



UMEÅ UNIVERSITET

# **Kanalisering och restaurering av vattendrag påverkar mossamhällen i strandzonen - En studie av Vindelälvens biflöden**

Anders Aalto

Examensarbete, 15 hp

Kandidatprogrammet i biologi och geovetenskap, inriktning biologi, 180hp

Vt 2018

# **Channelization and restoration affects bryophyte communities in the riparian zone - A study of tributaries to Vindelälven**

## **Abstract**

This study compared three different types of reaches at streams and how bryophyte species richness, diversity and abundance in the riparian zone differ between them. The different types of reaches are those that have been treated by two types of restoration techniques (best practise and advanced) and streams that have still not been restored (channelized). The bryophytes were gathered from 15 tributaries to Vindelälven, which is in northern Sweden. Bryophyte species richness and diversity was highest at the streams that were still not restored, and I found numerous factors that could explain why this was the case. Fourteen environmental variables were tested against the three bryophyte factors to try to explain the variation found in the study. Time since restoration and the amount of tree biomass in the area could explain the species richness found at the different river types. The study shows that short-term effects of restoration on the riparian zone is a decrease in bryophyte species richness and diversity. However, given enough time the bryophytes are expected to recover in regards to species richness and diversity.

Keywords: channelization, restoration, riparian zone, bryophytes

## Innehållsförteckning

<b>1 Inledning och bakgrund .....</b>	<b>1</b>
1.1 Syfte .....	2
<b>2 Material och metod .....</b>	<b>3</b>
2.1 Studieområde.....	3
2.2 Fältmetod .....	4
2.3 Laboratoriemetod.....	4
2.4 Dataanalys .....	5
<b>3 Resultat .....</b>	<b>5</b>
<b>4 Diskussion .....</b>	<b>9</b>
4.1 Slutsats .....	10
<b>5 Referenser .....</b>	<b>11</b>

## Bilagor

- I Artlista
- II De 14 variablerna
- III Artikelnummer/Artnamn

# 1 Inledning och bakgrund

Friskt strömmande vattendrag är en förutsättning för att tillgodose habitat för en myriad av olika arter, ekosystemtjänster och i många fall en nödvändighet för människans överlevnad (Postel och Richter 2003). Strandzonen längs vattendragen är ett av de viktigaste habitaterna för ett stort antal arter (Bendix 1999; Nilsson och Grelsson 1990). Strandzonen utsätts ofta av översvämningar, sedimentavlagring, erosion, torka och tjäle som gör detta område till ett område med många störningar, vilket utsätter de växter och djur som lever där för en hög stress (Grimje 1979; Naiman m.fl. 1998; Bendix 1999). På grund av detta så är det sällan man finner strandzoner som är helt dominerade av en art, utan det är ofta en mosaik av arter med hög diversitet (Naiman m.fl. 1993; Naiman m.fl. 1998). Strandzonen brukar definieras som området mellan vattendragets högsta och lägsta vattenlinje samt området som påverkas av förhöjd grundvattennivå nära vattendraget (Naiman m.fl. 1993). Det är viktigt att ha en bestämd definition av strandzonen då användandet av kantzoner/buffertzoner har blivit en vanlig metod för restaurering av vattendrag (Bren 1995).

Merparten av Sveriges vattendrag har påverkats av mänsklig aktivitet. Sedan mitten av 1800-talet till 1970-talet användes vattendragen i Sverige för att frakta timmer till kusterna. För att underlätta transporten av timmer tog man bort stora stenar som kunde blockera transporten, man rätade även ut vattendragen för snabbare transport och man blockerade sidokanaler (Törnlund och Österlund 2002). Förändringarna påverkade strandzonen genom att översvämningens frekvens minskade och de stenar som blev borttagna från vattendragen hamnade istället på strandzonen, vilket förändrade habitatet för många strandzonsarter (Bendix 1999; Nilsson och Grelsson 1990). Bendix (1999) visade att strandzoner med lägre översvämningens frekvens har en lägre diversitet än strandzoner med hög översvämningens frekvens. Människan har påverkat strandzonen på ett negativt sätt och då habitatet, som är ett av de viktigaste för hög diversitet på land har förändrats, har artrikedomen och diversitet minskat som följd (Bendix m.fl. 1999; Nilsson och Grelsson 1990; Gleick 2003). Därför har restaurering av vattendrag blivit allt vanligare och kommer även ha en viktig roll i framtiden för hantering av olika miljöproblem (Palmer m.fl. 2004). Restaurering av vattendrag brukar ofta innebära att man försöker återställa de abiotiska faktorerna som de var innan mänsklig påverkan skedde. Genom återställandet tror man att de naturliga arterna som försvann på grund av förändringen i abiotiska faktorerna återkommer (Parker 1997). Restaurering genomförs ofta för att gynna de vattenlevande arterna i vattendragen och man prioriterar främst fisk (Gardeström m.fl. 2013). Det är dock sällan man restaurerar i syfte av att gynna strandzonen och de växter som lever där, trots att det är ett väldigt viktigt habitat för både växter och djur (Bendix 1999; Nilsson och Grelsson 1990). Strandzonen har utöver en viktig roll för att bibehålla en hög diversitet av landlevande- och vattenlevande arter även en viktig roll som en buffertzona för vattendragen och filtrerar sediment, tar upp näringsämnen och förhindrar erosion (Hood och Naiman 2000).

Strandzonen är ett habitat för en stor skara av olika arter, och mossor är en utav dem. Mossor är en grupp som har en viktig roll inom strandzonen. De bidrar till vattenbalansen och näringsupptag i sitt habitat och förhindrar även erosion. Mossor agerar också som habitat för andra organismer (Jönsson 2003). I mänskligt opåverkade områden är artrikedomen av mossor ofta högre än artrikedomen av kärlväxter, samt där det är fuktigt och näringsrikt. Strandzoner som inte har blivit påverkade av mänsklig aktivitet är således ett utmärkt habitat för mossor och en hög förekomst av mossor kan indikera att området har varit orört under en längre tid (Hörnberg m.fl. 1998). Dynesius (2001) visade att i en slumpmässigt utvald inventeringsyta vid strandzonen längs ett vattendrag finns det tre till fyra gånger fler mossarter än vid en lika stor yta inne i skogen. Mossorna är således en bra artgrupp att inventera för att kontrollera ifall restaurering av vattendrag påverkar strandzonen positivt eller negativt. Man bör däremot tänka på tidsaspekten när man inventerar mossor eftersom det kan ta över åtta år för mossamhällen att återhämta sig efter

den störning som en restaurering innebär (Nilsson m.fl. 2014). Trots mossornas viktiga roll i strandzonen är det sällan man studerar vilken effekt restaurering har på mossorna i strandzonen, vilket denna studie gör.

