

Vandløbsrestaurering med træ

*- et feltstudie i udlægning af træstammer og rodklumper
i Grundel Bæk og Sandemandsbækken
i Silkeborg Kommune*

2015

Henrik Rosenskjold

Speciale i naturgeografi

Institut for Byggeri og Anlæg

Aalborg Universitet

DATABLAD

Titel	Vandløbsrestaurering med træ - et feltstudie i udlægning af træstammer og rodklumper i Grundel Bæk og Sandemandsbækken i Silkeborg Kommune
Forfatter	Henrik Rosenskjold
Institution	Naturgeografi, Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet
Udgivelsesår	2015
Vejledere	Morten Lauge Pedersen (Aalborg Universitet) og Esben Astrup Kristensen (ALECTIA)
Bedes citeret	Rosenskjold, Henrik (2015): Vandløbsrestaurering med træ - et feltstudie i udlægning af træstammer og rodklumper i Grundel Bæk og Sandemandsbækken i Silkeborg Kommune. Speciale i naturgeografi, Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet
Emneord	Vandløbsrestaurering, vandrammedirektivet, vandområdeplaner, LWD, CWD, BACI, MBACI, ANOVA, Post-hoc, Bonferroni, nivellering, elektrofiskeri, vandhastighed, vanddybde, vandstuvning, ArcGIS, ArcMAP
Foto	Alle fotos er taget af forfatteren eller kollegaer medmindre andet er angivet

Gengivelse og brug af data er tilladt med tydelig kildeangivelse

RESUMÉ

Vandløbsrestaurering med træ

af Henrik Rosenskjold

Speciale i naturgeografi, Institut for Byggeri og Anlæg,

Aalborg Universitet, 2015

Adskillige kilometer danske vandløb er udpeget til restaurering i vandområdeplanerne 2015-2021. Kommunerne har sammen med lokale vandråd udarbejdet forslag til indsatser, hvoraf udlægning af groft substrat er den foretrukne metode til vandløbsrestaurering - både i form af antal kilometer og antal kroner. Udlægning af groft substrat omfatter både udlægning af sten, grus og træ. Traditionelt er sten og grus dog foretrukket som restaureringsmetode i Danmark på trods af adskillige (primært udenlandske) anbefalinger om at restaurere med træ.

Rapporten undersøger flere forskellige metoder til udlægning af træstammer og rodklumper i Sandemandsbækken og Grundel Bæk i Silkeborg Kommune. I Sandemandsbækken udlægges fastforandrede stammer samt væltes hele træer i vandløbet. I Grundel Bæk udlægges større rodklumper på to forskellige måder.

Projektet anvender et "Before, After, Control, Impact" - design (BACI), hvor der måles på substrat, dybde og vandhastighed på hhv. 2 meter og 50 meters strækninger. Målingerne foretages to gange inden træudlægningen og tre gange efter. Derudover måles tværsnitsprofiler og der elektrofiskes én gang før og én gang efter træudlægningen. I Grundel Bæk installeres desuden vandstandsloggere til at måle vandstuvning.

Resultaterne undersøges for statistisk signifikante ændringer med 95 % konfidensintervaller i varianser og middelværdier gennem en one-way ANOVA med Bonferroni Post-hoc test og χ^2 -test. Derudover laves kvalitative analyser i ArcGIS og Excel.

Undersøgelserne viser, at substratsammensætningen, dybden og hastigheden ikke ændres signifikant på 50 meter strækninger, mens både variansen og middelværdien ændres signifikant for vanddybden, variansen ændres signifikant for vandhastigheden og substratets fordeling snarere end substratets sammensætning ændres på 2 meter strækninger. Resultaterne viser desuden en signifikant forøgelse af antallet af bækørreder i de påvirkede strækninger i Sandemandsbækken, mens population af bækørreder er mindre i kontrolstrækningen og uændret (ikke eksisterende) i Grundel Bæk før i forhold til efter træudlægningen.

På baggrund af undersøgelsen anbefales det primært at bruge træ til vandløbsrestaurering, hvis årsagen til udpegningen er manglende fysiske habitater til laksefisk. Udlægning af træ er både billig og effektiv, men der er behov for yderligere undersøgelser, der afdækker de gavnlige effekter for bl.a. makroinvertebrater.

ABSTRACT

Restoration of Streams with Large Woody Debris

by Henrik Rosenskjold

Master Thesis in Physical Geography, Department of Civil Engineering,

Aalborg University, 2015

Several kilometers of Danish streams are to undergo restoration in the river basin management plans (2015-2021). The municipalities and the local water councils (vandråd) have suggested procedures for the restoration of the streams. Restoration with coarse material (e.g. stone, gravel and wood) is the most frequent suggestion measured in kilometers and money. Traditionally stone and gravel is preferred to wood, despite the fact that restoration using wood is recommended as a cheap and effective method in many papers.

In this thesis several methods for using coarse woody debris (CWD) and large woody debris (LWD) are studied. The field study takes place in two minor streams in Silkeborg municipal called Sandemandsbækken and Grundel Bæk. In Sandemandsbækken anchored logs and whole trees were used and in Grundel Bæk root balls were anchored in two different ways.

The study is designed as a Before, After, Control, Impact - design (BACI), with two measurements before, three measurements after, three control stretches and three impact stretches on two scales - a 2 meter stretch and 50 meter stretch. The design is identical in both streams. In each stretch and each scale the substrate, water depth and water velocity were measured. In addition the water level was logged, cross sections were leveled and the numbers of fish were counted.

The means and variances were statistically examined with a confidence level of 95 % using a one-way ANOVA with Bonferroni Post hoc-test and a χ^2 -test. In addition qualitative analyses were conducted ArcGIS and Excel.

The results show that the variation of the substrate, the depth and the water velocity did not differ significantly on a 50 meter stretch. On a 2 meter stretch however both the mean and variance for the water depth is significantly different, while only the variance is significantly different regarding the water velocity and the substrate varies in location but not in composition. Furthermore the results show that the water column increases upstream the LWD and the population of river trout responds positively to the placing of CWD and LWD in Sandemandsbækken. In Grundel Bæk there were no population of river trout before the experiment, and it was the same afterwards.

The study shows that LWD is a recommendable approach for the restoration of streams if the objective is to improve physical conditions for river trouts. Placement of LWD is both cheap and effective in many ways, but there is still a need for studies examining the effects for macroinvertebrates.

FORORD

Dette speciale er udarbejdet i perioden 1. februar til 10. juni 2015 og udgør 30 ECTS. Specialet er afslutningen på kandidatuddannelsen i geografi med specialisering i naturgeografi på Aalborg Universitet. Specialet er inspireret af min praktikperiode i det rådgivende ingeniørfirma ALECTIA, som også har bistået med faglig sparring.

I forbindelse med udarbejdelsen af specialet er der en række samarbejdspartnere, som jeg gerne vil takke. Først og fremmest mine to vejledere Morten Lauge Pedersen (AAU) og Esben Astrup Kristensen (ALECTIA) for konstruktiv vejledning og hjælp til organisering af prøvetagningen.

Prøvetagningen er foregået i samarbejde med Silkeborg Kommune, hvor Åge Ebbesen og Svend Erik Valbjørn har fundet egnede vandløb samt hjulpet med træudlægningen. En stor tak til dem og til de lodsejere, der ved Grundel Bæk og Sandemandsbækken har ladet os bruge de vandløbsnære arealer.

En stor tak til Majken Primdal Bengtson, Sophie Martine Bukholdt Andersen og Rasmus Jensen, der har været en stor hjælp ved prøvetagningen og bruger resultaterne til deres bachelorprojekt i geografi på Aalborg Universitet. Ligeledes skal Mette Nymann Pedersen og Kristina Jensen der også har hjulpet med prøvetagningen have tak.

Slutteligt skal Julie have tak for at holde styr på min søn Johan, og mine studiekammerater Ronni, Søren og Thomas have tak for den daglige motivation og hygge på universitetet.

Henrik Rosenskjold

Studienummer: 20102751

Aalborg Universitet, juni 2015

INDHOLDSFORTEGNELSE

Indholdsfortegnelse	1
1 Baggrund for vandløbsrestaurering	3
1.1. Introduktion.....	3
1.2. Regler og tiltag.....	4
1.2.1. EU.....	4
1.2.2. Danmark.....	5
1.3. Status på den danske vandløbsrestaureringsindsats.....	7
1.3.1. Nuværende tilstand.....	7
1.3.2. Økonomi.....	7
1.3.3. Foreslåede indsatser.....	9
2 Vandløbs fysiske struktur	11
2.1. Vandløbstypologi.....	11
2.2. Karakteristik af den fysiske struktur i naturlige vandløb.....	11
2.3. Grundlæggende hydrauliske målinger og beregninger.....	12
2.3.1. Vandføring.....	12
2.3.2. Mannings formel og Q - h-relation.....	13
2.3.3. Substratsammensætning og vandhastighed.....	13
2.3.4. Froudes tal og forstyrrelse i vandløb.....	14
2.4. Vandløbsrestaurering med dødt ved.....	14
2.4.1. Tidligere undersøgelser.....	15
2.4.2. Påvirkning af de enkelte komponenter.....	16
3 Erfaringer fra andre projekter	19
4 Prøvedesign og metode til databearbejdning	21
4.1. BACI.....	21
4.1.1. Forskellige BACI-designs.....	21
4.1.2. MBACI og Beyond BACI.....	22
4.2. Poweranalyse.....	23
4.2.1. Poweranalysens resultat.....	24
4.3. Designs til udlægning af træ.....	24
4.3.1. Balanceret, stramt tilfældigt design med kontrolvandløb indlejret.....	25
4.3.2. Hele træer og træstammer i vandløb.....	26
4.3.3. Rodklumper.....	27
4.4. Målinger.....	28
4.4.1. Målinger på hele strækninger.....	28
4.4.2. Målinger omkring udlægning af træ.....	29
4.5. Statistisk metode.....	30
4.5.1. Overblik over de statistiske tests.....	30

4.5.2.	Test af hypoteser	32
4.5.3.	Fejltyper	32
4.5.4.	ANOVA, F-test og post-hoc	32
4.5.5.	χ^2 -test	34
5	Forsøgsområder i Silkeborg Kommune	35
5.1.	Danmark som forsøgsområde	35
5.2.	Forsøgsvandløbene i Silkeborg Kommune	36
5.2.1.	Grundel Bæk	37
5.2.2.	Sandemandsbækken	39
6	Præsentation og analyse af forsøgsresultater	41
6.1.	Robusthed ved forskellige udlægningsmetoder	41
6.2.	Lokale målinger	42
6.2.1.	Visuelle ændringer ved udlægning	42
6.2.2.	H1: Tværsnitsprofiler	46
6.2.3.	H2: Middelværdi og varians af vanddybde	51
6.2.4.	H3: Middelværdi og varians af hastighed	54
6.2.5.	H4: Substratsammensætning	56
6.3.	Målinger på strækingsniveau	57
6.3.1.	H5: Middelværdi og varians af dybde	57
6.3.2.	H6: Middelværdi og varians af hastighed	59
6.3.3.	H7: Substratsammensætning	61
6.3.4.	H8: Elektrofiskeri	63
6.4.	H9: Vandstuvning	65
7	Diskussion og evaluering af design og resultater	67
7.1.	Udlægningsdesign	67
7.2.	BACI-design	68
7.2.1.	Usikkerheder i undersøgelsesdesignet	68
7.3.	Resultaternes anvendelighed	69
7.4.	Påvirkning af det fysiske indeks	70
7.5.	Anbefalinger	71
8	Konklusion	73
9	Videre forskning	75
10	Bibliografi	77
11	Bilagsoversigt	81
11.1.	Bilag på DVD I	81
11.2.	Bilag på DVD II	81

1 BAGGRUND FOR VANDLØBSRESTAURERING

1.1. Introduktion

I slutningen af det tyvende århundrede var mere end 90 % af alle danske vandløb kanaliserede og havde således mistet deres varierede fysiske miljø og snoede forløb. Det har medført, at vandløbenes økosystem og biologiske diversitet er forringet (Friberg, 1998). På baggrund af det trådte EU's Vandrammedirektiv i kraft i december 2000 med henblik på beskyttelse af europæiske vandløb. Heri er kravet, at vandløb skal have god økologisk tilstand¹ (Naturstyrelsen, 2001), og vandløb skal derfor restaureres, hvis de ikke lever op til dette krav. Der findes forskellige virkemidler til restaurering af vandløb, som bl.a. beskrives i *ABC i vandløbsrestaurering* af Nielsen & Sivebæk (2013) og *Virkemidler til forbedring af fysiske forhold i vandløb* af Kristensen, et al. (2014). I sidstnævnte indgår udlægning af træ som en del af virkemidlet "udlægning af groft materiale" sammen med sten og grus. Udlægning af træ betegnes som et billigt virkemiddel og er derfor eftertragtet, idet der både i indland og udland er fokus på omkostningseffektive restaureringsmetoder: "*in densely populated areas such as central Europe, a large proportion of rivers is heavily degraded, leading to a strong demand for a simple and cost-effective restoration measures*" (Kail, et al., 2007). Formålet med denne rapport er at undersøge den mest hensigtsmæssige metode til udlægning af træ i forbindelse med restaurering af mindre danske vandløb.

Der arbejdes ud fra følgende hypotese:

Udlægning af dødt ved ændrer signifikant den fysiske variation i vandløb både lokalt omkring træet og på strækningniveau og dermed øges potentialet for mængden af laksefisk

¹ God økologisk tilstand for vandløb betyder ifølge Vandrammedirektivets bilag V, at overfladevandområdet er "*svagt ændret som følge af menneskelig aktivitet, men kun afviger lidt fra, hvad der normalt findes for denne type overfladevand under uberørte forhold*" (Naturstyrelsen, 2001). Dette måles bl.a. ved biologiske elementer som fiskefaunaens sammensætning, tæthed og aldersstruktur, men også ved kemiske, fysisk-kemiske og hydromorfologiske elementer såsom bundforhold (struktur og substrat) samt variation i dybde og bredde (Europa-Parlamentet, Rådet for Den Europæiske Union, 2000).

Hypotesen testes gennem en række underhypoteser.

