*behandling	4	2,7311	0,0416	-
Dagsländor	avstånd	2	2,4241	0,1009	
Dagsländor	behandling	2	1,9050	0,1615	
Dagsländor	avstånd*behandling	2	1,1260	0,3007	
Kortvingar	avstånd	2	0,5507	0,5806	
Kortvingar	behandling	2	1,6660	0,2012	
Kortvingar	avstånd*behandling	4	3,4628	0,0156	-
Nattsländor	avstånd	2	8,6543	0,0007	1m ≠ 20m
Nattsländor	behandling	2	1,4226	0,2525	
Nattsländor	avstånd*behandling	4	0,3229	0,8611	
Knott	avstånd	2	3,0573	0,0576	
Knott	behandling	2	0,4045	0,6699	
Knott	avstånd*behandling	4	0,1711	0,9519	
Insekter totalt	avstånd	2	5,0642	0,0068	1m ≠ 20m
Insekter totalt	behandling	2	0,0915	0,9126	
Insekter totalt	avstånd*behandling	4	2,9437	0,0205	1,R & 1, RR ≠ 20,R

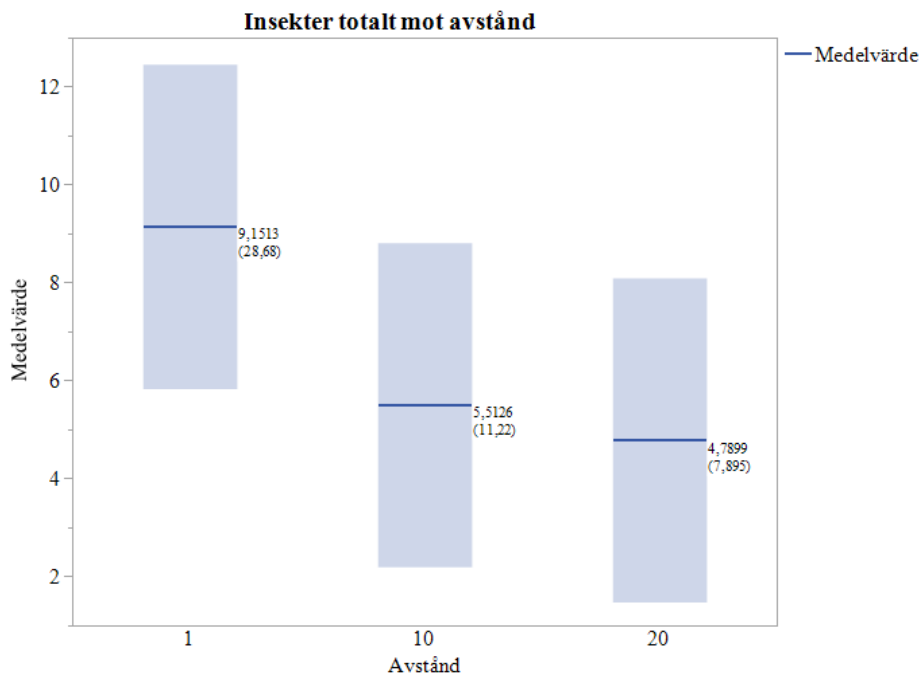
Tätheten av nattsländorna var högst närmast vattendraget (figur 8).



Figur 8. Medelvärdet för Nattsländor mot avstånd till vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidensintervallet.

Figure 8. The mean value for Trichoptera versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.

Även insekter totalt uppvisade samma mönster, med ett ökat antal närmare vattendragen (figur 9).



Figur 9. Medelvärdet för totalt antal insekter mot avstånd från vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidensintervallet.

Figure 9. The mean value for the total amount of insects versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.

När materialet delades upp i kategorierna akvatiska och terrestra (tabell 2), tvåvingar och sländor (tabell 3) innan analys, erhöles liknande resultat som i tabell 1. Behandling hade ingen signifikant effekt på tätheten av dessa grupper men avståndet till vattendragen och interaktionen mellan behandling och avstånd hade en signifikant effekt på vissa grupper.

Likaså analyserades även här de grupper som hade en signifikant effekt vidare i Tukey's. Med avseende på avståndsfaktorn var den enda insektsgrupperingen, där Tukey-testet inte signifikant kunde bevisa var skillnaden låg, gruppen för tvåvingar (tabell 3). Vidare inom avståndsfaktorn fanns däremot en signifikant skillnad för grupperingarna akvatiska insekter (tabell 2) och sländor (tabell 3), där avståndet 1 meter skiljde sig signifikant mot 10 och 20 meter. Inom interaktionsfaktorn kunde inte Tukey's visa var skillnaden låg för gruppen terrestra insekter (tabell 2).