## 1.1 Syfte

Detta examensarbete syftar till att studera hur två olika typer av restaureringstekniker samt kanalisering påverkar mossor med hänsyn till artrikedom, diversitet och täckningsgrad (Figur 1). De två typerna av restaureringstekniker som använts kallas för bästa praxis och avancerad. Bästa praxis restaurering innebär att man återfört större stenar som blivit borttagna för timmerflottning tillbaka till vattendragen; man öppnar även upp vissa sidokanaler som tidigare har stängts. Avancerad restaurering innebär att man gör ytterligare förbättringar av ett vattendrag som redan blivit restaurerad med bästa praxismetoden. Vid avancerad restaurering kompletterar man föregående restaurering genom att fälla träd, anlägga lekplatser för fiskar och transporterar större stenblock till vattendragen från den närliggande omgivningen. Detta görs för att återställa det naturliga vattenflödes regimen och det naturliga habitatet i vattendragen.

Tidigare studier har visat att kanaliserade vattendrag har lägre översvämningsfrekvens och högre habitatmogenitet än vattendrag som inte blivit kanaliserade. En minskad översvämningsfrekvens och högre mogenitet påverkar artrikedom, diversitet och täckningsgrad av mossor negativt (Bendix 1999; Palmer m.fl. 2010). Mänsklig påverkan, såsom kanalisering, har en negativ effekt på artrikedom, diversitet och täckningsgrad av mossor. Ju färre år sedan senast mänskligt ingrepp i strandzonen har gjorts desto desto färre arter, diversitet och täckningsgrad av mossor finns det (Nilsson m.fl. 2014; Muotka och Syrjänen 2007; Figur 6). Därför kan man förvänta sig att efter restaurering finns det färre arter än innan. Kanaliserade vattendrag har annorlunda habitatstruktur i förhållande till de restaurerade sträckorna, vilket påverkar hur artsammansättningen ser ut vid de olika typerna av sträckor (Gardeström m.fl. 2013). Min fråga är om bästa praxis och avancerade vattendrag har en mer liknande artsammansättning än de kanaliserade vattendragen, samt om vattendrag som är avancerat restaurerade har täckningsgrad och artrikedom än vattendrag som är restaurerade med bästa praxismetoden och vattendragen som är kanaliserade. Mina hypoteser, är följande: (1) de kanaliserade vattendragen har lägst artrikedom, artdiversitet och täckningsgrad, (2) bästa praxissträckor har högre artrikedom och täckningsgrad än avancerat restaurerade sträckor, samt att (3) bästa praxis och avancerat restaurerade sträckor borde likna varandra mer i artsammansättning än vad de kanaliserade vattendragen liknar någon utav dom.



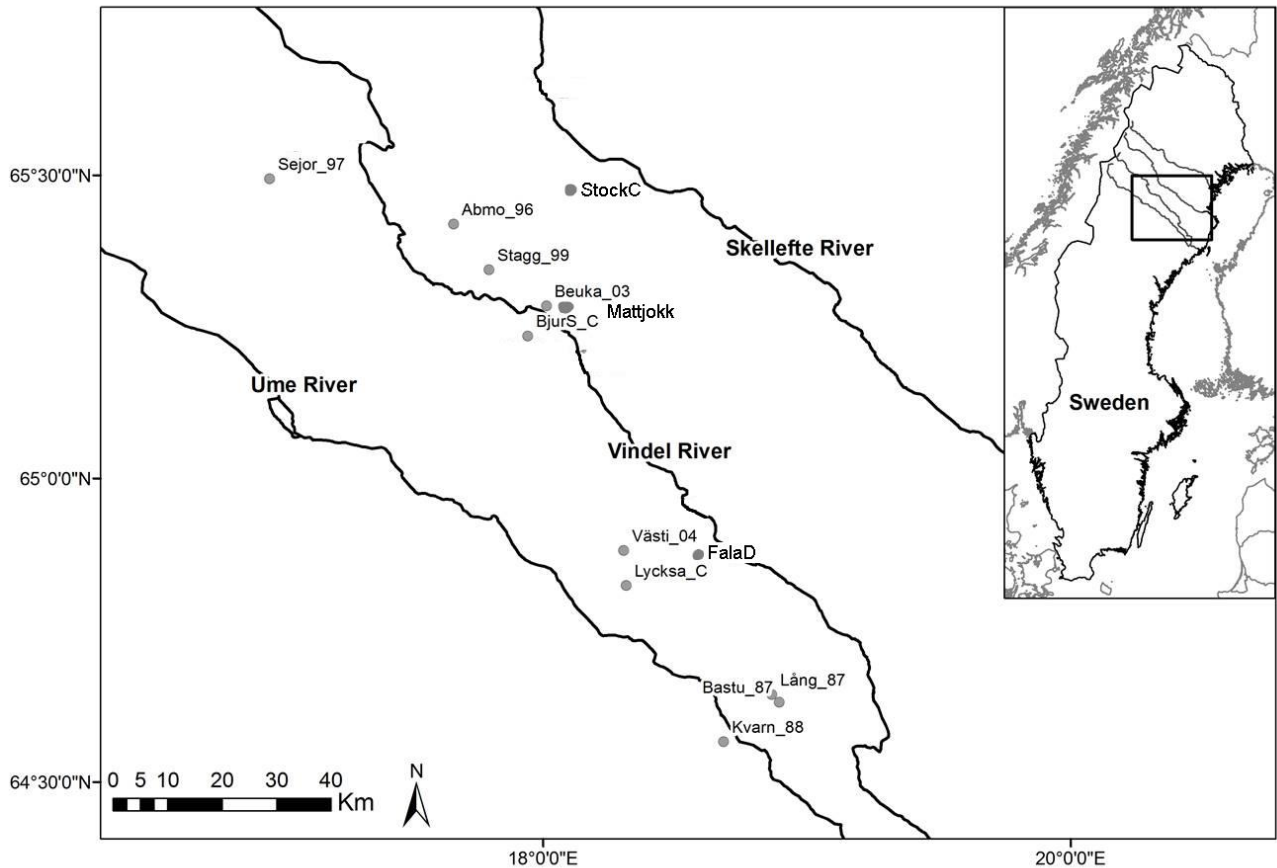
Figur 1. Olika typerna av vattendrag som ingår i studien. A) Bästa praxis restaurerad, B) Avancerat restaurerad, och C) Kanaliserad.