Nr.	Hypotese
H1	Udlægning af træ ændrer et vandløbs tværsnitsprofil
H2	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vanddybden over en strækning på 2 meter
H3	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 2 meter
H4	Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 2 meter
H5	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vanddybden over en strækning på 50 meter
H6	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 50 meter
H7	Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 50 meter
H8	Udlægning af træ øger mængden af laksefisk pr. m ²
H9	Udlægning af træ skaber vandstuvning umiddelbart opstrøms træudlægningen

1.2. Regler og tiltag

Der findes en række love for at beskytte de europæiske og danske vandløb. Hvis vandløbene som konsekvens af menneskeskabte ændringer ikke har god økologisk tilstand, som loven kræver, laves en vandløbsindsats for at forbedre denne (Pedersen, et al., 2014). EU's Vandrammedirektiv, Lov om vandplanlægning, vandområdeplaner og vandråd er eksempler på tiltag med henblik på beskyttelse af og indsatser i vandløb og vil blive beskrevet yderligere i de følgende afsnit.

1.2.1. EU

Den 22. december 2000 trådte Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger i kraft. Direktivet er også kendt som EU's Vandrammedirektiv og har til formål, at *"fastlægge en ramme for beskyttelse af vandløb og søer [...] som forebygger yderligere forringelser og beskytter og forbedrer vandøkosystemernes tilstand [...]"* (Europa-Parlamentet, Rådet for Den Europæiske Union, 2000). Målet er ifølge direktivets artikel 4, at overfladevandområder skal opnå god økologisk tilstand² senest 15 år efter direktivets ikrafttræden, dvs. ved udgangen af 2015. Denne frist kan forlænges med to gange seks år, hvis vandløbets tilstand ikke med rimelighed kan forbedres inden 2015. Årsagen hertil kan f.eks. være, at der skal så store forbedringer til, at de ikke kan opnås inden for tidsfristen, eller at omkostningerne forbundet med forbedringerne er uforholdsmæssigt store. Ifølge Vandrammedirektivets artikel 5 skal der laves en basisanalyse for hvert vandområde. Et vandområde er et opland til et vandløb, mens adskillige vandområder kan samles til

² Kunstige og stærkt modificerede områder skal dog kun have godt økologisk potentiale, hvilket betyder at der med hensyn til de biologiske og hydromorfologiske kvalitetselementer kun er svage ændringer i forhold til det maksimale økologiske potentiale, hvor værdierne afspejler *"[...] i det omfang, der er muligt, de værdier, der findes ved den mest sammenlignelige type overfladevand, givet de fysiske forhold [...]"* (Naturstyrelsen, 2001).

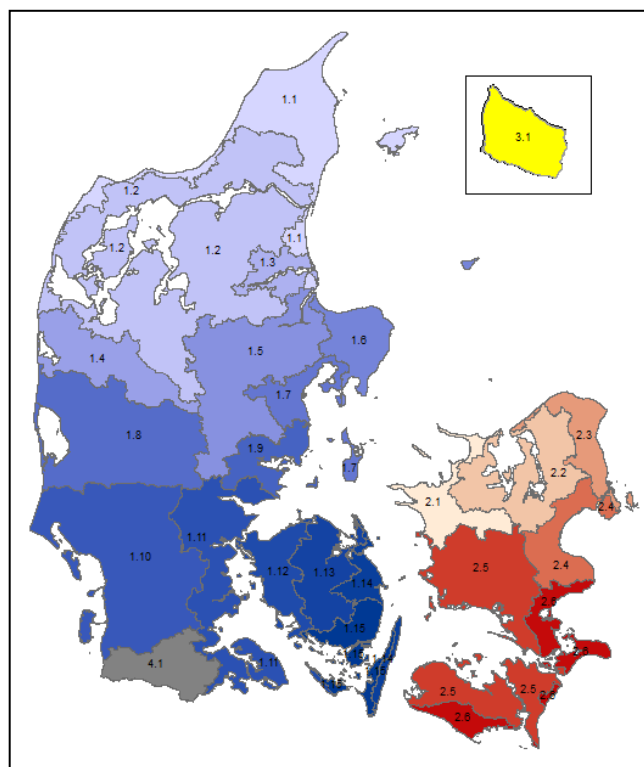
et vanddistrikt. Analysen skal indeholde "*vandområdedistrikternes karakteristika, vurdering af menneskelige aktiviteter indvirkning på miljøet og økonomisk analyse af vandanvendelsen*" (Europa-Parlamentet, Rådet for Den Europæiske Union, 2000). På baggrund af karakteristikken fra basisanalysen og med henblik på at opfylde direktivets mål skal medlemslandene lave et indsatsprogram for hvert vandområdedistrikt jf. artikel 11 i Vandrammedirektivet (Europa-Parlamentet, Rådet for Den Europæiske Union, 2000).

1.2.2. Danmark

I Danmark er kravene fra Vandrammedirektivets artikel 5 implementeret i loven om vandplanlægning. Ifølge § 6 i Lov om vandplanlægning er miljøministeren ansvarlig for, at der udarbejdes en basisanalyse for hvert vandområdedistrikt, som skal danne baggrund for vandområdeplaner og indsatsprogrammer i de enkelte distrikter.

Basisanalysen for Vandområdeplaner 2015-2021 indeholder *i*) en analyse af vandområdets karakteristika, *ii*) en vurdering af menneskelige aktiviteter indvirkning på overfladevandets og grundvandets tilstand og *iii*) en økonomisk analyse af vandanvendelsen (Miljøministeriet, 2013), (Naturstyrelsen (A), 2014), (Naturstyrelsen (B), 2014). Dette er en opdatering af basisanalysen fra 2005-2006 til første generationsvandplanerne, som dels indeholdt en kortlægning af vandforekomsterne og de kilder der påvirker dem, og dels en vurdering af muligheden for at vandforekomsterne kunne nå regionplanernes målsætning inden 2015.

Danmark er inddelt i fire vandområdedistrikter, som vist Figur 1.1. De fire vandområdedistrikter er afgrænset med hensyn til økologisk tilstand og økologisk potentiale. Vandområdedistrikterne er underopdelt i 23 hovedvandoplande. Hvert hovedvandopland består af et antal mindre vandløbsoplande og er adskilt ved topografiske vandskel (Naturstyrelsen (B), 2014).



Figur 1.1 Danmarks vandområdedistrikter; Jylland og Fyn (blå), Sjælland (rød), Bornholm (gul) og det internationale vandområdedistrikt (grå). Desuden ses de 23 hovedvandoplande (Data er hentet fra Miljø-GIS).

Der skal udarbejdes basisanalyser og vandområdeplaner for hvert vandområdedistrikt. Vandområdeplanerne for 2015-2021 skal foreligge senest den 22. december 2015 (Naturstyrelsen (A), 2014). Udover vandområdeplanerne skal der udarbejdes indsatsprogrammer med forslag til konkrete grundlæggende og supplerende foranstaltninger. Ifølge § 20 i Lov om vandplanlægning er grundlæggende foranstaltninger defineret som foranstaltninger "[...] der gennemfører EU lovgivning, som allerede er fastsat i sektorlovgivningen [...]", mens supplerende foranstaltninger er "[...] generelle og konkrete foranstaltninger, der har til formål at beskytte og forbedre vandforekomster generelt [...]". I anden planperiode (2015-2021) "er der tale om forslag til konkrete supplerende foranstaltninger til forbedring af fysiske forhold³ og bekæmpelse af okker i vandløb, dvs. den aktive indsats der skal til for at forbedre miljøtilstanden i visse vandløb." (Naturstyrelsen (A), 2014). Supplerende foranstaltninger medvirker til at opfylde miljømålene og kan både være generelle og dermed møntet på alle vandområder eller konkrete foranstaltninger møntet på nærmere bestemte vandområder (Naturstyrelsen (A), 2014).

Der udarbejdes ét forslag til indsatsprogram pr. hovedopland svarende til 23 forslag på landsplan. Forslag til indsatsprogrammer for vandløbsrestaureringen udarbejdes af de enkelte kommuner. Kommunerne har valgfrihed mellem en række virkemidler til vandløbsrestaurering inden for en økonomisk ramme, men det understreges fra Naturstyrelsens side, at "der er forventning om en omkostningseffektiv tilgang til arbejdet i kommunerne,

³ Fysiske forhold indeholder alt fra bundsubstrat, underskårne brinker, hældning til strømhastighed, sedimenttransport og vandføringsevne.

således at udvælgelsen af vandløbsstrækninger, hvor der foreslås en indsats samt valget af virkemidler på den enkelte vandløbsstrækning, sikrer, at flest mulige kilometer vandløbsstrækning kan opnå en god tilstand" (Naturstyrelsen (A), 2014).

I forbindelse med udarbejdelsen af forslag til indsatsprogrammer rådgives kommunerne af lokalt oprettede vandråd. De lokale vandråd består af personer fra relevante foreninger og organisationer. Der oprettes et vandråd for hvert hovedvandopland, dvs. 23 råd i alt. Kommunerne nedsætter vandrådene, men er ikke selv medlemmer. De varetager i stedet sekretariatsbetjeningen af rådene. Vandrådenes primære opgave er at komme med forslag til indsatsprogrammernes supplerende vandløbsforanstaltninger for anden planperiode (Naturstyrelsen (A), 2014).

Naturstyrelsen modtog kommunernes forslag til indsatsprogrammer senest den 7. oktober 2014 (Naturstyrelsen (A), 2014). Herefter havde Miljøministeriet frem til den 22. december 2014, før de samlede forslag til vandområdeplaner blev offentliggjort og sendt i seks måneders høring. Når høringsperioden er overstået og forslagene behandlet, offentliggøres de endelige vandområdeplaner den 22. december 2015 (Naturstyrelsen (B), 2014).

1.3. Status på den danske vandløbsrestaureringsindsats

1.3.1. Nuværende tilstand

Ifølge basisanalysen for Vandområdeplaner 2015-2021 er miljømålet for den økologiske tilstand *"først og fremmest fastlagt gennem de biologiske kvalitetselementer"* (Naturstyrelsen (B), 2014). De biologiske kvalitetselementer indeholder bentiske invertebrater⁴, fisk og planter. Større vandløb tilstandsvurderes med alle tre elementer gennem indekserne DVFI (bentiske invertebrater), DVPI (planter) og DFFVa (fisk), mens mindre vandløb tilstandsvurderes ud fra DVFI og et nationalt indeks for fisk kaldet DFFVø. Vandløb med blød bund vurderes ud fra DFFVa, hvor dette er muligt frem for med DVFI. Den samlede vurdering sker ud fra "one-out-all-out"-princippet, hvilket betyder, at den samlede vurdering beror på den dårligste af tilstandsklasserne af de målte kvalitetselementer jf. Vandrammedirektivets bilag V 1.4.2.

Samlet set skal de biologiske kvalitetselementer anvendes på 16.700 km vandløb i Danmark. Ud af de 16.700 km vandløb er de foreløbige miljømål ikke opfyldt for 11.500 km (69 %), hvoraf 10.400 km (62 %) ifølge vandområdeplanernes basisanalyse er i risiko for manglende målopfyldelse i år 2021 (Naturstyrelsen (B), 2014).

1.3.2. Økonomi

Miljøminister Kirsten Brosbøl har udstukket en økonomisk ramme på 696 mio. kr. til anden planperiode, hvilket forventes at være tilstrækkeligt til en vandløbsindsats på 1.600-2.200 km. Det forventes, at indsatserne prioriteres således, at der opnås mest muligt miljø for de 696 mio. kr. (Naturstyrelsen (C), 2014).

Fordelingen af midlerne afhænger af antal km vandløb i de enkelte hovedoplande. Tabel 1.1 viser fordelingen af midlerne samt minimum antal km vandløb, der skal restaureres.

⁴ I vandløbsbiologi er bentiske invertebrater hvirvelløse dyr, der lever på vandløbsbunden.

Tabel 1.1 Økonomisk ramme for hver af de 23 hovedvandoplande. Desuden er det opgivet hvor mange kilometer vandløb, der som minimum skal laves indsatser på samt antal spærringer. Antallet af okkerbelastede områder er udeladt. Efter (Naturstyrelsen (D), 2014).