Tabell 2. Frihetsgrader, F-värde, p-värde och resultatet från post hoc Tukey-test för de tidigare insektsgrupperingarna indelat i terrestra insekter (barkborrar och kortvingar) och akvatiska insekter (övriga) med faktorerna avstånd, behandling och interaktionsfaktorn avstånd gånger behandling

Table 2. Degrees of freedom (DF), F-value (F), p-value (p) and the result of the post hoc Tukey test for terrestrial (Scolytinae and Staphylinidae) and aquatic (all the remaining insects) with the factors distance, restoration type and the interaction factor

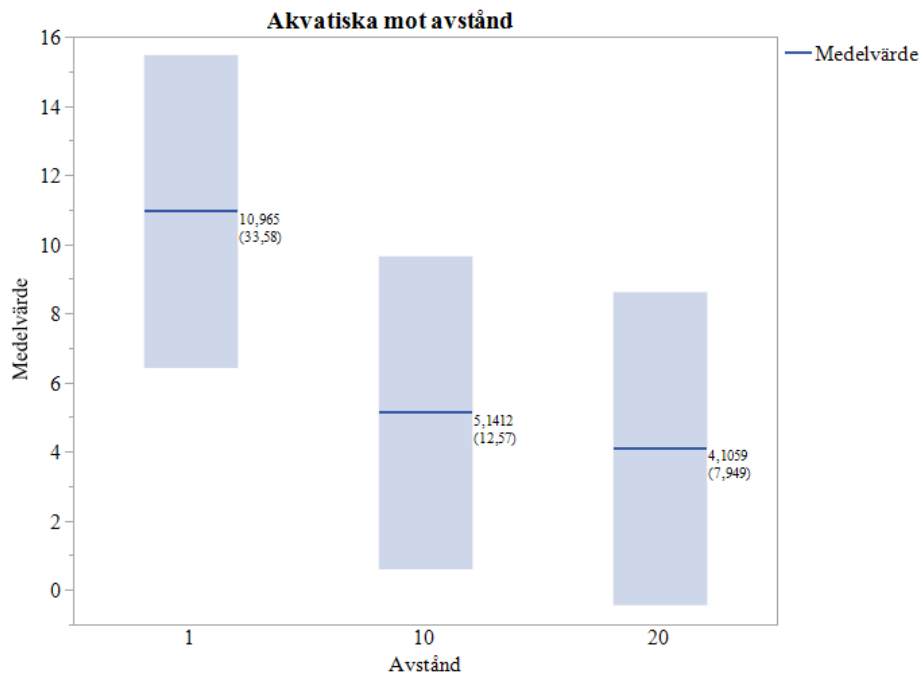
Insektsgruppering	Faktor	DF	F	p	Post hoc Tukey's
Terrestra	avstånd	2	1,3591	0,262	
Terrestra	behandling	2	2,0883	0,1297	
Terrestra	avstånd*behandling	4	2,596	0,0413	-
Akvatiska	avstånd	2	10,9618	<,0001	1m ≠ 10m & 20m
Akvatiska	behandling	2	1,1978	0,3036	
Akvatiska	avstånd*behandling	4	1,4945	0,2044	

Tabell 3. Frihetsgrader, F-värde, p-värde och post hoc Tukey-test för grupperna tvåvingar (fjädermygg och knottlarver) och sländor (bäck-, dag- och nattsländor) med faktorerna avstånd, behandling och interaktionsfaktorn avstånd gånger behandling

Table 3. Degrees of freedom (DF), F-value (F), p-value (p) and the result of the post hoc Tukey test for flies (Chironomidae and Simuliidae) and "Sländor" (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) with the factors distance, restoration type and the interaction factor