## 2 Material och metod

### 2.1 Studieområde

Alla vattendrag där mossorna samlades in är biflöden till Vindelälven (Figur 2), vilken är lokaliserad i norra Sverige. I Sverige finns det fyra nationella älvar som är icke-reglerade av vattenkraft, Vindelälven är en utav dem. Avrinningsområdet för Vindelälven är 12 650 km<sup>2</sup> och älven är 453 km långt och härstammar från gränsen mellan Sverige och Norge (Persson och Jonsson 1997). Vindelälven färdas från gränsen mot sydväst, parallellt med Umeälven innan de två slås samman till en älv, ca 25 km väst från Umeå (Hasselquist m.fl. 2015). Vindelälven har kvar sin ursprungliga vattennivåregim med låga flöden på senvintern och

höga flöden på våren (Nilsson m.fl. 1991). Alla vattendragen i detta examensarbete är biflöden till Vindelälven och ingår i "Vindel River LIFE project". En viktig del i "Vindel River LIFE project" är att övervaka hur restaurering påverkar vattendragen och strandzonerna (Vindel River LIFE 2014).



Figur 2. De olika lokaler i Vindelälven där mossorna insamlades.

## 2.2 Fältmetod

All marklevande och vedlevande mossvegetation som fanns inom en 25 x 25 cm kvadrat samlades in, från tre olika höjder längs strandzonen (0 cm, 40 cm och 80 cm ovanför sommarlågvattnet av vattendraget) längs fem transekter. De insamlade mossorna från varje transekt sparades i papperspåsar där lokal, datum vid insamling, höjd ovanför vattnet och transektnumret noterades. Mossorna torkades därefter i 60 grader under 48 timmar och förvarades i ett torrt klimat innan de artbestämdes. Mossorna samlades in i augusti 2011.

## 2.3 Laboriemetod

För att detta projekt skulle vara genomförbart med hänsyn till tidsaspekten så har tre av fem transekter använts för artbestämning av insamlade mossor. Detta betyder att enbart mossor från transekten 1, 3, 5 och från höjden 40 cm ovanför vattenytan från varje lokal har artbestämts. Mossorna från varje provyta har artbestämts enskilt. Mossorna rensades från alger och annat material som inte behövdes för artbestämningen och sorterades in i lägsta taxonomiska nivå i separata petriskålar (85 mm i diameter). Mossor som var svåra att sortera placerades i petriskålar och sorterades med hjälp av ett mikroskop och artbestämdes

därefter. Abundansen av varje enskild art i en provyta bestämdes genom att uppskatta hur många 2x2 cm kvadratytor dom täckte på ett rutnät i labb (av totalt 100 rutor). Mossorna samlades in vid totalt 15 lokaler (Figur 2). Av de 15 lokalerna (tabell 1) var tre kanaliserade, nio restaurerade med bästa praxis metoden och tre med den avancerade metoden.

## 2.4 Dataanalys

Microsoft Excel (2016) med tillägget "Analysis Toolpak" användes för att utföra envägs-ANOVA för artrikedom samt täckningsgrad. Ifall det fanns en signifikant ( $p < 0.05$ ) skillnad för artrikedom eller täckningsgrad mellan de tre olika vattendragstyperna (bästa praxis, avancerad, kanaliserad) användes Bonferroni post hoc test för att kontrollera var skillnaden fanns. För att jämföra diversitet mellan de olika lokalerna användes Shannon-Wiener index och sedan en envägs-ANOVA för att se om det fanns en signifikant skillnad i diversitet mellan de tre olika typerna av vattendrag. Totalt fanns det 15 lokaler varav tre av kanaliserade, 9 restaurerade med bästa praxis metod och tre med avancerad metod. Varje lokal hade 3 provytor (transekt 1, 3 och 5). Den statistiska analysen gjordes på provytenivå.

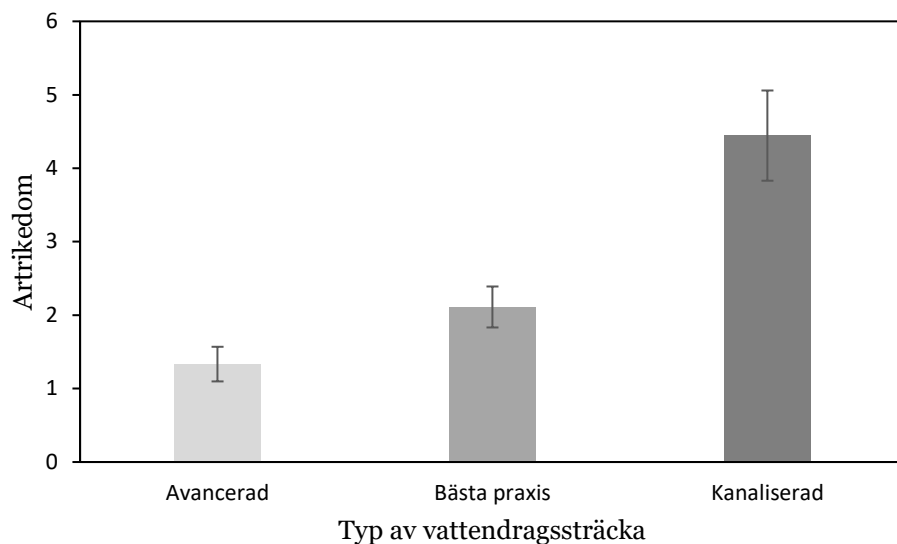
Artrikedom, diversitet och täckningsgrad testades mot 14 olika variabler (bilaga 2) med hjälp av "Pearsons korrelationskoefficient" för att undersöka skillnaden mellan de olika vattendragstyperna. De 14 variablerna var följande: Strandzonslutning vid 40cm, strandzon bufferzon, kg trädbiomassa per sträcka, bladområde index, avstånd till sjö uppströms, djup av bäckarna, medeltäckningsgraden av storlekspartiklarna fin, ler, sand, grus, sten och block i bäckarna, medeltäckningsgraden av ved i bäcken och slutligen 50:nde (D50) percentilen substrat i bäcken. Strandzonenslutning mättes med hjälp av klinometer och mätstång, buffertzonen mättes med avstånd från bäckkanten till närmaste störtning vid två punkter längst sträckan. Kg trädbiomassa mättes i 5, 3x10 meter transekter som härstammade vid bäckkanten upp till en 60m sträcka. Bladområde index mättes med hjälp av en standardiserad metod, se Stenberg m.fl. (1994). Avstånd till sjö mättes med google maps mätnings verktyg. Alla partikelstorlek samt veden mättes genom att ha 30 25x25cm ytor i bäckarna. D50 mättes genom mätning av substratet. Endast variabler med korrelationsvärde högre än 0.35 eller mindre än -0.35 användes för att göra en regressionsanalys för att se om den variabeln kunde förklara skillnaden i artrikedom, diversitet eller täckningsgrad. Microsoft Excel användes även för att utföra en regressionsanalys mellan artrikedom och år sedan senast mänskliga påverkan (kanalisering och restaurering) samt en regressionsanalys för mängden träd biomassa (kg) per sträcka gentemot artrikedom.