Vanddistrikt	Hovedopland	Antal km vandløbsindsats	Antal spærringer	Økonomisk ramme [mio. kr.]
1. Jylland og Fyn	1.1 Nordlige Kattegat og Skagerrak	207	12	73,3
	1.2 Limfjorden	311	37	125,6
	1.3 Mariager Fjord	18	6	9,2
	1.4 Nissum Fjord	99	5	37,5
	1.5 Randers Fjord	127	19	53,4
	1.6 Djursland	34	1	12,2
	1.7 Århus Bugt	24	2	10,2
	1.8 Ringkøbing Fjord	178	7	80,4
	1.9 Horsens Fjord	37	2	13,6
	1.10 Vadehavet	146	9	82,1
	1.11 Lillebælt/Jylland	65	11	27,3
	1.12 Lillebælt/Fyn	13	13	13,8
	1.13 Odense Fjord	19	18	17,2
	1.14 Storebælt	6	4	4,9
	1.15 Det Sydfynske Øhav	6	10	9,1
2. Sjælland	2.1 Kalundborg	34	4	14,7
	2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	48	1	17,7
	2.3 Øresund	20	1	7,8
	2.4 Køge Bugt	25	2	9,5
	2.5 Smålandsfarvandet	113	7	42,1
	2.6 Østersøen	24	5	10,7
3. Bornholm	3.1 Bornholm	4	0	1,6
4. Internationalt vanddistrikt	4.1 Kruså/Vidå	57	5	21,8
Sum		1615	181	695,7

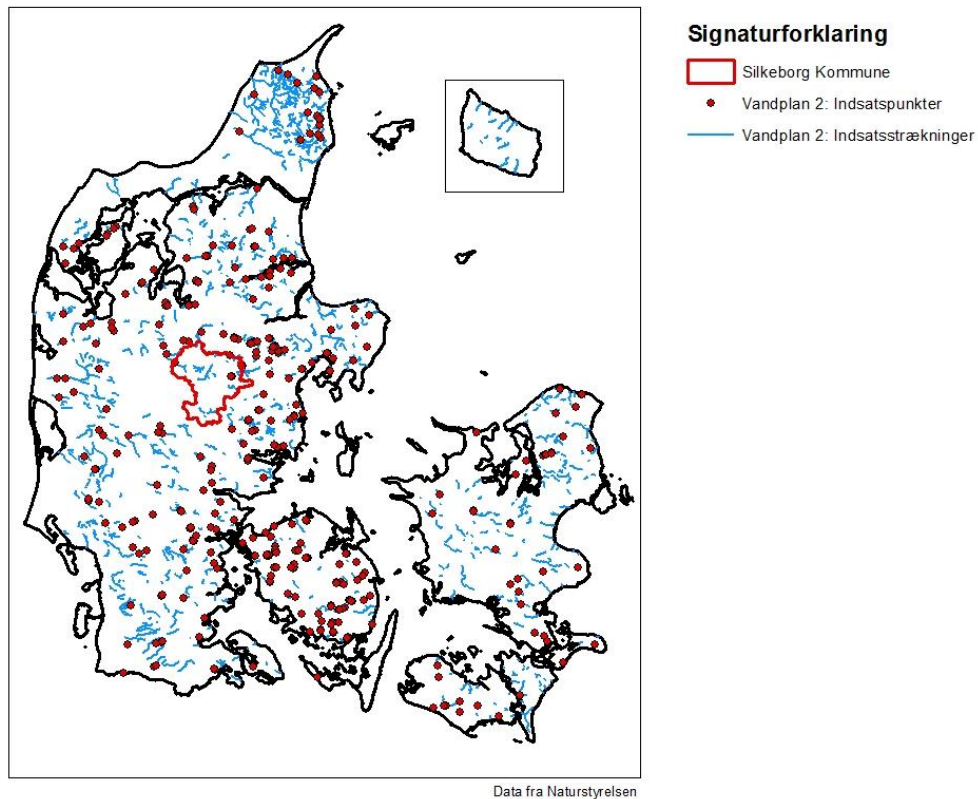
For at kommunerne kan leve op til målet om antallet km, der skal laves indsatser på, har Naturstyrelsen udleveret et virkemiddelskatalog med tilhørende priser. Disse virkemidler kan opdeles i fem overordnede kategorier: mindre restaureringer, større restaureringer, åbning af rørlægninger, fjernelse af spærringer og etablering af okkerrensaneanlæg. Blandt de mindre restaureringer findes udlægning af groft materiale. Prisen for dette er 103.000 kr. pr. km i type 1 vandløb, 311.000 kr. pr. km i type 2 vandløb og 630.000 kr. pr. km i type 3 vandløb (Naturstyrelsen (E), 2014). Vandløbstyperne er et udtryk for vandløbenes oplandsareal, bredde og afstand til kilde, hvilket beskrives nærmere i afsnit 2.1. Priserne for de andre virkemidler findes i Naturstyrelsen (E) (2014), mens en beskrivelse af vir-

kemidlernes effekt findes i DCE's videnskabelige rapport nr. 86 af Kristensen, et al. (2014).

Idet vandløbsrestaurering med udlægning af træ anses som en omkostningseffektiv metode får den i stigende grad opmærksomhed fra miljøforskere (Gurnell, et al., 2002), (Kail & Hering, 2005). Alligevel mangler der en systematisk karakteristik og klassifikation af metoden til at udlægge træ og virkningen heraf (Gurnell, et al., 2002).

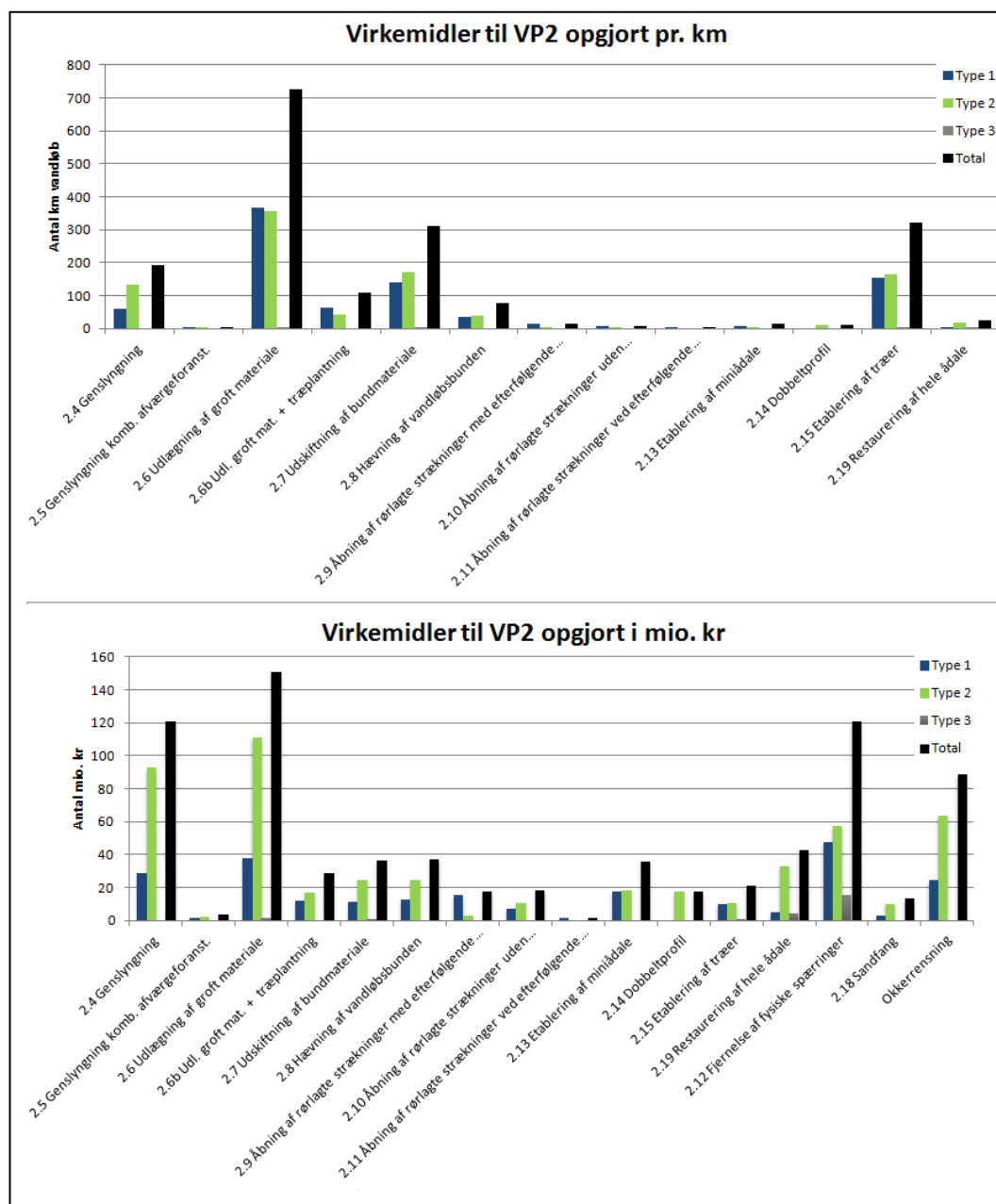
1.3.3. Foreslåede indsatser

På baggrund af den økonomiske ramme og virkemiddelskataloget med priser har kommunerne foreslået en række indsatser for vandløbsrestaurering. Indsatserne er opdelt i indsatsstrækninger og indsatspunkter. Under indsatsstrækninger indgår f.eks. udlægning af groft materiale, genslyngning og restaurering af hele ådale, mens indsatspunkter f.eks. indeholder fjernelse af fysiske spærringer. Den geografiske placering af indsatserne ses på Figur 1.2.



Figur 1.2 Indsatspunkter og indsatsstrækninger til vandområdeplanerne (data fra Naturstyrelsen).

Virkemidlerne tilknyttet indsatserne ses på Figur 1.3. Virkemidlerne er både opgjort pr. km og i mio. kr. I opgørelsen ses, at udlægning af groft materiale anvendes på flest km vandløb, og at der bruges flest penge på dette. I alt er der forslag om at bruge ca. 150 mio. kr. på udlægning af groft materiale.



Figur 1.3 Kommunernes forslag til fordelingen af virkemidlerne til vandområdeplanerne (VP2) opgjort i kilometer og i mio. kroner. Opgørelsen er lavet på baggrund af kommunernes indsendte forslag (december 2014) til indsatsprogrammer ved vandområdeplanerne til Naturstyrelsen (Data fra Naturstyrelsen).

2 VANDLØBS FYSISKE STRUKTUR

I det følgende afsnit beskrives vandløbstypologi og udlægning af dødt ved som metode til vandløbsrestaurering.

2.1. Vandløbstypologi

De danske vandløb opdeles i typerne 1, 2 og 3. Denne opdeling er afhængig af størrelsen på vandløbets oplandsareal, bredde og afstand til kilden. I Tabel 2.1 ses definitionskravene for de enkelte vandløbstyper.

Tabel 2.1 Opdeling af vandløbstyper efter oplandsareal, bredde og afstand til kilde (Naturstyrelsen (B), 2014)

Type	1	2	3
Oplandsareal (km ²)	<10	10-100	> 100
Bredde (m)	< 2	2-10	> 10
Afstand til kilde (km)	< 2	2-40	> 40

Vandløbstyperne underopdeles yderligere i normale vandløb og blødbundsvandløb. Blødbundsvandløb er små naturlige vandløb med ringe fald (< 0,1 - 0,5 ‰ alt efter vandløbets størrelse), ringe vandhastighed og blødt overvejende organisk bundsubstrat (Naturstyrelsen (B), 2014).

2.2. Karakteristik af den fysiske struktur i naturlige vandløb

Der har i Danmark været anvendt to indeks til at beskrive den fysiske kvalitet i vandløb. Det drejer sig om hhv. Århus-indekset og DMU's indeks. Fælles for de to indeks er en række af de parametre som indgår f.eks. substrat og vanddybde. I Århus-indekset indgår parametre som relaterer sig til vandløbets overordnede struktur og til vandløbsbundens struktur. DMU's indeks har ligeledes to dele. Disse vægtes ligeligt og er hhv. et strækingsindeks og et vandløbsindeks (Pedersen, et al., 2006).

Indeksene giver en indikation af hvilke parametre, der vægtes positivt og negativt samt vægtning af parametrene indbyrdes. På Figur 2.1 ses Århus-indekset.

Positive parametre:	Intensitet (i: 1-3)	Faktor (F)	Værdi (= i x F)
Høller og stryg (optimalt med en indbyrdes afstand på ca 7 x vandløbsbredden)		x2	
Vanddybde på dybeste steder >40 cm		x1	
Gydegrus (1-5 cm)		x2	
Grusbund (<2 cm) uden aflejringer		x2	
Sten (>6 cm); som skjul for fisk og substrat for smådyr		x2	
Rødder; som skjul for fisk og substrat for smådyr		x1	
Emergent vegetation (dækning af vanddækket tværsnit: 1: >80%, 2: 30-80%, 3: 0-30%)		x1	
Undervandsvegetation (dækning af tværsnit: 1: >80%, 2: 10-40%, 3: 40-80%)		x2	
Undervandsvegetation – antal typer (1: 1 type, 2: 2 typer, 3: 3 eller flere typer)		x1	
Underskårne brinker		x2	
Mæandrerende vandløb		x1	
Anden fysisk variation (sten m. mos; grene mv.)		x2	
Udhængende vegetation (kantvegetation eller grene)		x1	
Negative parametre:			
Sandvandring		x-2	
Blød, ustabil bund (dynd eller mudder)		x-1	
Bredt vandløbsprofil i fht. vandføring		x-1	
Grov vedligeholdelse (1: indgrebet lille; 3: indgrebet stort)		x-1	
Kraftig reguleret/udrettet/nedgravet		x-1	
Okker		x-1	
Aktuel indekseværdi (sum af i x F)			

Figur 2.1 Skema til bestemmelse af Århus-indekset. Intensiteten er enten arealdækning eller udbredelse på strækning og faktoren er vægtingen de enkelte parametre imellem (Pedersen, et al., 2006).

Af positive parametre indgår altså vanddybder, grus i form af gydegrus og grusbund, rødder og anden fysisk variation f.eks. i form af grene. Rødder vægtes med en faktor 1, mens resten vurderes med en faktor 2.

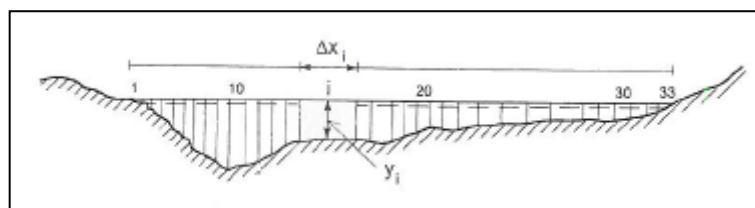
Af de negative parametre vægtes sandvandring som den eneste med en faktor -2, mens et bredt vandløbsprofil i forhold til vandføring vægtes med en faktor -1.

2.3. Grundlæggende hydrauliske målinger og beregninger

For at forstå målingerne og de fysiske ændringer ved udlægning af træ i vandløb, er det nødvendigt at have en grundlæggende hydraulisk forståelse. Derfor gennemgås de basale hydrauliske principper i det følgende.

2.3.1. Vandføring

Vandføringen beregnes ved opdeling af vandløbet i n antal sektioner, hvor hver sektion har næsten konstant vanddybde.



Figur 2.2 Opdeling af et tværsnit i 33 sektioner, $n=33$ (Brorsen & Larsen, 2009).

Vandføringsevnen i hver sektion beregnes og summeres således:

$$Q = \sum_{i=1}^n \Delta Q_i = \sum_{i=1}^n \Delta A_i V_i \quad (2.1)$$

Hvor Q er vandføringen, mens A_i er arealet i den i 'te sektion og V_i er middelhastigheden i den i 'te sektion (Brorsen & Larsen, 2009).

For at undgå at lave for mange tidskrævende vandføringsmålinger, laves i stedet en Q/h -relation på baggrund af Mannings formel.