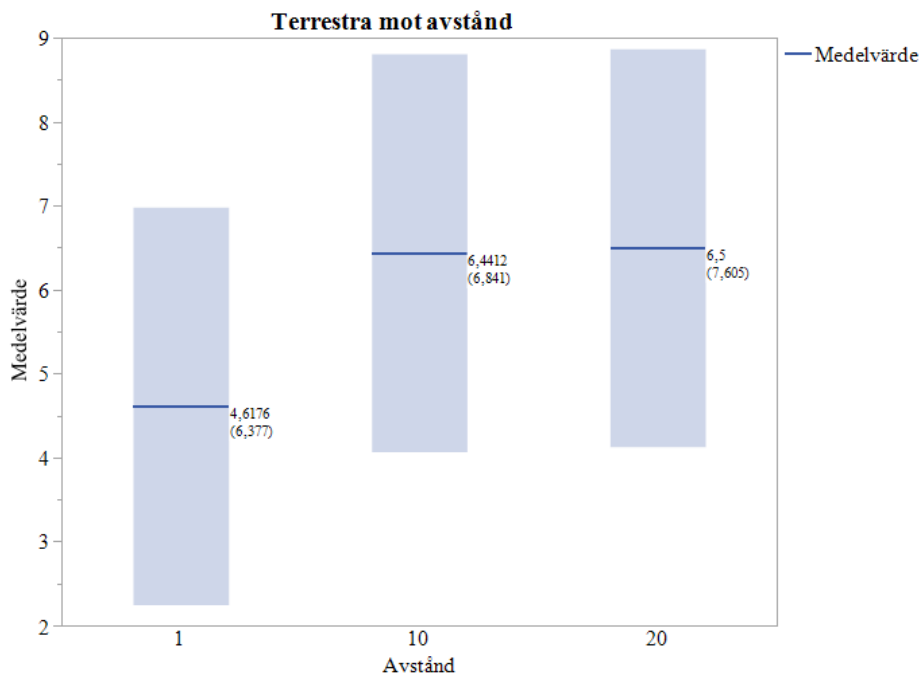
Insektsgruppering	Faktor	DF	F	p	Post hoc Tukey's
Tvåvingar	avstånd	2	3,2614	0,0428	-
Tvåvingar	behandling	2	0,2266	0,7977	
Tvåvingar	avstånd*behandling	4	0,6999	0,594	
Sländor	avstånd	2	9,5759	0,0001	1m ≠ 10m & 20m
Sländor	behandling	2	1,3235	0,2694	
Sländor	avstånd*behandling	4	1,2252	0,3028	

Akvatiska insekter reagerade på avstånd med ett ökat antal närmare vattendraget (figur 10). Samtidigt kan noteras att terrestra insekter tvärtom minskade i antal närmare vattendraget (figur 11), men denna skillnad var, som tidigare nämnts i tabell 2, inte signifikant.



Figur 10. Medelvärdet för akvatiska insekter mot avstånd till vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidensintervallet.

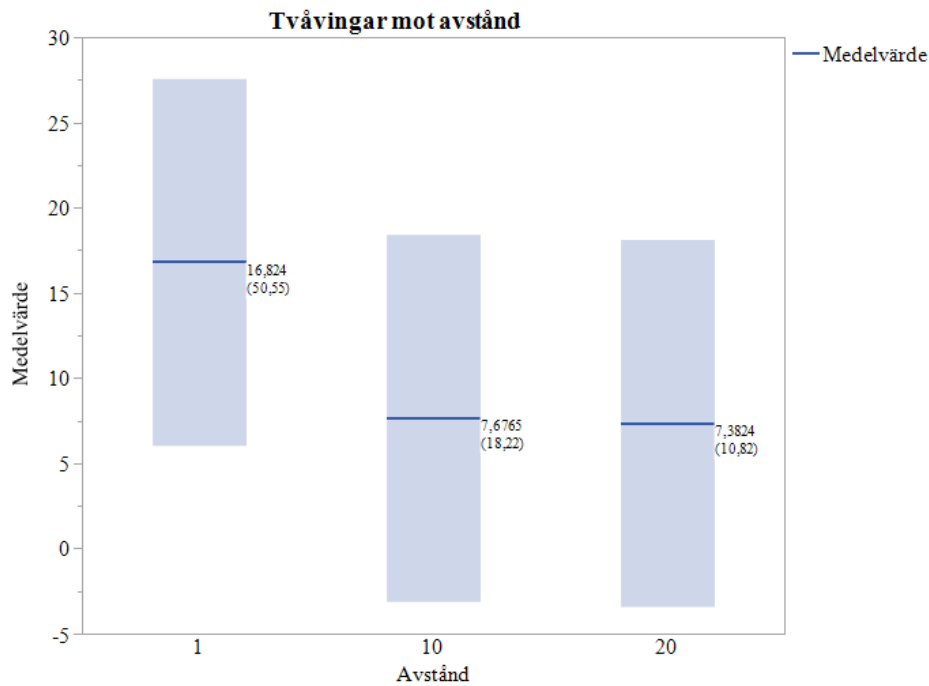
Figure 10. The mean value for aquatic insects versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.