Med hjälp av Rstudio Team (2016), R Core team (2018) och tillägget vegan (Oksanen m.fl. 2010) gjordes en NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) för att visualisera likheten eller olikheten mellan de 15 olika lokalerna där mossor har tagits ifrån. NMDS gjordes med funktionen metaDMS, som gör roten ur omvandling och Wisconsin dubbel standardisering av data, metaDMS använder Bray-curtis Dissimilarity index.

## 3 Resultat

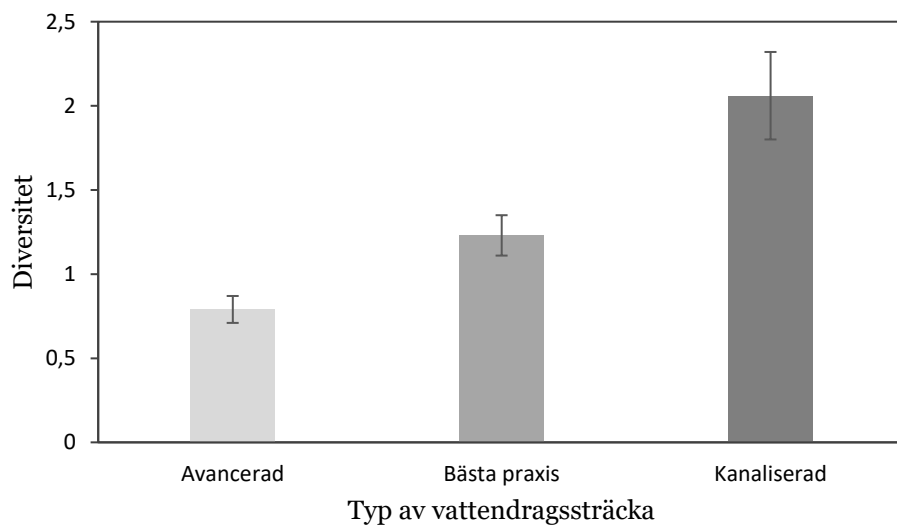
De kanaliserade sträckorna längs vattendrag som inte ännu hade restaurerats hade högst artrikedom ( $P < 0,001$   $df = 2$ ,  $F = 11.08$ , Figur 3). Totalt hittades 44 mossarter i provytorna totalt sett för alla vattendrag (Bilaga 1). Avancerade och bästa praxissträckorna hade signifikant färre arter än de kanaliserade sträckorna ( $P < 0,001$  och  $P < 0,001$ ). Dock fanns ingen skillnad i artrikedom mellan avancerade och bästa praxis restaurerade sträckor ( $P > 0,05$ ).





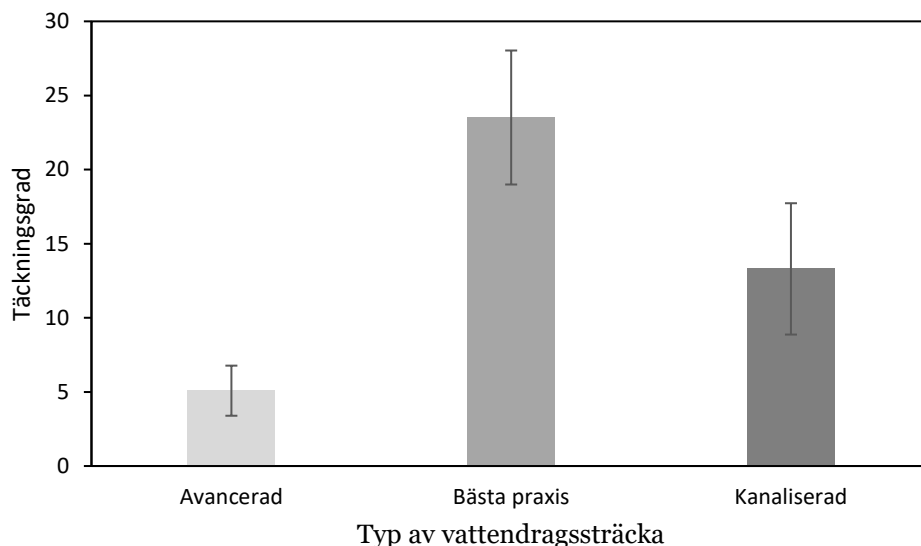
Figur 3. Artrikedom (medelvärdet) per vattendragstyp (Bästa praxis, Avancerad och Kanaliserad). S.E ± 1. ANOVA.

Liknande resultat gällde även för diversitet där de kanaliserade sträckorna hade högst diversitet ( $P = 0.002$ ,  $df = 2$ ,  $F = 10.26$ , Figur 4). Skillnaden var signifikant mellan avancerad och kanaliserad ( $P = 0,002$ ), samt mellan kanaliserad och bästa praxis sträckor ( $P = 0,013$ ), men inte mellan avancerad och bästa praxis restaurerade sträckor ( $P > 0,05$ ).



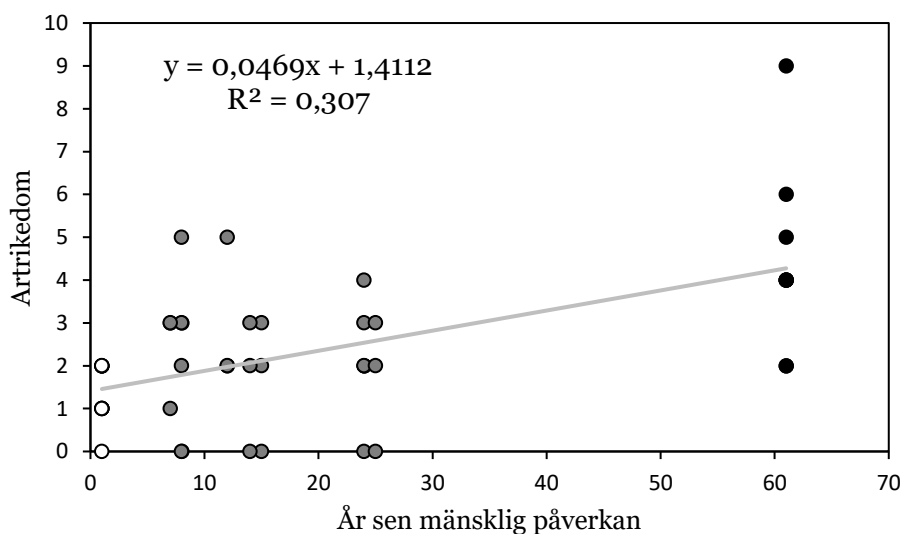
Figur 4. Diversitet (Shannon-wiener index) för de olika vattendragstyperna, bästa praxis, avancerad och kanaliserad sträckor, S.E±1.

Täckningsgraden skiljde sig signifikant mellan bästa praxis och avancerade sträckor ( $P = 0.003$ ) (figur 5) och mellan kanaliserade och avancerat restaurerade sträckor ( $P = 0.03$ ). Däremot fanns det ingen skillnad i täckningsgrad mellan kanaliserade och bästa praxis ( $P > 0.05$ ).