2.3.2. Mannings formel og $Q - h$ -relation

I Mannings formel kan Manningtallet bestemmes, hvis vandhastigheden v , den hydrauliske radius R og faldet I kendes.

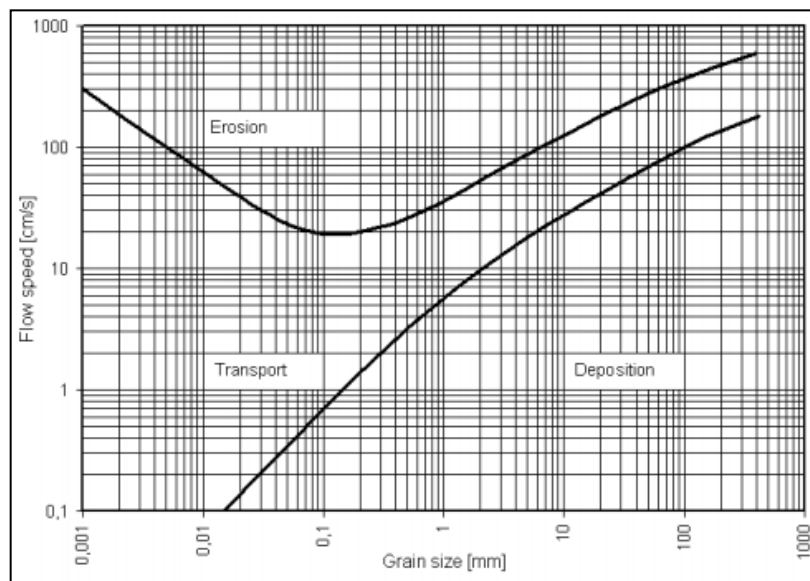
$$Q = VA = AMR^{2/3} I^{1/2} \quad (2.2)$$

Den hydrauliske radius er $\frac{A}{p_v}$, hvor p_v er den våde perimenter (Brorsen & Larsen, 2009).

Ud fra de kendte faktorer i Mannings formel kan en $Q - h$ -relation laves, idet forskellige vandstande påvirker vandføringen gennem den hydrauliske radius og arealet. $Q - h$ -kurven laves simpelt ved at vælge en række vandstande og derefter udregne vandføringen i Mannings formel (Brorsen & Larsen, 2009).

2.3.3. Substratsammensætning og vandhastighed

I vandløb med lav hældning kan vandløbsbundens substratsammensætning beskrives af vandhastigheden. Dette er en sammenhæng som Hjulström allerede i 1939 beskrev gennem sit diagram, som fremgår af Figur 2.3.



Figur 2.3 Hjulströms diagram viser forholdet mellem partikelstørrelse og vandhastighed. Efter (Hjulström, 1939).

Således kan der ske erosion, transport eller aflejring af forskellige partikelstørrelser ved forskellige vandhastigheder ved bunden. Som hovedregel transporteres mindre partikler nemmere end større partikler pga. massens størrelse. For mindre ler- og siltpartikler gælder denne regel dog ikke pga. kohæsive kræfter.

Hvis vandløbene har større hældning, er sammenhængen mere kompliceret og sedimenttransporten kan beskrives med ligningen om bundforskydningsspænding:

$$\tau_0 = \rho \cdot g \cdot R \cdot I \quad (2.3)$$

hvor ρ er vandets densitet, g er tyngdeaccelerationen, R er den hydrauliske radius og I er terrænhældningen (Brorsen & Larsen, 2009). Bundforskydningsspændingen er således bestemmende for erosionen og dermed også for størrelsen på sedimenttransporten i vandløbet.

2.3.4. Froudes tal og forstyrrelse i vandløb

Froudes tal giver en indikation af om igangværende målinger forstyrrer målinger længere opstrøms. Det gøres ved at bestemme om et vandløbsstræk har en strømmende eller strygende bevægelse gennem Froudes tal. Ved en strømmende bevægelse er bølgehastigheden større end vandhastigheden, hvilket tillader bølger at påvirke opstrøms påvirkningsområdet. Det betyder, at prøver kan blive forstyrret eller forurenede af nedstrøms aktivitet. Omvendt er vandhastigheden større end bølgehastigheden ved strygende bevægelser, hvor der ikke er fare for forurening af prøver opstrøms.

Froudes tal beregnes således:

$$F_r = \frac{u}{\sqrt{gD}} \quad (2.4)$$

hvor u er vandløbets middelhastighed, g er tyngdeaccelerationen og D er den karakteristiske længde, som i en åben kanal er dybden. Hvis Froudes tal er mindre end 1 er der en strømmende bevægelse, større end 1 er der en strygende bevægelse og lig 1 er den kritiske dybde (Chanson, 2004). Det er desuden Froudes tal, der afgør om uregelmæssigheder som sten og sandbanker kan ses i overfladen.

2.4. Vandløbsrestaurering med dødt ved

Vandløbsrestaurering defineres af Kail, et al. (2007) som enhver tilgang til udvikling af et forringet økosystem mod dets potentielle naturlige tilstand. I DCE's virkemiddelskatalog fra 2014 beskrives som tidligere nævnt metoder til vandløbsrestaurering bl.a. udlægning af groft materiale som sten, grus eller træ/dødt ved (Kristensen, et al., 2014). Metoden kan anvendes på både type 1, 2 og 3 vandløb og er målrettet dårlige fysiske forhold som bl.a. substratforhold, bredde- og dybdevariation samt mangel på egnede fysiske habitater. Det vurderes, at metoden har en positiv effekt på planter, smådyr og fisk (Kristensen, et al., 2014).

Dødt ved er en fællesbetegnelse for træ, der ikke længere er levende. I udenlandske undersøgelser finder man betegnelser som *large woody debris* (LWD), som er dødt ved over

10 cm i diameter og over 1 meter i længden⁵ (Naiman, et al., 2002) (Gippel, 1995) og *coarse woody debris* (CWD) som betegner en ophobning af mindre nedfaldne grene, kviste eller blade på 2,5 - 7,5 cm i diameter, mens *fine woody debris* (FWD) er organisk materiale under 2,5 cm i diameter (Harmon, et al., 1986). Definitionerne af LWD, CWD og FWD varierer i litteraturen. I denne rapport forstås dødt ved som træ over 2,5 cm i diameter, hvilket svarer til CWD og LWD.

2.4.1. Tidligere undersøgelser

Et af formålene med vandløbsrestaurering er at opnå god vandløbskvalitet, hvilket forbedrer vilkårene for flora og fauna i vandløbene, heriblandt de truede arter. Alligevel er truede arter oftere til stede i naturlige vandløb end i restaurerede og kanaliserede vandløb (Pedersen, et al., 2014). Vandløbskvaliteten er betinget af både vandets kvalitet og det fysiske miljø. Det fysiske miljø er strømmens hastighed, bundmaterialets sammensætning og dybdeforhold (Friberg, 1998).

I vandløbsøkosystemer i tempererede skovholdige regioner er træ et nøgleelement. Træet påvirker vandløbets hydrologi, hydraulik, sediment, morfologi, flora og fauna (Kail & Hering, 2005). Danmark hører naturligt til denne region, omend kun ca. 14 % af landet er dækket af skov. Mest skov findes langs den jyske højderyg, på Bornholm og i Nordsjælland. Skoven er ca. halvt løvskov og halvt nåleskov, hvoraf hhv. rødgran (16 %) og bøg (13 %) udgør den største andel af træarter i forhold til bevokset areal, mens rødel kun udgør 2 % (Johannsen, et al., 2013).

Dødt ved i vandløb påvirker ifølge Kail & Hering (2005) både biologiske og fysiske forhold i vandløbene. Den biologiske påvirkning opstår, fordi træet fungerer som habitat for fisk samt fødekilde for makroinvertebrater, og fordi der sker en sedimentation af organisk materiale i stillestående vand, hvilket giver mere tilgængeligt føde for makroinvertebrater. Årsagen til sedimentationen findes i de fysiske påvirkninger, hvor vandstrømningsmønstrene ændrer sig omkring træet, hvilket betyder, at diversiteten i strømmingen øges gennem hhv. acceleration og deceleration af vandet, og der dannes store bassiner bag LWD. Disse bassiner fungerer som habitater for fisk specielt ved minimumsafstrømninger (Kail & Hering, 2005). Undersøgelser viser, at dybden og afstanden til træet er vigtigere for tilstedeværelsen af laks end strømningsdynamikken omkring træet i vandløbet⁶ (Tullos & Walter, 2014).

Andre undersøgelser har ikke fundet nogen sammenhæng mellem habitatheterogenitet (substratheterogenitet) og artsrigdom i andet end naturlige vandløb og altså ikke i kanaliserede og restaurerede vandløb (Pedersen, et al., 2014).

Undersøgelser der strækker sig over mindre end tre år kan typisk ikke måle langtidsændringer i vandløbets morfologi eller ændringer i fiskebestanden som resultat af habitatændringer. Forsøg i USA ca. 20 år efter udlægningen af dødt ved viser, at de restaurerede

⁵ Flertallet af artikler anvender 1 meter i længden - enkelte f.eks. Cederholm et al (1997) bruger 2 meter.

⁶ Undersøgelsen omhandler vinterhabitater for sølvlaks.

vandløbssektioner har opnået en signifikant forøgelse af ørredbestanden med 42 % flere voksne ørreder sammenlignet med kontrolsektionerne (White, et al., 2011).

2.4.2. Påvirkning af de enkelte komponenter

I dette afsnit gennemgås de vigtigste enkeltkomponenter i ferskvandsøkologien, som påvirkes af dødt ved i vandløbet.

Fysiske ændringer

En beskrivelse af de fysiske ændringer er vanskelig, idet ændringerne ikke kun afspejler metoden og størrelsen af det udlagte træ, men også er afhængig af træarter i de vandløbsnære områder, klimaet og det hydrologiske regime, geomorfologien omkring vandløbet samt forvaltningen af vandløbene (Gurnell, et al., 2002). Alligevel er der nogle tendenser, som er værd at fremhæve i forhold til fysiske ændringer. Stabilt træ i vandløbene absorberer energi, hvilket mindsker erosionen på brinkerne, og der sker en midlertidig ophobning af sediment foran træet. I andre områder af vandløbet forøges energien. Denne variation i vandets energi danner bassiner samt strygende og strømmende bevægelser i vandløbene (Gurnell, et al., 2002), (Bilby & Bisson, 1998). Derudover gælder, at veddets påvirkning af vandløbets form afhænger af forholdet mellem vandløbets tværsnitsareal og træet størrelse. Således giver en større træstamme i et mindre vandløb en større hydraulisk påvirkning end en mindre træstamme i et større vandløb.

Flora

Dødt ved i vandløb kan danne grobund for forskellige plantearter. Autotrofe epifytter⁷ gror på overfladen af træet, mens nogle vaskulære⁸ planter kan sende rødder ind i træet og barken for at udvinde vand og næringsstoffer. Andre vaskulære planter gror i laget af forrådningsorganisk materiale, som ofte findes på overfladen af dødt ved i vandløb. Planter, der gror på overfladen af dødt ved, tilfører organisk stof fra hhv. planterne selv eller ved at indfange fint materiale i vandløbet. Det indfangede materiale fungerer som medium for større og mere krævende plantearter samt potentiel kilde for de organismer, der nedbryder træet (Harmon, et al., 1986).

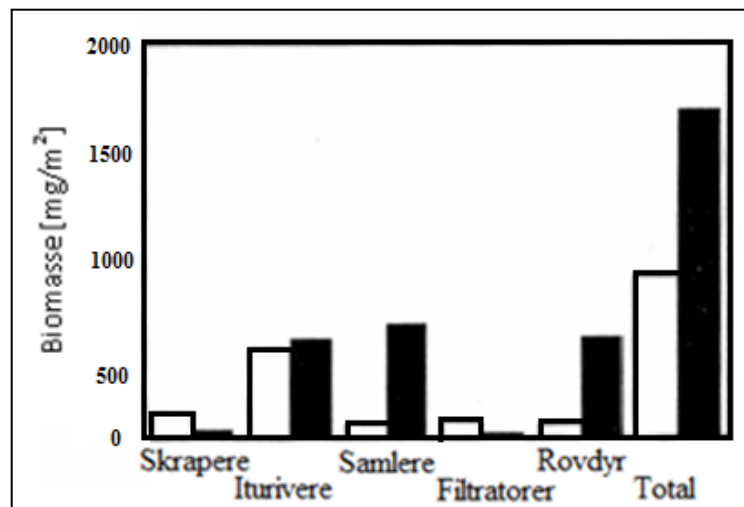
Fauna

For vandrende laksefisk kan træet udgøre en spærring, omend totale spærringer er sjældne og kun forhindrer vandringer ved bestemte afstrømninger (Harmon, et al., 1986). Undersøgelser viser desuden, at spærringerne gør sedimentet i vandløbet mere stabilt og dermed undgår en tilsanding af laksefiskenes gydeområder. Fiskene påvirkes også af ændret vandkvalitet herunder koncentrationen af gift og opløst O₂ i vandet. Gift er kun sjældent observeret i forbindelse med udlægning af træ i vandløb, mens en stigning i koncentrationen af opløst O₂ er et mere almindeligt fænomen. Alligevel er forhøjet dødelighed blandt fisk pga. iltsvind ikke en stor bekymring under naturlige forhold, idet iltsvind kun forekommer i områder med unormalt store ophobninger af frisk dødt ved (Harmon, et al., 1986). Både det døde ved i vandløbene og de bagvedliggende bassinerne bruges desuden af fisk som skjul. Dermed er populationen af fisk typisk større i vandløb med store mængder dødt ved end i vandløb med små mængder dødt ved (Bilby & Bisson, 1998).

⁷ Autotrofe epifytter er selvernærende planter, der ikke gror i jorden.

⁸ Planter med ledningsvæv. Ofte synonym med karsporeplanter såsom bregner.