Figur 11. Medelvärdet för terrestra insekter mot avstånd till vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidensintervallet.

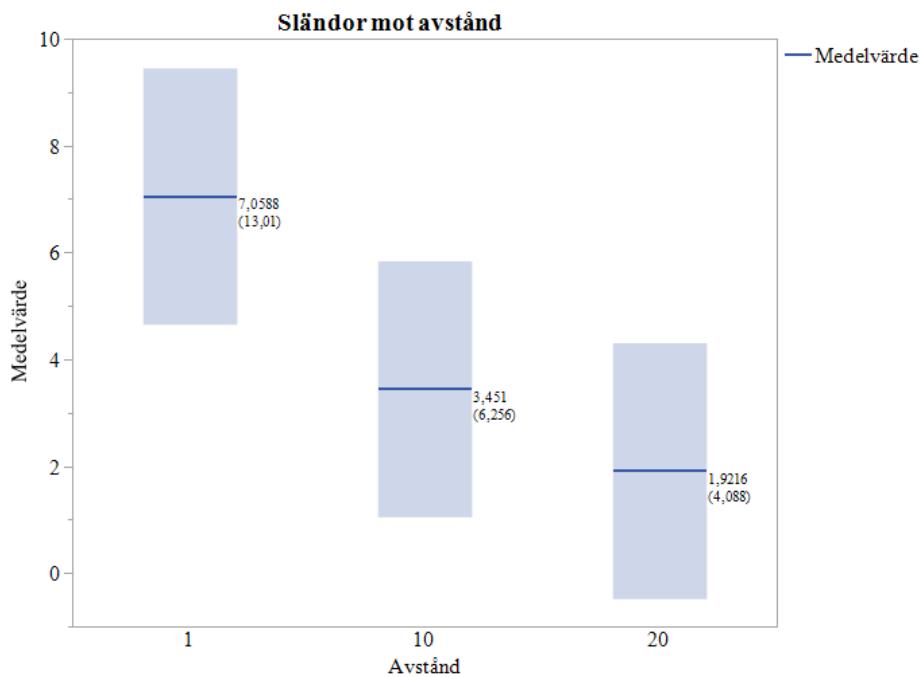
Figure 11. The mean value for terrestrial insects versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.

Tvåvingar och sländor reagerade likartat på avstånd där båda ökade i antal närmare vattendragen (figur 12, 13).



Figur 12. Medelvärdet för tvåvingar mot avstånd till vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidsintervallet.

Figure 12. The mean value for flies versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.



Figur 13. Medelvärdet för sländor mot avstånd från vattendragen, standardavvikelse inom parentes och det grå området representerar konfidsintervallet.

Figure 13. The mean value for the group "Sländor" versus distance from the rivers, standard deviation within parenthesis and the grey area represents the confidence interval.

DISKUSSION

Restaureringens effekt

Denna studie hade som syfte att utvärdera effekten av vattendragsrestaurering på insekters numerär. Resultatet visade att det inte fanns någon signifikant effekt av restaureringen. Från den inledande litteraturstudien ställdes hypoteserna att sländeinsekterna borde öka medan de tvåvingade insekterna borde minska efter restaurering. Hypoteserna ställdes mot bakgrunden av att vattendragsrestaurering teoretiskt medför en ökad heterogenitet i miljön och medför en kontinuerligare frekvens av små störningar (Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008; Nilsson et al. 2007). Störningar som enligt den intermediära störningshypotesen leder till högre artrikedom (Grime 1973; Horn 1975; Connell 1978). Trots detta fann de utförda analyserna inga bevis som talade för en högre artrikedom.

Nästa hypotes som ställdes var att de terrestra insekterna barkborrar och kortvingar borde öka i RR-restaureringen som följd av införseln och skapandet av död ved. Inte heller denna hypotes stöds av analyserna.