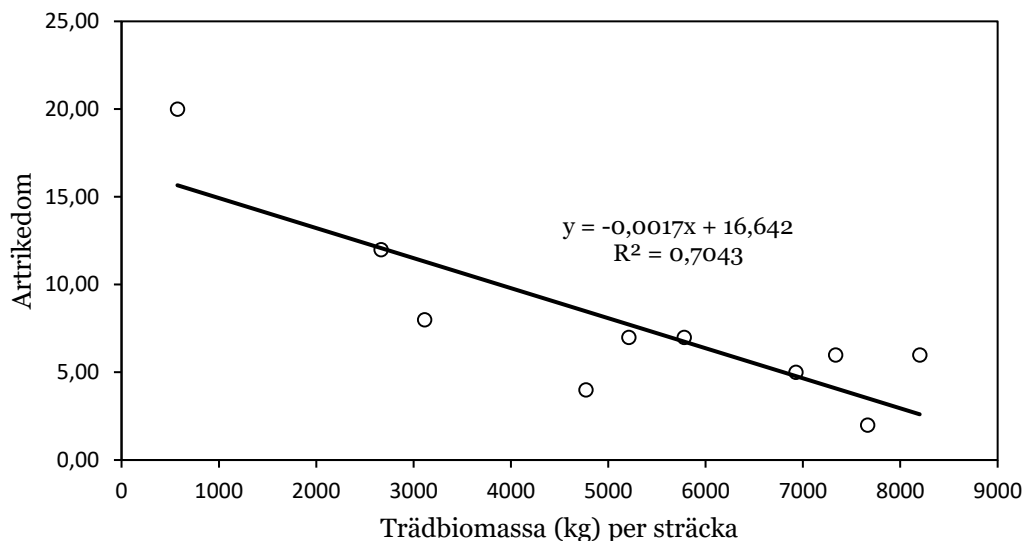
Figur 5. Täckningsgrad för de olika vattendragstyperna: avancerade och bästa praxis restaurerade samt kanaliserade sträckor. S.E ± 1.

En regressionsanalys gjordes för att jämföra artrikedom mot tid sedan senast mänsklig påverkan för att se om tid kunde vara en förklaring till varför artrikedomen skiljde sig mellan vattendragen. Artrikedomen ökar med år sedan senast mänsklig påverkan (Figur 6).



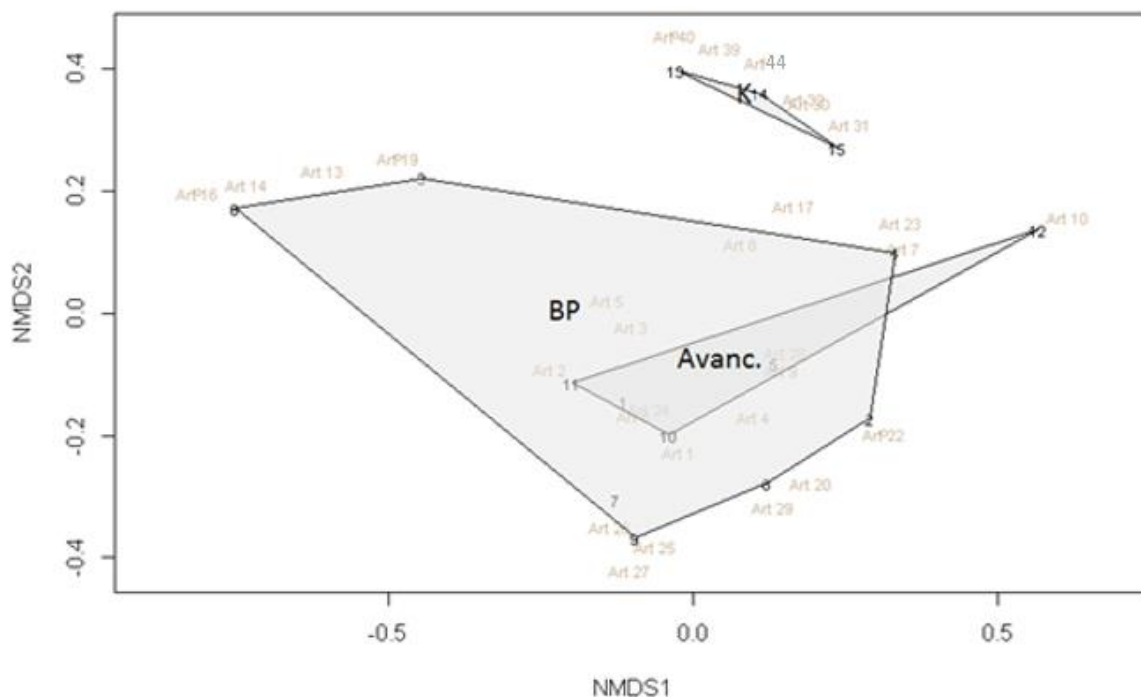
Figur 6. Sambandet mellan artrikedom och år sedan senast mänsklig påverkan ( $P < 0,001$ ,  $df = 1$ ,  $F = 19,35$ ). Med mänsklig påverkan inkluderas både kanaliseringen som skedde kring 1950 och restaureringar 1987-2010. Vita pluppar = avancerade sträckor, gråa = bästa praxis och svarta = kanaliserade vattendrag.

Totalt testades 14 miljövariabler för att förklara skillnader i artrikedom, diversitet och täckningsgrad (Bilaga 2). Endast en av miljövariablerna visade på ett signifikant samband, nämligen att artrikedomen minskade när mängden trädbiomassa ökade ( $P = 0,002$ ) (Figur 7).



Figur 7. Sambandet mellan artrikedom och trädbiomassa (kg) per sträcka ( $P = 0,002$ ,  $df = 1$ ,  $F = 19,06$ ).

För att jämföra skillnaden mellan vattendragen och deras artsammansättning gjordes en NMDS baserad på artsammansättning vid alla vattendrag (Figur 8). NMDS indikerar på att artsammansättningen längs bästa praxis och avancerat restaurerade sträckor liknar varandra mer i artsammansättning än vad det gör med kanaliserade sträckor.



Figur 8. NMDS över artsammansättningen av mossor vid alla lokaler (15). Arter och lokaler närmare varandra är mer lika i förhållandet till artsammansättning. De grå rutorna representerar de olika vattendragstyperna (BP = Bästa praxis, Avanc = Avancerad och K = Kanaliserad). Förklaring av arter, se bilaga 3. Stress = 0.12.