Udover at nogle makroinvertebrater bruger træet i vandløbene som habitat og som fødegrundlag, er makroinvertebrater også stærkt påvirket af de fysiske forandringer dannet af træet. Forandringerne kan f.eks. være tilbageholdelsen af uorganisk sediment og organisk stof. Når træ er til stede i vandløbet udvikles derfor en specialiseret fauna til at udnytte de lokale forhold. Habitatet på og i træet er for nogle makroinvertebraterne et skjul, mens andre (få) makroinvertebrater bruger organismer på træet som føde, andre igen til æglægning eller som base til at filtrere vand for mad (Harmon, et al., 1986). Undersøgelser af bl.a. Bilbo & Bisson (1998) viser, at der er en positiv sammenhæng mellem træ i vandløb og mængden af invertebrater. Denne sammenhæng ses på Figur 2.4.



Figur 2.4 Invertebraters biomasse i et vandløbstværsnit uden dødt ved (hvid) og med dødt ved (sort) i det nordvestlige USA. Efter Bilby & Bisson (1998).

3

ERFARINGER FRA ANDRE PROJEKTER

Erfaringerne med vandløbsrestaurering med træ kommer primært fra Nordamerika. På trods af potentialet med brug af LWD til restaurering af vandløb benyttes metoden sjældent i Europa modsat i Nordamerika, hvor udlægning af træ er en almindelig restaureringsmetode. Omvendt kan resultaterne fra projekterne fra Nordamerika kun i begrænset omfang overføres til danske og europæiske forhold pga. forskellige afstrømningsforhold, geologi, vegetation og mål for vandløbsrestaurering (Kail, et al., 2007). Selvom resultaterne ikke nødvendigvis kan overføres, så kan metoderne godt. F.eks. foreslår Kail & Hering (2005) to metoder til udlægning af træ: *i) Placement* - altså placering af træ i vandløbet, som evt. må transporteres ned ad vandløbssystemet, hvilket tillader naturlige rumlige og temporale variationer i vandløbet. For enden af vandløbsstrækket kan evt. installeres en kunstig træstopper, der forhindrer uønsket transport af træ længere ned i vandløbssystemet. *ii) Recruitment* hvor den ripariske zone forsyner vandløbet med træ. Denne metode er mere langsigtet, men også billigere end placement, fordi vandløbsrestaureringen overtages af den vandløbsnære skov (Kail & Hering, 2005).

Studier viser, at LWD fra nåletræer er dels mere tilgængelige og dels mindre tilbøjelige til forrådnelse end mange løvtræer (Cederholm, et al., 1997). Stammer skal helst forblive under vandet, idet udsættelse for gentagen mætning med vand og tørring øger forrådnelsesprocessen kraftigt (Zapzalka, 1997). En undersøgelse i USA viser, at LWD stadig eksisterer 20 år efter installationen (White, et al., 2011). Friberg (1998) har angivet nedbrydningstiden for forskellige typer løv, hvor løvet fra el og ask har en hurtig nedbrydningstid på mindre end 1-2 måneder, løvet fra birk og ahorn har en middel nedbrydningstid på mindre end ½ år og løvet fra bøg, eg og rødgran/sitkagran har en langsom nedbrydningstid på mindre end et år. Nedbrydningstiden for løvet har en betydning for smådyr, idet blade der har ligget omkring en måned er væsentlig mere attraktive som føde end blade der er nynedfaldne, fordi smådyr foretrækker konditionerede blade, dvs. blade der er koloniseret med mikroorganismer (Friberg, 1998).

I en undersøgelse af 50 restaureringsprojekter med træ i Tyskland og Østrig blev transport af træ nedstrøms observeret i 20 % af projekterne. Transporten flyttede dog kun 3 % af det totale antal af de anlagte konstruktioner (Kail & Hering, 2005). Fiksering af træ kan derfor være nødvendigt: *"To act as key pieces, such trees must be stable at high flows"* (Kail, et al., 2007) og specielt i områder hvor arealanvendelsen ikke tillader, at træ driver: *"The fixation of wood structures is necessary where landuse rather tightly constrains the options for stream restoration"* (Kail & Hering, 2005). For at øge stabiliteten kan træet udlægges i mindre vandløb, hvor træets længde er større end vandløbets bredde (Kail & Hering, 2005). Young (1991) har gennem eksperimenter påvist, at LWD har større hydraulisk effekt nær vandløbsbunden, end hvis det er placeret længere fra vandløbsbunden.

Udenlandske resultater viser, at der er et potentiale for økologisk forbedring ved brugen af LWD i vandløbsrestaurering, fordi der er mindre volumen end hvad der er naturligt i vandløbene. Desuden udlægges træ for ofte parallelt med strømningsretningen, hvilket reducerer de gavnlige hydrologiske og morfologiske effekter (Kail, et al., 2007). Ydermere menes den nuværende restaureringspraksis af danske vandløb ikke at tage hensyn til de naturlige forhold. Således udlægges i visse områder mere groft substrat i form af grus og småsten end hvad den naturlige substratsammensætning foreskriver (Pedersen, et al., 2014).

Slutteligt skal det siges, at LWD er irregulære objekter, hvilket gør målinger omhandlende volumenestimer af LWD vanskelige. Der findes flere måder at måle mængden af LWD i vandløb. Dette omfatter alt fra at tælle antallet af stykker træ til at lave statistik over transektorer i vandløb eller lave en geometrisk (f.eks. rumfang eller diameter) og lokalitetsoptælling af LWD i vandløbet (Gippel, et al., 1995).

Metoderne og resultaterne fra andre projekter viser, at der er et potentiale for brugen af LWD. Omvendt er der ikke én metode til korrekt udlægning af træ, men undersøgelser viser gode erfaringer med fastankret LWD på tværs af vandløbet og gerne nær bunden. Det betyder, at de enkelte metoder skal afspejle lokale forhold, fordi naturlige miljøer er rumligt og temporalt variable.

4

PRØVEDESIGN OG METODE TIL DATABEARBEJDNING

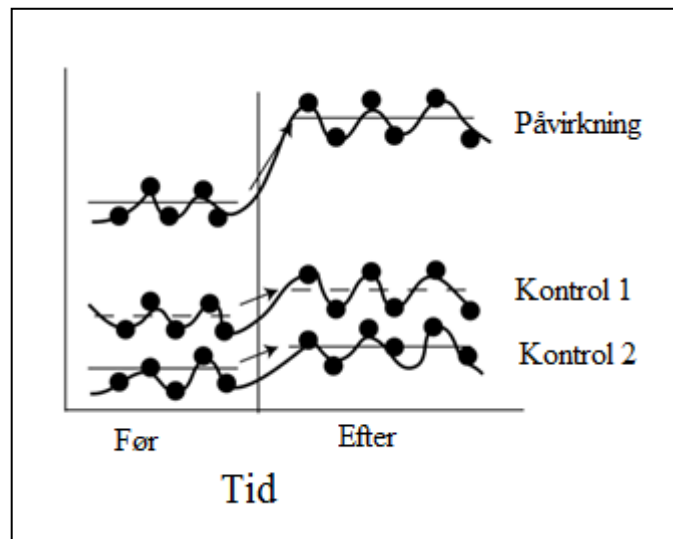
Metodeafsnittet indeholder en gennemgang af forskellige BACI-designs med fokus på MBACI og Beyond BACI. Desuden gennemgås forsøgsdesignet i dette projekt og slutte- ligt den statistiske metode.

4.1. BACI

Fordi naturlige miljøer er variable, er det vanskeligt at lave en undersøgelse, som gælder over alt. Kernebeslutningen i miljøundersøgelser er den statistiske analyse, der skal fore- tages på undersøgelsens data. Ofte anvendes test med hypotese, hvor en nul-hypotese for- søges forkastet, idet den som oftest står for "ingen ændring" (Keough & Mapstone, 1997).

4.1.1. Forskellige BACI-designs

Overordnet set findes en række undersøgelsesdesigns til at lave prøvetagning af miljøef- fekteer. Designet er vigtigt, idet det sikrer robustheden i analysen eller som White, et al. (2011) formulerer det: "*Many prior studies were not true experiments, often lacking ade- quate controls or replicates, and few used before-after control-impact (BACI) designs that allow robust inference*" (White, et al., 2011). BACI-designet indeholder altså målin- ger før (Before) og efter (After) en påvirkning (Impact) som f.eks. udlægning af træ. Der- udover er der målinger på både stræk med indsatser og uforstyrrede stræk, hvor sidst- nævnte fungerer som reference eller kontrol (Control). Referencestrækningerne har til formål at undersøge den naturlige variation og dermed sikre, at eventuelle ændringer skyldes påvirkningen og *ikke* naturlige udsving. BACI-designet foretrækkes frem for Be- fore-After eller Control-Impact designet, fordi BACI-designet inkorporerer variationer ikke bare i tid, men også rumlige variationer (McDonald, et al., 2000). Et grafisk eksem- pel på et BACI-design ses på Figur 4.1.



Figur 4.1 Et typisk BACI-design med én påvirket lokalitet og to kontrollokaliteter. Her tages prøver fem gange på hver lokalitet inden miljøhændelsen (sort lodret streg) og 6 prøver på hver lokalitet efter miljøhændelsen. Efter (Schwarz, 2014).

Der findes dog adskillige BACI-designs f.eks. BACIP (Stewart-Oaten, et al., 1992), Beyond BACI (Underwood, 1992) og MBACI (Keough & Mapstone, 1997), der alle er udvidelser eller modificeringer af det originale BACI-design. BACIP er en Paired BACI, hvor der foretages målinger før og efter på præcis samme lokaliteter (Burt, et al., 2009). Beyond BACI er udviklet af Underwood, og har flere replikationer i tid og sted, hvilket også gør sig gældende for MBACI. Forskellen mellem MBACI og Beyond BACI er, at Beyond BACI også indeholder prøvetagning på forskellige hierarkiske skalaer. Således tages prøver både lokalt omkring miljøindgrebet og på strækningsniveau (Barmuta, et al., 2002).

MBACI og Beyond BACI foretrækkes frem for de andre designs, idet flere kontrol- og påvirkningsområder benyttes. Flere områder giver mere rum til at forstå den naturlige variation mellem undersøgelsesområderne. Det betyder, at relative ændringer mellem påvirkede områder og kontrolområder med større sandsynlighed ikke skyldes tilfældigheder (Underwood, 1992), (Barmuta, et al., 2002).

4.1.2. MBACI og Beyond BACI

MBACI eller Multiple-Before-After-Control-Impact-designet er konstrueret således, at to faktorer kan sammenlignes. De to faktorer er hhv. før/efter og kontrol/påvirkning. Kontrol og påvirkning er ligesom tiderne (før og efter) faste faktorer, mens prøvelokaliteterne indlejret i kontrolstrækningerne og i de påvirkede strækninger er tilfældige. Replikater er indlejret i alle faktorerne (Keough & Mapstone, 1997). I et MBACI-design skal der helst være adskillige påvirknings- og kontrolstrækninger samt flere gentagelser både før og efter (Underwood, 1992). Gentagelserne muliggør en undersøgelse af, om påvirkningssteder adskiller sig fra kontrolsteder. Kontrolstederne er en hel række af uforstyrrede steder opstrøms påvirkningsstederne.

I BACI-designs kan bruges referencevandløb eller kontrolvandløb. Referencelokaliteter findes i vandløb, der nærmer sig sit naturlige stadie så meget som muligt. Det betyder, at referencelokaliteten skal være upåvirket af menneskelig aktivitet. I praksis er dette ikke muligt - specielt ikke i Danmark. Derfor bruges ofte kontrollokaliteter. Disse vælges således, at kontrollokaliteten tilstræbes ensartethed med det påvirkede vandløb - naturligvis med undtagelse af selve miljøpåvirkningen. Alligevel kan to umiddelbart ens lokaliteter være forskellige på nogle parametre, ligesom vandløbenes dynamik ændrer disse parametre over tid (Barmuta, et al., 2002). Desuden kan vandløbene med fordel replikeres, idet to eller flere replikater øger sikkerheden af resultaterne eller mindsker risikoen for at forveksle resultaterne af miljøindgrebet med naturlige udsving (Quinn & Keough, 2002).

I hver af strækningerne laves en stikprøve, hvis størrelse bestemmes ved hjælp af en poweranalyse.

4.2. Poweranalyse

Når der designes prøvetagning til en konsekvensanalyse, er det centralt, at prøvetagningen giver statistisk kraft (power) til at påvise relevante effekter (Carey & Keough, 2002). I takt med et stigende antal prøver, bliver undersøgelserne mere sensitive og har derved nemmere ved at måle selv små ændringer. På et tidspunkt bliver ændringerne så små, at selvom de er statistisk signifikante, er de ikke nødvendigvis biologisk signifikante. I dette tilfælde kan undersøgelsen skaleres, således at undersøgelsen kun registrerer ændringer af en vis størrelse som signifikante. Skaleringen foregår med en såkaldt *poweranalyse* (Keough & Mapstone, 1997).

En poweranalyse er et statistisk værktøj, som giver mulighed for at anslå antallet af prøver, der skal tages for at opdage en bestemt effektstørrelse med en bestemt (u)sikkerhed (Carey & Keough, 2002). Power måles som 1 minus type II fejlen ($1-\beta$) og giver dermed et mål for tilliden. Power sættes til 0,80 som standard, hvilket giver en type II fejlrate på 0,20. Den traditionelle tilgang tillader type I fejl på 0,05. Denne tilgang anbefales ikke, fordi den ikke giver kontrol over type II fejlene. I stedet for faste type I og II fejlrate foreslås at fokusere på deres ratio - altså type I : type II. Denne ratio tillader hvad Mapstone kalder Scalable Decision Criteria. I praksis anvendes ofte 0,05 som mål for type I fejl (Keough & Mapstone, 1997), hvilket også er tilfældet i dette undersøgelsesdesign. Der kan læses mere om type I og type II fejl i afsnit 4.5.3.