Resultatet är inte helt oväntat eftersom ett flertal tidigare studier inte heller funnit någon tydlig korrelation av restaurering och positiva effekter på insekter. Nilsson et al. (2015) påpekar det faktum att trots att heterogeniteten i vattendraget ökar är det svårt att från den aspekten se några samband med biotiska effekter, i synnerhet på insekter.

Brooks et al. (2002) utförde studier med syfte att efterlikna restaureringens effekt på heterogenitet i vattendraget. Deras studie kunde inte heller hitta några skillnader i artsammansättning mellan hög och låg habitatheterogenitet. Vad mer kan tilläggas angående den studien är att de menade att enbart en strävan efter ökad heterogenitet kan vara en ineffektiv metod om målet är att främja insekters återhämtning i restaurerade vattendrag. Pauliina et al. (2011) kommer fram till liknande slutsatser, men tillägger att när flottledsrensningen genomfördes, hade förlusten av habitatheterogenitet inte någon betydelse för insekternas numerär.

Ytterligare en studie inom samma område utförd av Verdonschot et al. (2016), hittade inte heller någon nämnvärd effekt på insekter som följd av restaurering. Däremot fann de en positiv effekt på hur insekterna påverkades om restaureringsprojekten skapade en god tillgång till flera små varierade habitat, så kallade mikrohabitat.

Slutsatsen om mikrohabitatens betydelse, fann även Hasselqvist et al. (2018) i en studie som visar att artrikedom och abundans av makrovertebrater, korrelerar med ökad heterogenitet i mikrohabitatet. Särskilt viktig, menar dem, är den varierande sedimentstorleken, vars ökade heterogenitet korrelerar med ökad artrikedom och abundans, där tillgången till allt från mindre kornstorlekar till större block är nödvändiga för att restaureringen ska ge en gynnsam effekt.

Värt att nämna är också att ett vattendrag som restaureras, innebär inte per automatik innebär en förbättring som leder till att hämmade organismsamhällen kan återhämta och etablera sig. Detta beror på att den miljö som fanns innan människan började påverka vattendragen är omöjlig att efterlikna helt, eftersom det i flera fall inte med säkerhet går att veta exakt hur den tidigare miljön såg ut. Vidare är det även känt att nya organismer som gynnas av en

restaurering, men inte fanns tidigare, kan trivas i det nyskapade habitatet och över tid utvecklas till nya organismsamhällen (Nilsson et al. 2007).

Gradient från vattendraget

Den hypotes som emellertid stöddes, var att insekternas numerär ökade närmare vattendraget. Hypotesen ställdes som en följd av att vattendragen utgör reproduktionsområde för de akvatiska insekterna, och som tidigare nämnts är fem av sju av de testade insektsgrupperna akvatiska.

Resultatet påvisade att det fanns signifikanta skillnader på avstånd för några insektsgrupperingar. Den enda enskilda grupperingen som påverkades var nattsländor, men de flesta av de sammanslagna insektsgrupperingarna påverkades av detta. Enligt den uppställda hypotesen skulle de akvatiska insekterna öka ju närmare vattendraget de befann sig vilket stämmer överens med resultatet. Det totala antalet insekter ökade även i antal närmare vattendraget, troligen med anledning av, som tidigare nämnts, att majoriteten av insekterna som ingår i denna studie är akvatiska.

Felkällor

De ekosystem och ekologiska reaktioner som studerats är mycket komplexa system och flera faktorer kan ha påverkat forskningsresultatet. Några påverkande faktorer i andra studier inom detta ämne kan vara att datainsamlingen pågått i ett för kort tidsperspektiv eller att vattendrag som studerats innehåller en för stor slumpvariabel för att kunna jämföras (Roni et al. 2005).

I denna studie har fem möjliga förbättringar identifierats för att minska slumpens inverkan eller andra typer av felkällor. För det första var endast tre fönsterfällor utsatta vid varje vattendrag. Om datat från fönsterfällorna innehåller ett för litet antal prover kan variationen inom proverna bli för stora, vilket gör det svårt att identifiera mönster. Något som stödjer detta är att variationen runt medelvärdet är mycket stora för vissa insektsgrupperingar (Figur 5, 6). Ett ökat antal prover skulle följaktligen kunna minimera dessa problem.

För det andra var insektsdatan insamlad under enbart en säsong, vilket medför osäkerheter kring om säsongen varit representativ i ett större tidsperspektiv. Datasetet riskerar att bli missvisande om den säsong datan var insamlad under, var utsatt för ett särskilt gynnsamt klimat som i sin tur tillfälligt skulle kunna gynna någon av insektsgrupperingarna. Data som istället skulle samlas in under flera säsonger skulle förmodligen resultera i ett mer representativt dataset.