## 4 Diskussion

I enlighet med min hypotes hade bästa praxis sträckorna en högre artrikedom och täckningsgrad än vad de avancerat restaurerade sträckorna hade. Bästa praxis och de avancerade vattendragen liknade även varandra mer i artsammansättning jämfört med de kanaliserade. I motsats till min hypotes så hade de kanaliserade vattendragen högst artrikedom och diversitet. Det finns flera potentiella förklaringar till varför de kanaliserade vattendragen hade den högsta artrikedomen och diversiteten. När man restaurerar vattendrag tar man tillbaka de stora stenarna som man tidigare hade lagt i strandzonen längs vattendragen. Dock är det många mossarter som använder dessa stora stenar som substrat och när stenarna försvinner så försvinner även mossorna (Hylander m.fl. 2005). Däremot har man ökat habitatheterogeniteten när man restaurerat och detta bör leda till en ökning i artrikedom och diversitet. Att öka habitatheterogeniteten i det område man vill restaurera är en vanlig metod och brukar ofta vara det man fokuserar på vid restaurering (Palmer m.fl. 2010). Genom att öka heterogeniteten hoppas man på att de arter som försvann när heterogeniteten minskade återkommer, ett tankesätt som kallas "field of dreams" (Hilderbrand m.fl. 2005). Dock så visar Palmer (2010), och även mina resultat, att ökad heterogenitet inte alltid leder till ökad artrikedom, diversitet eller täckningsgrad. En av anledningarna till detta kan vara tidsfaktorn. Tidigare studier har visat att det krävs minst åtta år för mossamhällen att återhämta sig efter restaurering (Nilsson m.fl. 2014). Muotka och Syrjänen (2007) fann artrikedom och diversitet av akvatiska mossor i vattendrag minskar direkt efter restaurering, vilket är en trend som även kan stämma för strandzonslevande mossor. De avancerade vattendragen i min studie restaurerades 2010 och inventerades 2011, vilket bara gett mossamhällena ett år på sig att återhämta sig efter störningen. Detta kan därmed förklara varför de avancerade sträckorna hade de lägsta värdena med avseende på artrikedom och diversitet. Bästa praxisvattendragen blev restaurerade som tidigast 1987 och som senast 2004, men ändå har dom färre arter än de kanaliserade. Detta kan tyda på att det krävs ännu längre tid för mossamhällen i strandzonen att återhämta sig efter restaurering. Artrikedomen av kärlväxter hade ökat med 20% efter 25 år när Hasselquist m.fl. (2015) gjorde sin studie i samma vattendrag. Därför är det inte förvånande att det tar lång tid för mossor att återetablera sig. I denna studie har mossorna inte fått tillräckligt lång tid på sig att utnyttja den nya habitatheterogeniteten. Detta skulle kunna förklara varför man ser att de kanaliserade vattendragen har högst artrikedom och diversitet (Muotka och Syrjänen 2007; Palmer m.fl. 2010; Hylander m.fl. 2005). Även mina resultat stödjer slutsatsen att tid är en viktig faktor för en hög diversitet (Figur 6).

Min andra hypotes att bästa praxis vattendrag borde ha högre artrikedom och täckningsgrad än de vattendragen som var restaurerade med den avancerade tekniken stämde. Som framgår av stycket ovan spelar tidsfaktorn en stor roll för dessa två kategorier. Det är därför inte särskilt förvånande att denna hypotes var korrekt då de avancerade vattendragen hade enbart ett år på sig att återhämta sig efter restaurering. Mängden träd i habitatet kan styra hur stor artrikedomen är (Figur 7). Många mossor använder döda och levande träd som substrat och på grund av detta bör man se högre artrikedom med ökad trädbiomassa (Humphrey m.fl. 2002; Hylander m.fl. 2005), men min studie visar tvärtom. Detta kan bero på att storleken, åldern och vilken typ av trädart har betydelse för mossorna och kan förklara varför mitt resultat skiljer sig från tidigare studier. Även hur kg trädbiomassa mättes kan påverka mitt resultat då man inte endast mätte träd inuti strandzonen, utan upp till 60m ovanför bäckkanten. Restaureringen av vattendrag gjordes även främst för att gynna vattenlevande arter och vattenkvalitet och inte själva strandzonen (Gardeström m.fl. 2013). På grund av detta är det ingen större skillnad i strandzonshabitaten mellan bästa praxis- och avancerat restaurerade sträckorna vid vattendragen. Som framgår av figur 1 och som nämns i inledningen faller man träd och lägger de i vattnet vid avancerad restaurering. Mossorna som jag identifierade inventerades på en höjd av 40 cm ovanför sommarlågvattnet av vattendraget. Det kan vara möjligt att några av dessa fällda träd även ligger i denna zon.

Mossor som endast lever på död ved kan med tiden etablera sig i detta område. Detta skulle innebära att det området blir med tiden mer artrikt än sträckorna som endast restaurerats med bästa praxis metoden.

Bästa praxis och de avancerat restaurerade vattendragen liknade varandra mer i artsammansättning än de kanaliserade liknade någon utav dom (Figur 8). Skillnaden här kan förklaras av de ändringar som görs vid strandzonen när man restaurerar vattendrag. Stora grävmaskiner transporterar de större blocken och stenarna från strandzonen till vattendragen (Gardeström m.fl. 2013) medan vid de kanaliserade vattendragen är fortfarande det dominerade substratet stora stenar och block. Hylander (2005) visade att substratet som mossorna växer på är en väldigt viktig faktor som styr vilka arter som kan etableras och trivas i ett habitat. Med tanke på detta kan man även förvänta sig att artsammansättningen vid kanaliserade vattendrag, där substratet domineras av stora sten och block, borde skilja sig från de restaurerade vattendragen där substratet ser annorlunda ut. Mina resultat visar på detta och i figur 8 kan man se att det finns några arter som är mestadels förknippade med de kanaliserade vattendragen. Detta beror på att några av dem föredrar sten som substrat, såsom *Cephalozia bicuspidata*, *Scapania*, *Leptodictyum riparium* och *Jungermannia* (Hallingbäck 2016). Även frekvensen av översvämningar styr hur artsammansättningen i strandzonen ser ut. När man restaurerar ökar översvämningsfrekvensen, vilket har tidigare visat sig ge en ökad diversitet av vedartade växter (Bendix 1999). Bästa praxis och avancerat restaurerade vattendrag borde ha mer liknande översvämningsfrekvens än de kanaliserade vattendragen. Detta samt skillnaden i substrat mellan kanaliserade och icke kanaliserade vattendrag skulle kunna förklara varför resultatet i min studie blev att bästa praxis och avancerade vattendrag liknar varandra mer i artsammansättning (Figur 8).