Power afhænger af en række forskellige faktorer, hvoraf den vigtigste er prøvestørrelsen (n), dvs. mængden af prøver der tages i felten. Desto større prøvestørrelsen er desto nemmere er det at måle en effekt. Effektstørrelsen (ES) er størrelsen på den biologiske effekt, der skal til før en ændring er af interesse. Power påvirkes også af variansen (σ) mellem prøverne. Således er det sværere at opdage en effekt, hvis variansen er større. Det betyder, at hvis variansen stiger, så skal prøvestørrelsen ligeledes stige for at få den samme power. Den sidste faktor, der har indflydelse på power, er signifikansniveauet (α), der som oftest sættes til 0,05 (Quinn & Keough, 2002). Sammenhængen mellem power og de fire variable ser således ud:

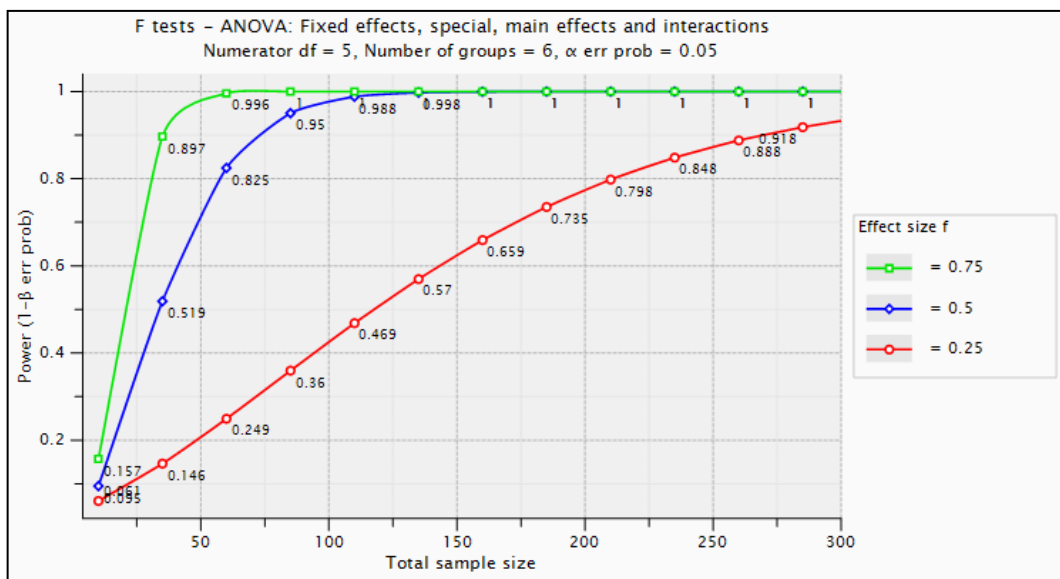
$$Power \propto \frac{ES \alpha \sqrt{n}}{\sigma} \quad (4.1)$$

Årsagen til α i stedet for σ er, at sammenhængen mellem variable og power afhænger af den statistiske test (Quinn & Keough, 2002).

Selve poweranalysen foretages i programmet G*Power udviklet af Heinrich-Heine-Universitet i Düsseldorf. Testfamilien er f-tests, mens den statistiske test er ANOVA: Fixed effect, omnibus, one-way. Årsagen til valget af den statistiske test gennemgås i afsnit 4.5.

4.2.1. Poweranalysens resultat

For at udvælge mængden af prøvepunkter blev en poweranalyse foretaget. I poweranalysen er der brugt standardværdier fra litteraturen anbefalet af Quinn & Keough (2002). Derfor må poweranalysen betragtes som et groft estimat. I poweranalysen er ES sat til hhv. 0,25, 0,5 og 0,75, α til 0,05 og power til 0,80. Alle disse er standardværdier, mens antallet af grupper er 6, hvilket er de tre kontrolstrækninger samt de tre påvirkningsstrækninger.



Figur 4.2 Poweranalyse for forskellige ES. Det totale antal prøver skal være min. 211, hvis ES er 0,25 og power skal være over 0,8.

Det betyder, at hvis effekten af miljøtiltaget er stor, så behøves et mindre antal prøver for at opnå en power på 0,8, end hvis effekten er lille. Resultatet viser, at +200 prøver er nødvendigt, hvis ES er 0,25. På baggrund af poweranalysen foretages 40 prøver på hver af de 6 strækninger (3 kontrolstræk og 3 påvirkede stræk) svarende til 240 stikprøver i hvert vandløb.

4.3. Designs til udlægning af træ

Der laves to designs; hhv. et design med træstammer, hvor både hele træer fældes ned i vandløbene samt fastforankrede kortere stammer lægges på tværs af vandløbet og et de-

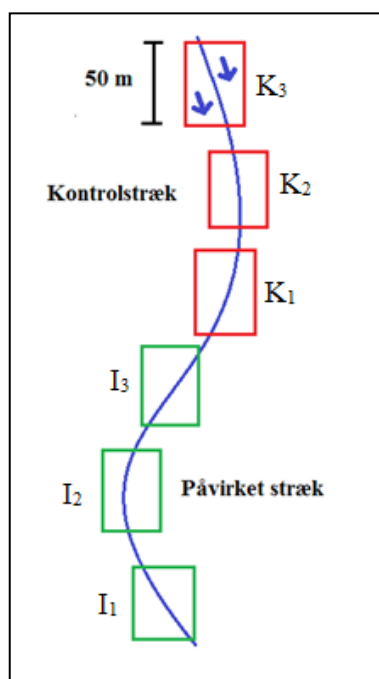
sign med rodklumper, hvor en større rodklump udlægges i vandløbets kant. Metoderne er inspireret af den internationale litteratur og den praktiske erfaring fra Silkeborg Kommune. Se hhv. afsnit 4.3.2 og 4.3.3 for nærmere beskrivelser af de enkelte metoder.

4.3.1. Balanceret, stramt tilfældigt design med kontrolvandløb indlejret

Et design betegnes som balanceret, hvis der indsamles det samme antal prøver i kontrollokaliteterne som i de påvirkede lokaliteter. Hvis der samtidig er samme antal prøver før og efter miljøindgrebet, siges designet at være både balanceret og symmetrisk. Balance er ønskeligt af analytiske og empiriske grunde (Barmuta, et al., 2002).

Ifølge Quinn & Keough (2002) er et tilfældigt design altid et solidt valg. Årsagen er, at prøverne ved systematisk prøvetagning kan sammenfalde med ukendte miljømæssige gradienter, hvorfor hele prøvetagningen bliver biased. Med total tilfældighed risikeres omvendt, at prøvetagningen klumpes, hvilket delvist kan undgås med en større stikprøve. Inden for hvert stræk laves tilfældig prøvetagning med en "tilfældig nummergenerator" som foreslået af Quinn & Keough (2002). Nummergeneratoren giver 40 tilfældigt udvalgte målepunkter for hver strækning på 50 meter. Se det elektroniske bilagsmappe "Måleskema" for skema til valg af stikprøver.

Hvert design planlægges med tre kontrolstrækninger og tre påvirkede strækninger af hver 50 m. Kontrolstrækningerne ligger opstrøms de påvirkede strækninger for at undgå forstyrrelse. Ligeledes tages prøverne mod strømningsretningen for at undgå forstyrrelse af forsøgsstrækningen. På Figur 4.3 ses en konceptuel skitse af forsøgsstationernes indbyrdes placering.

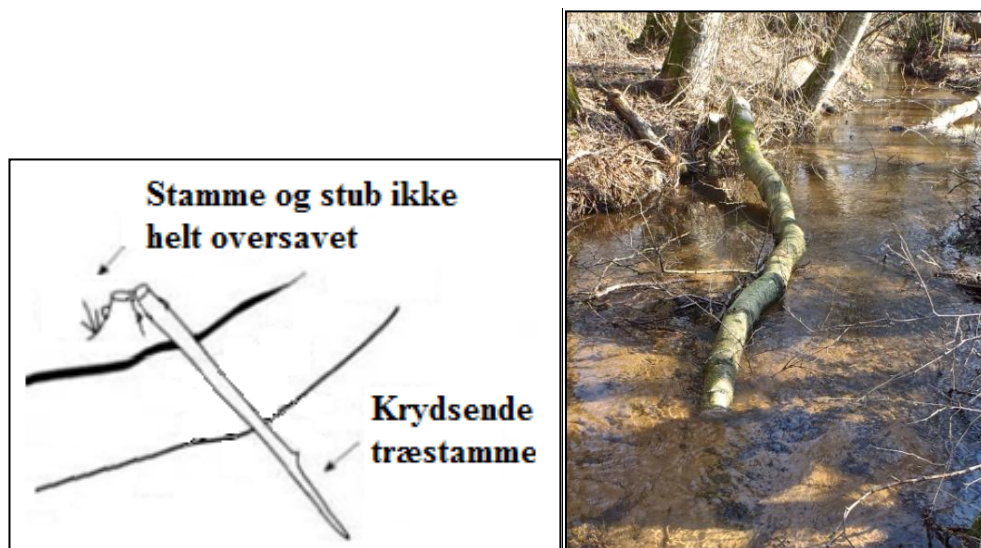


Figur 4.3 Konceptuel skitse af et design med tre kontrolstrækninger og tre påvirkede (impact) stræk (egen figur).

Idet træet placeres aktivt i begge designs, omhandler forsøgene *placement* og ikke *recruitment*. Ifølge Kail, et al. (2007) bør lokalt aktivt placeret træudlægning (*placement*) overvejes som midlertidig foranstaltning, indtil passive restaureringsmetoder (*recruitment*) skaber tilstrækkelig mængde træ i vandløbet.

4.3.2. Hele træer og træstammer i vandløb

I projektet anvendes en variant af metoden fra Cederholm et al. (1997), hvor et træ fældes, så det ligger tværs over vandløbet. Ved Cederholms metode er træstammen forbundet til roden med en wire. At træstammen og roden fortsat er forbundet, er en idé af Åge Ebbesen fra Silkeborg Kommune. Metoden er døbt "bævermetoden", fordi den ser mere naturlig ud end metoden af Cederholm. Ved bævermetoden skæres stammen delvist over og væltes i vandløbet, mens stammen stadig har kontakt til roden. Ligeledes får kronen lov til at forblive på træet. Vandløbsregulativet som er implementeret i vedligeholdelsesbestemmelserne gør dog, at der skal laves en frilagt strømrørende, hvis væltede træer hæmmer vandets frie løb væsentligt. På Figur 4.4 ses en skitse af bævermetoden.



Figur 4.4 Til venstre: Bævermetoden inspireret af Cederholm et al. (1997), hvor stammen og stubben fortsat er sammenhængende (modificeret fra Cederholm et al (1997)) Til højre: Den praktiske udførelse i Sandemandsbækken (eget billede).

Metoden afhænger naturligvis af, om der er træer tilstede, som kan væltes ned i vandløbet. Ligeledes afhænger antallet af træer, der væltes i hvert vandløbsstræk, af det vandløbsstræk hvor det færreste antal træer er tilgængelige. Stammerne væltes således, at der er mest muligt kontakt mellem stamme og vandløb, hvilket betyder, at stammerne i nogle tilfælde væltes langs vandløbet. Ifølge Young (1991) giver en ortogonal stamme den største fysiske påvirkning i vandløbet. De fastforankrede kortere stammer placeres derfor ortogonalt af vandløbet. Til sammen laves fem udlægninger pr. strækning på 50 meter, hvoraf de fleste er fastforankrede konstruktioner pga. hensyn til lodsejer.



Figur 4.5 Til venstre: Metode hvor en træstamme fastforankres med wire (modificeret fra Cederholm (1997)). Til højre: Den praktiske udførsel i Sandemandsbækken. Her er der banket en pind ned i vandløbsbunden, som stammen er skruet fast til (eget billede).

Det primære formål med designet er at øge den fysiske variation - vanddybde, substrat og vandhastighed - i vandløbet samt at lave flere skjul for laksefisk.

Det anvendte træ er bl.a. rødel, fordi det vokser i vandløbsnære regioner og kan tåle at have rødderne i vand gennem længere perioder (Friberg, 1998). Desuden er dødt ved fra rødel meget holdbart under vand og egner sig derfor godt til udlæggelse i vandløb.

4.3.3. Rodklumper

Der udlægges rodklumper med en volumen på ca. $0,1 \text{ m}^3$ ($d \cdot h \cdot b = 0,5\text{m} \cdot 0,5\text{m} \cdot 0,5\text{m}$) fire steder pr. 50 meter strækning, svarende til én klump pr. knap hver tiende meter og ca. 3 % af strækningens vandvolumen. Formålet er at øge den fysiske variation af vandløbet - ligesom designet med hele stammer. Rodklumperne placeres desuden således, at strømningmønstrene omkring rodklumpen tvinger vandet til modsatte bred og dermed fremmer erosion heraf. Dermed kan det undersøges, om rodklumper kan bruges til genslyngning af et kanaliseret vandløb.



Figur 4.6 Til venstre: Konceptuel tegning af en rodklumps placering i et kanaliseret vandløb. Pilene symboliserer de forventede strømningmønstre omkring rodklumpen (egen figur). Til højre: Åmand Svend Erik Valbjørn fastmonterer en rodklump med en wire i Grundel Bæk (eget billede).

4.4. Målinger

Idet der forventeligt er forskel i effekten på forskellige skalaer, er et antal lokaliteter til prøvetagning på lokal skala indlejret i prøvelokaliteterne på større skala (Barmuta, et al., 2002). Lokal skala omhandler målinger i umiddelbar nærhed (2 m) af det udlagte træ, mens den større skala er på strækningsniveau (50 m). På lokal skala måles vandløbenes tværsnit, vanddybde, vandhastighed og substratvariation. På strækningsniveau måles også dybde, hastighed og substrat samt fiskepopulation og vandstuvning. Disse mål er udvalgt fra en lang liste som indeholder ilt, næringsstoffer, vegetation mv.

Målingerne foretages to gange inden udlægning af træ og tre gange efter udlægningen. Den elektroniske bilagsmappe "Måleskemaer" indeholder de anvendte noteringsskemaer.

4.4.1. Målinger på hele strækninger

På både kontrolstrækninger og de påvirkede strækninger udvælges 40 tilfældige punkter pr. strækning, hvor vandhastigheden og dybden måles, mens den dominerende substrattype vurderes. Det svarer til 240 punkter pr. vandløb. Prøverne udvælges tilfældigt pr. løbende meter og tages i enten 25 %, 50 % eller 75 % af vandløbets bredde.