För det tredje kan bäcksländornas svärmningstid utgöra en felkälla. Svärmningstiden för flertalet arter av bäcksländor infaller tidigt på våren, vissa till och med just efter islossningen. Om sådana arter var dominerande i de utvalda vattendragen blir arterna frånvarande från fönsterfällorna inom loppet av insamlingsperioden. För att motverka detta borde fällorna vara utsatta tidigt under vårvintern, vilket inte skedde i detta fall.

För det fjärde var de olika restaureringstyperna genomförda på olika vattendrag. Insektsgrupperingarnas medelvärde i numerär för de olika vattendragen kan därför skilja sig från varandra med anledning av lokala skillnader och inte från restaureringen i sig. Dessa

skillnader kan bero på att vissa vattendrag kanske utgör ett mer lämpligt habitat för vissa insektsgrupperingar än andra, vilket i sin tur kan leda till att medelvärdena inte beror på restaureringens effekt, utan istället beror på de olika levnadsmiljöerna för insekterna. Om så är fallet blir följden att vattendragen är olämpliga att jämföras med varandra. Det optimala hade varit att först genomföra kontrollprover innan restaureringen genomfördes och sedan utföra ytterligare en datainsamling efter genomförd restaurering.

Den femte och sista felkällan är osäkerheten kring insekternas predationstryck, främst från fiskarter. Om restaureringen leder till en ökad fisktäthet, eller förblir densamma medan vattenarean ökar, leder detta till mer fisk per vattendrag. Som en följd av detta går fler insekter åt till fiskföda. Om detta ökade födointag står i korrelation till ökning av insekter, leder det till samma relativa predationstryck på insekterna. Kort sagt ger alltså en datainsamling från fönsterfällor samma antal insekter vid olika restaureringsåtgärder, eftersom ökningen av insekterna blir uppätta.

Slutsatser

Idag utförs restaurering med laxfiskarna i huvudfokus. Restaurering med fiskar i åtanke har ingen effekt på insekternas numerär och sammansättning. Slutsatsen från denna studie är att restaurering med syfte att återskapa livsmiljöer för laxfiskar, inte inkluderar de aspekter som utlysts som väsentliga för att organismer på insektsnivå ska gynnas. För att lyckas med detta, bör fokus ligga på mikrohabitatet. Viktigast för mikrohabitatet är att det finns en tillräckligt stor heterogenitet, särskilt med tillgång till variation i sedimentstorlek.

Flertalet av de insektsgrupperingar som behandlats i denna studie utgör en betydande del av födan till laxfiskpopulationen. Denna aspekt belyser vikten av att också utföra restaureringen med insekter i fokus. Ett livskraftigt akvatiskt insektssamhälle utgör grunden i näringskedjan för att möjliggöra vitala fiskpopulationer. Detta gör det viktigt att under själva restaureringsarbetet tänka på att utföra de specifika åtgärder som gynnar de akvatiska insekterna.

Ett fortsatt forskningsarbete behövs på detta område och ett förslag till ett påbyggande arbete skulle kunna vara att undersöka vattendrag likt denna studie, men där fisk inte är närvarande. Genom denna metod skulle fiskarnas påverkan på insektspopulationer kunna uteslutas. Ett annat förslag är att studera fiskarnas fettförhållanden i olika restaurerade vattendrag, med syfte att undersöka om deras födotillgång förändras i samband med restaurering.