#### 4.1 Slutsats

Restaurering har en temporär negativ effekt på mossorna i strandzonen. Både mina resultat och tidigare studier visar detta, men med tiden återhämtar sig mossorna. Återhämtningstiden för mossorna varierar (Nilsson m.fl. 2014) och i de sträckorna jag har inventerat så har dom i vissa fall inte återhämtat sig efter decennier. Jag hittade även några faktorer som kan förklara varför det finns en skillnad i förhållande till artrikedom, diversitet och täckningsgrad mellan de olika typerna av sträckorna som inventerades i denna studie. Däremot är det många andra faktorer som mitt examensarbete på grund av tidsbegränsning och tillgång på information inte har utforskats. Tidigare studier har visat bland annat att ljusmängd, näringsämne- koncentrationer och medeltemperatur även är viktiga faktorer som kan påverka vilka mossarter man finner i området (van der Wal m.fl. 2005; He m.fl. 2016). Med tanke på mossornas viktiga funktion för strandzonen och att mossorna även är nödvändiga för direkt överlevnad av andra arter (Jönsson 2003) bör man vid framtida restaureringsprojekt vidta skyddsåtgärder för mossorna. Detta kan göras genom att bland annat lägga dit mer potentiellt substrat såsom död ved, men även låta några större mer mossbekladda stenar och block vara kvar på stranden för att gynna mossorna. Länsstyrelsen i Västerbottens län har redan börjat vidta åtgärder för mossor när de restaurerar vattendrag (Naturcentrum AB 2016), med fokus på vedlevande arter, och fler kommuner som restaurerar vattendrag bör följa efter.

## 5 Referenser

- Bendix, Jacob. 1999. Stream power influence on southern Californian riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* 10: 243–252.
- Bren, James L. 1995. Aspects of the geometry of riparian buffer strips and its significance to forestry operations. *Forest Ecology and Management* 75: 1–10.
- Dynesius, Mats. 2001. Spatial and evolutionary aspects of species diversity, species traits and human impact with examples from boreal riparian and forest plant communities. Diss., Umeå universitet.
- Gardenström, Johanna, Holmqvist, Daniel, Polvi, Lina E. och Nilsson, Christer. 2013. Demonstration restoration measures in tributaries of Vindel River Catchment. *Ecology and Society* 18(3). doi: [10.5751/ES-05609-180308](https://doi.org/10.5751/ES-05609-180308)
- Gleick, Peter H. 2003. Soft-Path Solutions for the 21<sup>st</sup> century. *Science* 302: 1524–1528.
- Hallingbäck, Tomas. 2016. *Mossor en fältguide*. Naturcentrum AB, Stenungsund.
- Hasselquist, Eliza M., Nilsson, Christer, Hjalten Joakim, Jørgensen, Lind, Lovisa och Polvi, Lina E. 2015. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. *Ecological Applications* 25: 1373–1389.
- He, Xiaolan, He, Kate S. och Hyvönen, Jaakko. 2016. Will bryophytes survive in a warming world? *Perspectives in plant Ecology, Evolution and Systematics* 19:49–60.
- Hilderbrand, Robert H., Watts, Adam C. och Randle, April M. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10(1). doi: [10.5751/ES-01277-100119](https://doi.org/10.5751/ES-01277-100119)
- Hood, Gregory H. och Naiman, Robert J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148: 105–114.
- Humphrey, Jon W., Davey, Simon, Peace, Andrew J., Ferris, Richard och Harding, Kim. 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site types, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107: 165–180.
- Hylander, Kristoffer, Dynesius, Mats, Jonsson, Bengt G. och Nilsson, Christer. 2005. Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* 15: 674–688.
- Hörnberg, Greger, Zackrisson, Olle, Segerström, Ulf, Svensson, Bo W., Ohlson, Mikael och Bradshaw, Richard H. W. 1998. Boreal swamp forests. *Bioscience* 48: 795–802
- Jönsson, Ingemar K. 2003. Population density and species composition of moss-living tardigrades in a boreo-nemoral forest. *Ecography* 26: 356–364.
- Muotka, Timo och Syrjänen, Jukka. 2007. Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52: 724–737.

- Naiman, Robert J., Décamps, Henri och Pollock, Michael. 1993. The role of riparian Corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212.
- Naiman, Robert J., Bilby, Robert E., Fetherson, Kevin L. och Chen, Jiquan. 1998. *Ecology and management of Streams and Rivers in the pacific Northwest Coastal Ecoregion*. Springer-verlag.
- Nilsson, Christer och Grelsson, Gunnel. 1990. The effects of litter displacement of riverbank vegetation. *Canadian Journal of Botany* 68: 735-741.
- Nilsson, Christer, Ekblad, A, Gardfjell M och Carlberg, B. Long-term Effects of rive regulation on river margin vegetation. 1991. *Journal of Applied Ecology* 28: 963–987.
- Naturcentrum AB. 2016. Mossor på död ved vid vatten - att tänka på vid restaurering av vattendrag. <http://www.lansstyrelsen.se/Vasterbotten/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/restaurering-av-vattendrag/Manual%20restaurering%20mossor%20op%C3%A5%20ved.pdf> (Hämtad 2018-05-10).
- Oksanen, Jari, Guillaume, Blanchet, Pierre, Legendre, Kindt, Roeland, Minchin, Peter R., O'hara, Bob R., Simpson, Gavin L., Solymos, Peter, Stevens Henry M. och Wagner, Helene H. Vegan: Commnity Ecology Package. R package version 2.5-1. <http://CRAN.R-Project.org/package=vegan>. (Hämtad 2018-05-10).
- Palmer, Margaret, Bernhardt, Emily, Chornesky, Elizabeth, Collins, Scott, Dobson, Andrew, Duke, Clifford, Gold, Barry, Jacobson, Robert, Kingsland, Sharon, Kranz, Rhonda, Mappin, Michael, Martinez, luisa M., Micheli, Fiorenza, Morse, Jennifer, Pace, Michael, Pascual, Mercedes, Palumbi, Stephen, Reichman, James O., Simons, Ashley, Townsend, Alan och Turner, Monica. 2004. Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251–1252.
- Palmer, Margaret A., Menninger, Holly L. och Bernhardt, Emily. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205–222.
- Parker, Thomas V. 1997. The scale of successional Models and Restoration Objectives. *Restoration Ecology* 5: 301–306.
- Pauline, Stenberg, Linder, Sune, Heikki, Smolander och Flowerellis, Jeremy. 1994. Perfomance of the Lai-2000 plant canopy analyser in estimating leaf-area index of some scots pine stands. *Tree Physiology* 14: 981-995.
- Postel, Sandra och Richter, Brian. 2003. *Rivers for life: Managing water for people and nature*. Washington D.C: Island press.
- Persson, Erik P. och Jonsson, Mats. 1997. Vindelälven. Länsstyrelsen i västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/SiteCollectionDocuments/Sv/Publikationer/broschyryer-naturresevat/vindel%C3%A4lven-broschyr.pdf> (Hämtad 2018-04-24).

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> (Hämtad 2018-05-10)

Törnlund, Erik och Östlund, Lars. 2002. Floating timber in northern Sweden: The construction of Floatways and Transformation of rivers. *Environment and History* 8: 85–106.