Vandhastigheden, v , beregnes med en unik formel for hver propelmåler som er:

$$\begin{aligned} \text{ved } n \leq 0,61 \text{ er } v &= 0,2363 \times n + 0,018 \\ \text{ved } 0,61 \leq n \leq 9,81 \text{ er } v &= 0,2544 \times n + 0,007 \end{aligned} \quad (4.2)$$

hvor n er antal rotationer pr. sek. som måles med propelmåler 5 cm over vandløbets bund.

Dybden måles med tommestok i samme punkt, mens substrat vurderes som enten fint organisk materiale, sand, grus eller sten. Substratet vurderes i et cirkulært område med en radius på ca. 10 cm og med centrum i samme punkt som dybdemålingen. I vurderingen indgår udelukkende det dominerende overfladesubstrat.



Figur 4.7 Til venstre: Propel til måling af vandhastighed samt landmålerstok med tommestok til højdemåling. Til højre: Substrat vurderes som sand på trods af, at der tydeligt ligger grus neden under (egne billeder).

I løbet af prøveperioden elektrofiskes to gange i hvert vandløb - én gang inden udlægning af træ og én gang efter udlægning. Antallet af fisk, art og størrelse noteres for hvert 50 m stræk, som anbefalet af DCE's tekniske anvisning (Wiberg-Larsen & Kristensen, 2011).

Hvert stræk gennemfiskes kun én gang, hvorfor DFFV ϕ skal tages med et vist forbehold. Idet føreren af anoden skal have et gyldigt bevis for gennemgået kursus i elektrofiskeri, varetager Esben Astrup Kristensen (ALECTIA) gennemfiskningerne.

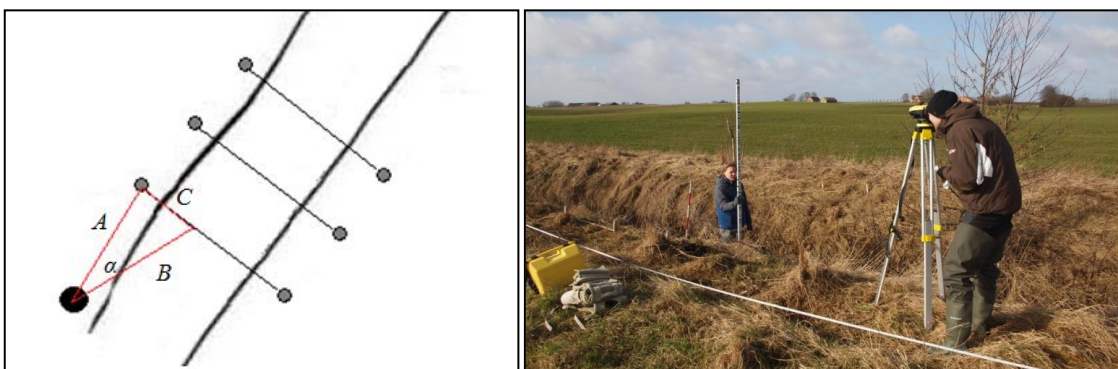


Figur 4.8 Til venstre: Elektrofiskeri i Grundel Bæk. Til højre: Bækørred på knap 20 cm (egne billeder).

4.4.2. Målinger omkring udlægning af træ

Ét sted pr. påvirket stræk måles i et finere grid én meter opstrøms og nedstrøms udlægningen af træ. Hvert sted laves 55 målinger svarende til 5 gange på tværs af vandløbet i hhv. 10 %, 30 %, 50 %, 70 % og 90 % og pr. 20 cm langs vandløbet. Substrat, vandhastighed og vanddybde måles på samme måde som på strækningsniveau og gennemgås derfor ikke yderligere.

Omkring træudlægningen opmåles desuden tværsnitsprofiler med nivelleringsapparat af typen Leica Sprinter 100. I hvert profil laves mellem 20 og 25 målinger. Nivelleringen indtastes i skemaet, som fremgår af den elektroniske bilagsmappe "Måleskemaer". I skemaet skrives den manuelt aflæste vinkel, mens afstand til stadiet og højden på stadiet aflæses og lagres af nivellementsapparatet.



Figur 4.9 Til venstre: Konceptuel opstilling til nivellering. C er afstanden mellem det faste punkt markeret med en pløk til højdemålingen på tværsnitsprofilet. Til højre: Nivellering ved Grundel Bæk (egne billeder).

Afstanden C (se Figur 4.9) beregnes ud fra en cosinusrelation til vinkel α .

$$C = \sqrt{A^2 + B^2 - 2AB \times \cos(\alpha)} \quad (4.3)$$

Opstrøms det udlagte træ måles desuden vandstuvning med HOBO Water Level Logger. I alt installeres fire styks, hvoraf én installeres på land for at måle det atmosfæriske tryk, to loggere placeres hhv. to og fire meter opstrøms en trærod og én installeres i den midterste kontrolstrækning. Alle loggere er placeret ved Grundel Bæk og logger hvert tiende minut fra dagen før udlægning af træet til 12 dage efter.



Figur 4.10 Tre tryksensorer til måling af vandstuvning samt tilhørende jernrør til installation (eget billede).

Vandtrykket ved hver logger er

$$Tryk_{vandløb} [kPa] = Tryk_{vandløb+atm.} [kPa] - Tryk_{atm} [kPa] \quad (4.4)$$

og vandstanden ved 4°C er således

$$Vandstand [mm H_2O] = Tryk_{vandløb} [kPa] * 101,97 \quad (4.5)$$

4.5. Statistisk metode

Den statistiske analyse er lavet på baggrund af Burt et al. (2009) og Sokal & Rohlf (1994) medmindre andet fremgår. Udregningerne laves i IBM SPSS Statistics version 22.

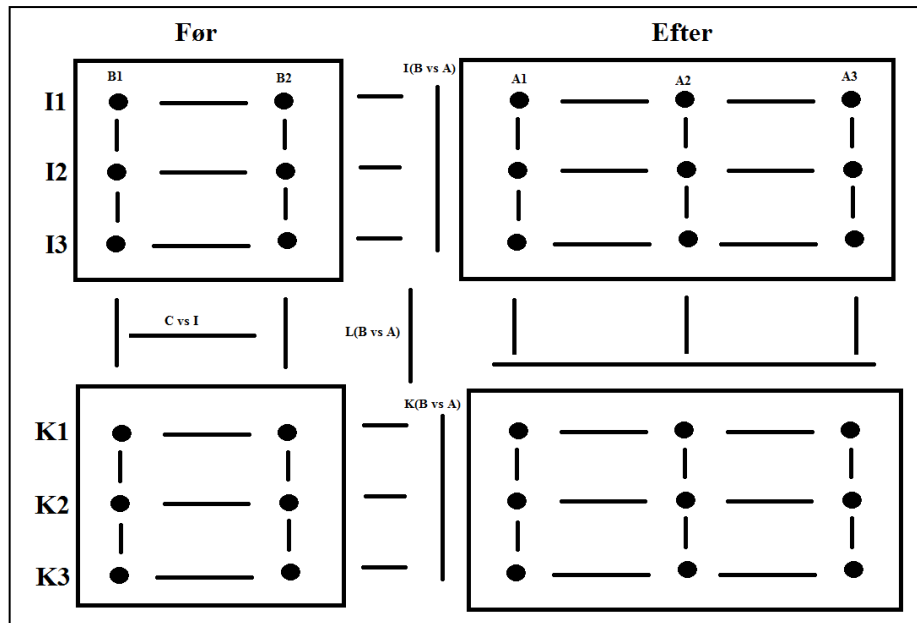
4.5.1. Overblik over de statistiske tests

I feltundersøgelsen forventes det ikke, at alle faktorer der påvirker vandløbet kan undersøges. Der kan dog testes for større systematiske ændringer gennem en række statistiske test f.eks. χ^2 -test, z-test, t-test og f-test. Valg af test afgøres dels af datagrundlaget der er til rådighed og dels af testens formål. χ^2 -testen kan f.eks. bruges, hvis datagrundlaget er kategorisk, mens t-testen kan bruges, hvis datagrundlaget er numerisk (Quinn & Keough, 2002).

Til at analysere BACI-designs anvendes ofte *analyse af varians* (ANOVA), idet ANOVA kan teste hypoteser omkring flere gruppers middelværdier uden type 1 fejlen øges. ANOVA bruges til at undersøge forskellige kilder til variation og til at teste nulhypotesen, som er, at der ingen forskel er mellem den påvirkede gruppe og kontrolgruppen (Quinn & Keough, 2002).

Hvert vandløb har seks strækninger, der som tidligere nævnt måles to gange inden træudlægning og tre gange efter træudlægning. Dette giver mulighed for en hel række sammenligninger - både for den enkelte strækning gennem en tidsserie, men også som sammen-

ligning mellem gennemsnittet af kontrolstrækningerne og de påvirkede stræk. På Figur 4.11 ses nogle af de mulige sammenligninger.



Figur 4.11 Mulige analyser ved dette BACI-design. Udover sammenligninger før og efter for hvert stræk og sammenligninger mellem kontrol og påvirkede stræk, er der også mulighed for at lave gennemsnitssammenligninger, f.eks. gennemsnittene af I_1 , I_2 og I_3 sammenlignet før og efter (egen figur).

Tabel 4.1 viser de analyser der foretages i projektet samt de statistiske tests der anvendes til udregning. Analyserne er baseret på (Underwood, 1992) og (Underwood, 1994).

Tabel 4.1 Analyser og statistiske test i projektet. L er hver enkelt vandløbsstrækning og T er de enkelte måletidspunkter (egen tabel).

Analyse	Forklaring	Variable	Statistiske tests
Strækningsniveau			
$L(T)$	Forskel for hvert måletidspunkt i hvert enkelt vandløbsstræk	Dybde, hastighed, substrat	F-test, ANOVA, Post Hoc, χ^2 -test
$I(B \text{ vs } A)$	Forskel før og efter træudlægning fælles for de påvirkede strækninger	Dybde, hastighed, substrat	F-test, ANOVA, Post Hoc, χ^2 -test
$K(B \text{ vs } A)$	Forskel før og efter træudlægning fælles for kontrolstrækningerne	Dybde, hastighed, substrat	F-test, ANOVA, Post Hoc, χ^2 -test
Lokalt niveau			
$L(T)$	Forskel for hvert måletidspunkt i hvert enkelt vandløbsstræk	Dybde, hastighed, substrat	F-test, ANOVA, Post Hoc, χ^2 -test
$L(B \text{ vs } A)$	Forskel før og efter træudlægning for hvert vandløbsstræk	Dybde, hastighed, substrat	F-test, ANOVA, Post Hoc, χ^2 -test

4.5.2. Test af hypoteser

Udgangspunktet for de statistiske tests er at teste hypoteser. Hypoteserne der forsøges forkastet kaldes nulhypoteser (H_0). Nulhypotesernes udgangspunkt er, at varianserne eller middelværdierne er uændrede - altså at der ikke er en signifikant ændring før og efter udlægningen af træ i den påvirkede strækning i forhold til kontrolstrækningen. En nulhypotese hvor variansen er den samme ved alle målingerne kan også formuleres således:

$$H_0 = \sigma_1^2 = \sigma_2^2 \dots = \sigma_i^2 \quad (4.6)$$

hvor σ er standardafvigelsen. Den alternative hypotese (H_A) er, at der er en forskel i varianserne eller middelværdierne før i forhold til efter udlægningen af træet i påvirkningsområderne men ikke i kontrolområderne:

$$H_A = \sigma_1^2 \neq \sigma_2^2 \dots \neq \sigma_i^2 \quad (4.7)$$

Hypoteserne for dette projekt findes i afsnit 1.1.

4.5.3. Fejltyper

Når der beregnes på sandsynligheder er der risiko for forkerte konklusioner. I statistik tales om type I fejl, hvor en korrekt nul-hypotese (H_0) forkastes og type II fejl hvor en falsk H_0 ikke forkastes (Keough & Mapstone, 1997). En type I fejl udtrykkes som sandsynligheder og symboliseres med α , mens type II fejl symboliseres med β . Når α udtrykkes i procent kendes den som signifikansniveauet. Det betyder, at α på 0,05 svarer til et signifikansniveau på 5 % (Sokal & Rohlf, 1994).

Tabel 4.2 Type I og type II fejl i forhold til nulhypotesen forkastes eller accepteres. Efter (Sokal & Rohlf, 1994)

		H_0	
		Accepteret	Forkastet
H_0	Sand	Korrekt	Type I fejl (α)
	Falsk	Type II fejl (β)	Korrekt

I denne opgave regnes med et 95 % konfidensinterval svarende til signifikansniveau på 5 %, dvs. der er 5 % risiko for en type I fejl.

4.5.4. ANOVA, F-test og post-hoc

Til at vurdere om prøverne har signifikant ændrede middelværdier og varians, bruges en ANOVA-test (middelværdi) med indlejret F-test (variansen). Der bruges en one-faktor ANOVA med tilfældigt balanceret design. Faktoren er måletidspunkter eller før/efter udlægning af træ. De variable er hhv. strømhastighed og dybde. Beregningerne fremgår af Tabel 4.3.

For at kunne lave en ANOVA på undersøgelsens variable antages det, at de variable er uafhængige, normalfordelte og har samme varians (homogenitet af variansen eller homoskedasticitet). Homogeniteten testes ved hjælp af en F-test.

F-testen er en ratio mellem gruppernes varianser. Ratio udtrykker den forklarede varians i forhold til den del af variansen der ikke kan forklares (Burt, et al., 2009):

$$F_{\sigma} = \frac{\text{variens mellem grupper}}{\text{variens indenfor grupper}} = \frac{\text{forklaret varians}}{\text{uforklaret varians}} \quad (4.8)$$

F-testens kritiske signifikansværdi bestemmes gennem F-ratioen. Om denne ratio er signifikant aflæses i en tabel, hvor de kritiske værdier for F-distributionen fremgår. De kritiske værdier afhænger af signifikansniveauet og frihedsgraderne (dF).