REFERENSLISTA

- Ahlbäck, A. Albertsson, Rolf. (2006). *Flottning och flottleder i södra Sverige*. Jönköping. CO-print.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. (2003). *Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trouts in rivers and streams*. Fisheries Research 62.
- Betz, O. Irmeler, U. Klimaszewski, J. (2018). *Biology of Rove Beetles (Staphylinidae) Life History, Evolution, Ecology and Distribution*. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- Brittain, J.E. (1982) *Biology of mayflies*. Annual Review of Entomology 27.
- Brooks, S. Palmer, M. Cardinale, B. Swan, C. Ribblett, S. (2002). *Assessing Stream Ecosystem Rehabilitation: Limitations of Community Structure Data*. Restoration Ecology 10.1.
- Connell, J.H. (1978) *Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state*. Science, 199.
- Fiskeriverket och Naturvårdsverket. (2008). *Ekologisk restaurering av vattendrag*. Göteborg: Fiskeriverket. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Grime, J.P. (1973) *Competitive exclusion in herbaceous vegetation*. Nature, 242.
- Göteborgs universitet. (2017). *Fjädermyggor (Chironomidae)*. Tillgänglig: <https://virtuedata.se/sv/artgrupper/sotvatten/fjadermyggor-chironomidae> [2019-03-14]
- Göteborgs universitet. (2017). *Dagsländor (Ephemeroptera)*. Tillgänglig: <https://virtuedata.se/sv/artgrupper/sotvatten/dagslandor-ephemeroptera> [2019-03-14]
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019). *Levande sjöar och vattendrag fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålen 2019*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten (Rapport 2019:2).
- Hasselquist, E.M., Lina, E.P., Kahlert, M., Nilsson, C., Sandberg, L., Brendan, G.M. (2018) *Contrasting Responses Among Aquatic Organism Groups to Changes in Geomorphic Complexity Along a Gradient of Stream Habitat Restoration: Implications for Restoration Planning and Assessment*. Water 10.10.
- Helfield, J.M. Capon, S.J. Nilsson, C. Jansson, R. Palm, D. (2017). *Restoration of rivers used for timber floating effects on riparian plant diversity*. Ecological Applications, 17(3). Ecological Society of America.
- Horn, H.S. Cody M.L. Diamond, J.M. (1975) *Markovian properties of forest succession*. Ecology and evolution of communities, Belknap Press, Cambridge, MA.
- Knight, A. Gaufin, A. (1966). *Oxygen Consumption of Several Species of Stoneflies (Plecoptera)*. Journal of Insect Physiology 12.3.
- Müller K. (1962). *Flottnings inverkan på fisket*. Svenska flottledsförbundet.
- Murray, D. A. (1980). *Chironomidae : Ecology, Systematics, Cytology, and Physiology. Proceedings of the 7th International Symposium on Chironomidae*. Dublin First edition. Oxford, England: Pergamon Press, 1980.
- Naturvårdsverket. (2006) *Död ved i leveande skogar. Hur mycket behövs och hur kan vi nå målet?* Rapport 5413.
- Naturvårdsverket (2019). *Sveriges miljömål*. Tillgänglig: <http://sverigesmiljomal.se/sa-fungerar-arbetet-med-sveriges-miljomal/> [2019-03-04]

Nilsson, C. Brännäs, E. Helfield, J. M. Hjerdt, N. Holmqvist, D. Lepori, F. Lundqvist, H. Malmqvist, B. Palm, D. Törnlund, E. Westbergh, S. Östergren, J. (2007). *Återställning av älvar som använts för flotning: en vägledning för restaurering*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5649 februari 2007).

Nilsson, C. Polvi, L. Gardeström, J. Hasselquist, E. Lind, L. Sarneel, J. (2015) *Riparian and In-stream Restoration of Boreal Streams and Rivers: Success or Failure?* *Ecohydrology* 8.5 (2015).

Palm, D. (2005). *Float-Way Restoration in Northern Scandinavia, Effects on Juvenile Atlantic Salmon (Salmo Salar) and Brown Trout (Salmo Trutta)*. Umeå: Vattenbruksinstitutionen, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport nr 41.

Pauliina. L, Heikki. M, Riku. P, Ari. H, Teppo. V, Aki. M.P., Timo. M. (2011). *Twenty Years of Stream Restoration in Finland: Little Response by Benthic Macroinvertebrate Communities*. *Ecological Applications* 21.6

Peckarsky BL, Taylor BW, Caudill CC. (2000). *Hydrologic and behavioral constraints on oviposition of stream insects: implications for adult dispersal*. *Oecologia* 125.

Roni. P, Hanson, K, Beechie, T, Pess, G, Pollock, M. & D.M. Bartlett. (2005). *Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems*. FAO Fisheries Technical Paper 484.

Törnlund, E. Östlund, L. (2002). *Floating Timber in Northern Sweden: The Construction of Floatways and Transformation of Rivers*. *Environment and History* 8.1.

Verdonschot, R. Kail, J. McKie, B. Verdonschot, P. (2016). *The Role of Benthic Microhabitats in Determining the Effects of Hydromorphological River Restoration on Macroinvertebrates*. *Hydrobiologia* 769.1