Van der Wal, René, Pearce, Imogen S.K. och Brooker, Rob W. 2005. Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. *Oecologia* 142:159–168.

Vindel river LIFE. 2014 B. Restaurering av vindelälvens flottade biflöden. <http://vindelfriverlife.se/wp-content/uploads/2011/06/Vindel-River-LIFE.pdf> (Hämtad 2018-05-10)



## Bilaga 1 Artlista

Tabell 1. De olika mossorna som identifierades från de 15 sträckorna längs vattendragen. Med åtgärder menas de olika typerna av vattendrag. BP = Bästa praxis, A = Avancerad, K = Kanaliserad. Vattendrag hänvisar till namnen på de olika vattendragen. V = Västbäcken, B\_B = Beukabäcken Bästa praxis, M\_B = Mattjokkbäcken Bästa praxis, A = Abmobäcken, S = Sejobäcken, St = Staggräskbäcken, K= Kvarnbäcken, B\_A = Beukabäcken Avancerad, Ba = Bastutjärnen, L = Långträsket, F = Falåströmbäcken, M\_A = Mattjokkbäcken Avancerad, Bj = Bjurbäcken, Ly = Lycksabäcken och St = Stockbäcken. Siffrorna är täckningsgrad och i procent.

Åtgärd	BP BP BP BP BP BP BP A BP BP A A K K K														
	Vattendrag	V	B_B	M_B	A	S	St	K	B_A	Ba	L	F	M_A	Bj	Ly
Pleurozium Schreberi	43	5	0	1	26	0	100	6,5	49	17	11	0	0	0	1
dichelyma falcatum	12	0	1	0	0	1	0	0	0	0	6	0	0	0	0
Rhytidiadelphus triquetrus	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Hylocomium splendens	53	95	0	5	0	0	0	8	20	0	0	0	0	2,5	0
Warnstorfia Pseudostraminea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Warnstorfia fluitans	0	0	0,2	0	0	0	0	1,25	0	0	0	0	0	0	0
Campylium protensum	0	1	0	12	7	1	0	0	0	0	0	4	1,5	9,2	3
Fissidens adianthoides	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
Leptobryum pyriforme	0	0	0	0	25	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drepanocladus aduncus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Brachythecium mildeanum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
tetraphis pellucida	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campyliadelphus elodes	0	0	0,25	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum caespiticium	0	0	0,2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
plagiothecium denticulatum var. Undulatum	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amblystegium serpens	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fissidens osmundoides	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Fissidens bryoides var. Gymnandrus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
campylophyllum sommerfeltii	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptilium crista-casternis	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0
Sphagnum riparium	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
palustriella falcata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hylocomiastrum pyrenaicum	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Polytrichum commune	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	20	0
Dicranum majus	0	0	0	0	0	0	16	0	20	36	0	0	0	0	0
Climacium dendroides	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranum scoparium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0,5	0
Sanionia uncinata	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	4	0	3
Pseudocampylium radicale	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Calliergonella lindbergii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	0	1,5
Aulacomnium palustre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Bryum pseudotriquetrum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	6
Jungermannia spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Leptodictyum riparium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Scapania spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Cephalozia bicuspidata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Polytrichastrum aplanum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Campylium stellatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Scorpidium ossonii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0
Rhizomnium purictatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0
Plagiochila sp. Porelloides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
polytrichum strictum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
sphagnum spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0
Sphagnum capillifolium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0

## Bilaga 2 De 14 variablerna

Tabell 2. De olika variablerna som testades mot artrikedom, artdiversitet och täckningsgrad för mossor.

Namn	Förklaring	Metod	Källa
Strandzonlutning <sup>40</sup>	Lutningen av strandzonen upp till 40cm höjd	Klinometer och måttstång	EMH
Strandzon bufferson	Medelsnitt strandzons bredd (m)	Mätte avstånd från bäckkanten till närmaste störning vid två punkter längst sträckan	EMH
Träd	Kg trädbiomassa / sträcka	Mättes i 5, 3x10m transekter som härstammade vid bäckkanten upp till en 60m sträcka	EMH
Bladområde index	Bladområde index	Halvfärsnik foton som analyserades med GLA, LAI Ring4 användes-	
Sjö	Avstånd till sjö uppströms (km)	effektivt blad yta index intergrerad över zenit vinklar o till 60 grader (För mer info se Stenberg m.fl. 1994)	EMH
Djup	Djupt av bäck (cm)	Google maps mättnings verktyg	EMH
Fin	Medelsnitt % täckningsgrad i bäcken	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Ler	Medelsnitt % täckningsgrad av substrat <2mm	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Sand	Medelsnitt % täckningsgrad av substrat 1.6cm till 2mm	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Grus	Medelsnitt % täckningsgrad av substrat 6.4cm till 1.6m	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Sten	Medelsnitt % täckningsgrad av substrat 30 till 6.4cm	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Block	Medelsnitt % täckningsgrad av substrat < 30cm	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
Ved	Medelsnitt & täckningsgrad i bäcken	30 25x25cm ytor i vattendraget	EMH
D50	50de percentilen substrat storlek	Mätning av substratet	Polvi m.fl. 2014

## Bilaga 3 Artnummer/Artnamn

Tabell 3. Förklaring till figur 8.

Art nummer	Artnamn
1	Pleurozium Schreberi
2	dichelyma falcatum
3	Rhytidiadelphus triquetrus
4	Hylocomium splendens
5	Warnstorfia Pseudostraminea
6	Warnstorfia fluitans
7	Campylium protensum
8	Fissidens adianthoides
9	Leptobryum pyriforme
10	Drepanocladus aduncus
11	Brachythecium mildeanum
12	tetraphis pellucida
13	Campyliadelphus elodes
14	Eryum caespiticium
15	plagiothecium denticulatum var. Undulatum
16	Amblystegium serpens
17	Fissidens osmundoides
18	Fissidens bryoides var. Gymnandrus
19	campylophyllum sommerfeltii
20	Ptilium crista-casternis
21	Sphagnum riparium
22	palustriella falcata
23	Hylocomiastrum pyrenaicum
24	Polytrichum commune
25	Dicranum majus
26	Climacium dendroides
27	Dicranum scoparium
28	Sanionia uncinata
29	Pseudocampylium radicale
30	Calliergonella lindbergii
31	Aulacomnium palustre
32	Bryum pseudotriquetrum
33	Jungermannia spp
34	Leptodictyum riparium
35	Scapania spp
36	Cephalozia bicuspidata
37	Polytrichastrum apinum
38	Campylium stellatum
39	Scorpidium ossonii
40	Rhizomnium purictatum
41	Plagiochila sp. Porelloides
42	polytrichum strictum
43	sphagnum spp
44	Sphagnum capillifolium