Tabel 4.3 Beregninger og forklaringer af two-factor ANOVA inkl. F-ratioen. Efter (Burt, et al., 2009)

Kilde til variation	Sum af kvadrater (sum of squares)	Frihedsgrader (Degrees of freedom)	Kvadraters middelværdi (mean square)	f-ratio
Faktor - Mellem grupper, forklaret varians	$ASS = m \sum_{i=1}^a (\bar{Y}_i - \bar{Y})^2$	$a-1$	$\frac{ASS}{a-1}$	$\frac{\frac{ASS}{a-1}}{\frac{ESS}{a(m-1)}}$
Error - Inden for grupper, uforklaret varians	$ESS = \sum_{i=1}^a \sum_{k=1}^m (\bar{Y}_{ijk} - \bar{Y}_{ij})^2$	$a(m-1)$	$\frac{ESS}{a(m-1)}$	
Total	$TSS = \sum_{i=1}^a \sum_{k=1}^m (\bar{Y}_{ijk} - \bar{Y})^2$	$am-1$		

Idet ANOVA kun tester, om der er en signifikant forskel indenfor eller mellem grupperne, men ikke hvilke, laves efterfølgende en Post-hoc på de resultater, der er signifikante. Fordi type I fejl akkumuleres ved gentagen brug af t-test (svarer til ANOVAs standardtest af middelværdier) laves en Post-hoc der tester hele datasættet, uden at type I fejlen akkumuleres. Blandt Post-hoc tests kan nævnes Bonferroni og Scheffé. Bonferroni betragtes som mere konservativ end Scheffé og er bedre end Scheffé ved normale konfidensniveauer (Mi & Sampson, 1993), (Quinn & Keough, 2002). I dette projekt anvendes Bonferroni.

Bonferroni tester hver sammenligning med α/c , hvor α er type I fejlen og c er antal sammenligninger (Quinn & Keough, 2002). Med en type I fejl på 0,05 og seks sammenligninger (tre kontrol og tre påvirkede strækninger) bliver Bonferronis signifikansniveau $\alpha/c = 0,05/6 = 0,008$. Dvs. p-værdier under 0,008 i Post-hoc-testen betragtes som signifikante.

4.5.5. χ^2 -test

Idet substratvurderingen er kategorisk (groft eller fint substrat) og ikke numerisk bruges en χ^2 -test. Fremgangsmåden er ligesom ved ANOVA at teste en nul-hypotese og alternativ hypotese:

$$\begin{aligned} H_0: & \text{Ingen ændring i distributionen} \\ H_A: & \text{Ændring i distributionen} \end{aligned} \quad (4.9)$$

χ^2 -testen tester altså hvor godt den forventede model passer på prøverne. χ^2 -distributionen beregnes således:

$$\chi^2 = \sum_{j=1}^k \frac{(O_j - E_j)^2}{E_j} \quad (4.10)$$

hvor O_j er det observerede antal, og E_j er det forventede antal, og k er antal kategorier. Frihedsgraderne beregnes således:

$$df = k - m - 1 \quad (4.11)$$

hvor m er antallet af parametre.

5

FORSØGSOMRÅDER I SILKEBORG KOMMUNE

Lokaliteterne skal helst være steder med dårlige fysiske forhold, dvs. steder med ensartet substratsammensætning og mangel på habitater (Kristensen, et al., 2014). Prøverne laves i forskellige vandløbssystemer for at undgå interdependens (Pedersen, et al., 2014) og fordi træet forventes at have effekt i alle typer vandløb (Kristensen, et al., 2014). Kail & Hering (2005) lavede en undersøgelse af strækninger på 100 m i et vandløb, der var 5-10 m bredt. Forsøgsstrækningerne i denne undersøgelse er 50 m, idet vandløbsbredden er ca. 2 m.

5.1. Danmark som forsøgsområde

Tidligere er det beskrevet, at der i Danmark vandløbsrestaureres uden hensyn til lokale forhold f.eks. den naturlige substratsammensætning i vandløbene. Derfor må det være nødvendigt først at definere, hvad der er naturligt i prøveområderne - i hvert fald i forhold til træ - for at kunne lave en restaurering der ikke er decideret naturstridig. Om danske vandløb naturligt er skovvandløb eller vandløb der løber gennem det åbne agerland afhænger af den temporale og rumlige kontekst. For 4000 år siden var der skov fra kyst til kyst i Danmark, hvor alle vandløb ville være karakteriseret som skovvandløb. I 1998 er mere end 60 % af Danmarks areal landbrugsland, hvorfor den meste dominerende vandløbstype også må være vandløbet i det åbne land (Friberg, 1998). På global skala er Danmark relativt homogen, hvilket muliggør rumlige sammenligninger af fysiske miljøer i mange undersøgelsesområder. Alligevel er Danmark dog knap så homogen på lokal skala. Den vestlige del af Jylland var isfri under sidste istid, som sluttede for 10.000 år siden. Derfor er landskabet her domineret af sandholdige jorde, som er udviklet på smeltevandsletter og lerholdigt sand på morænebakker fra tidligere istider. Den østlige del af Danmark var under gletsjeren, tæt på gletsjerranden, under Weichelistiden og består derfor primært af lerholdige moræneaflejringer (Pedersen, et al., 2014).

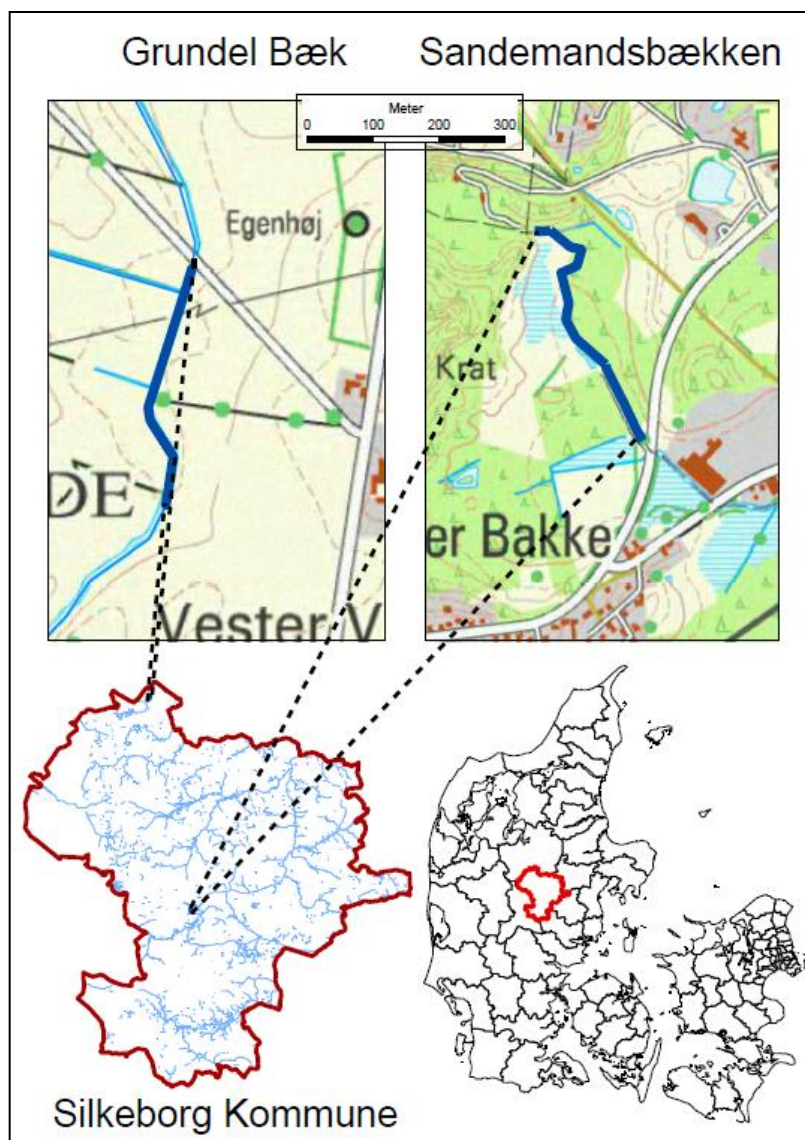
Danmark ligger i dag i en vegetationszone, hvor de naturligt forekommende træer primært er løvtræer. Træerne er f.eks. bøg, eg, elm, hasselnød og lind, mens de fugtigere jorde langs vandløbene er præget af el, ask og pil. Mere end 80 % af de ca. 30.000 km vandløb i Danmark er under to meter brede. I slutningen af det 21. århundrede var ca. 4.000 km af disse skovvandløb (Friberg, 1998).

I Danmark findes kildefødte vandløb, hvor alt vandet stort set kommer fra grundvandet. Det medfører, at afstrømningen er nogenlunde konstant (Sand-Jensen, 2004). Den konstante afstrømning giver en unik mulighed for at undersøge strømninger og transport, fordi vandløbets form og tværsnit er stabilt. Det betyder, at ændringer i vandløbets form må skyldes andre faktorer end ændret afstrømning (Manga & Kirchner, 2000). De årlige udsving i vandføring skifter afhængigt af vandløbenes rumlige placering. Således er vandløb på sandede jorde mere konstante i deres vandføring gennem året end vandløb på moræne-lerjorde. Årsagen til dette er, at nedbøren langsommere trænger ned i undergrunden i ler-

holdige jorde end i sandholdige jorde, hvorfor vandet i stedet ender i vandløbet (Sand-Jensen, 2004).

5.2. Forsøgsvandløbene i Silkeborg Kommune

Forsøgene foregår i to vandløb - hhv. Grundel Bæk og Sandemandsbækken. Begge er placeret i Silkeborg Kommune. Vandløbenes nærmere placering fremgår af nedenstående Figur 5.1.



Figur 5.1 Overblik over forsøgsvandløbenes beliggenhed (Data fra Kortforsyningen).

Ifølge MiljøGIS er begge forsøgsstrækninger beliggende i type 1 vandløb. Det betyder, at vandløbene er under 2 meter brede, oplandsarealet er under 10 km² og afstanden til kilden er under 2 km. Begge vandløb hører til Vanddistrikt Jylland og Fyn og hovedvandopland 1.5 Randers Fjord.

Ifølge Per Smeds landskabskort over Danmark består området ved vandløbene af moræne fra sidste istid og er overvejende med sandbund.

5.2.1. Grundel Bæk

Grundel Bæk er en gren af Nørre Å, som er en del af Gudenåsystemet. Grundel Bæk er beliggende ved Demstrup i den nordlige del af Silkeborg Kommune. Prøvestrækningen er udpeget som indsatsområde i vandområdeplaner med reference AAR58665. Målet for strækningen er god økologisk tilstand (DVFI på 5), mens den nuværende økologiske tilstand betegnes som dårlig (DVFI på 3). Kommunen har foreslået virkemiddel 2.15 plantning af træer og 2.6 udlægning af groft substrat til at forbedre den økologiske tilstand.

I alt er 3,18 km af Grundel Bæk udpeget, hvilket indeholder både forsøgs- og kontrolstrækningerne. Derudover er to spærringer nedstrøms forsøgsstrækningen (ved Vedsø nær Rindsholm) udpeget til at blive fjernet.



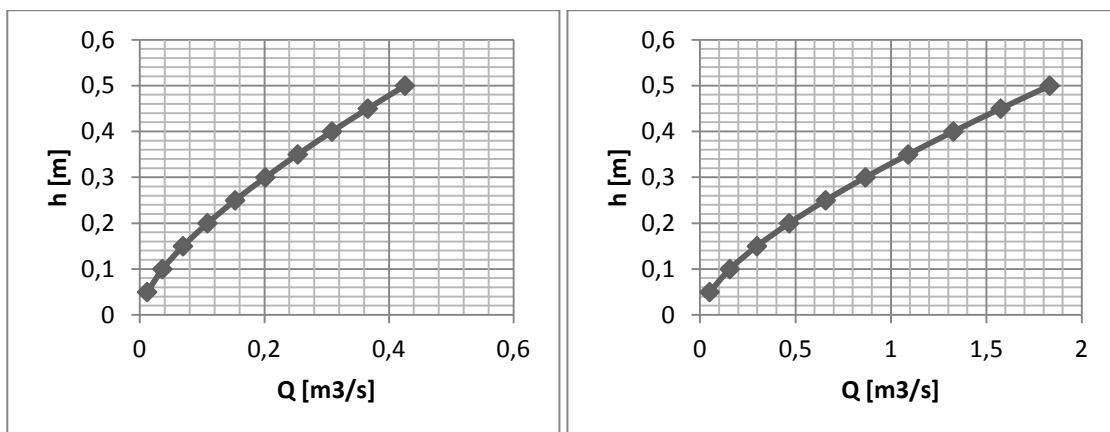
Figur 5.2 De seks strækninger i Grundel Bæk beliggende op ad mark (Ortofoto fra 2010 fra Kortforsyningen).

Som det ses af Figur 5.3 er Grundel Bæk sænket under terræn for at kunne dræne Vium Mose.



Figur 5.3 Grundel Bæk fra første indsatsstrækning og opstrøms. På billedet ses, at Grundel Bæk er sænket under terræn og oplandet primært består af landbrugsjord (eget billede).

Oplandet til strækningen er i GIS beregnet til 8,5 km² og er ifølge CORINE landbrugsarealer. Afstrømningen betegnes som ens i alle strækningerne, idet der kun er et mindre dræntilløb på strækningen. Den 31. marts 2015 kl. 13.40 er afstrømningen ved I₃ beregnet til 74 l/sek, og Manningtallet er ud fra Mannings formel beregnet til 8,1. Det beregnede Manningtal vurderes at være mindre end det reelle, idet Manningtal på 8-20 ifølge Brorson & Larsen (2009) er normalt for grødefyldte vandløb, hvilket Grundel Bæk ikke var pr. 31. marts 2015. I grødefrie vandløb og kanaler er det normale Manningtal 33-55 (Brorsen & Larsen, 2009). Ifølge regulativet for Nørreå er vintermanningtallet da også 35. Da der ingen større tilløb er på strækningerne bruges målingen som standard for alle strækningerne. Faldet er målt til 3,3 ‰, hvilket virker tvivlsomt, idet faldet virkede større ved besigtigelse. Dette bekræftes også af vandløbsregulativet for Nørreå, hvor faldet i Grundel Bæk til Rindholm Mose er angivet til 16,0 ‰.



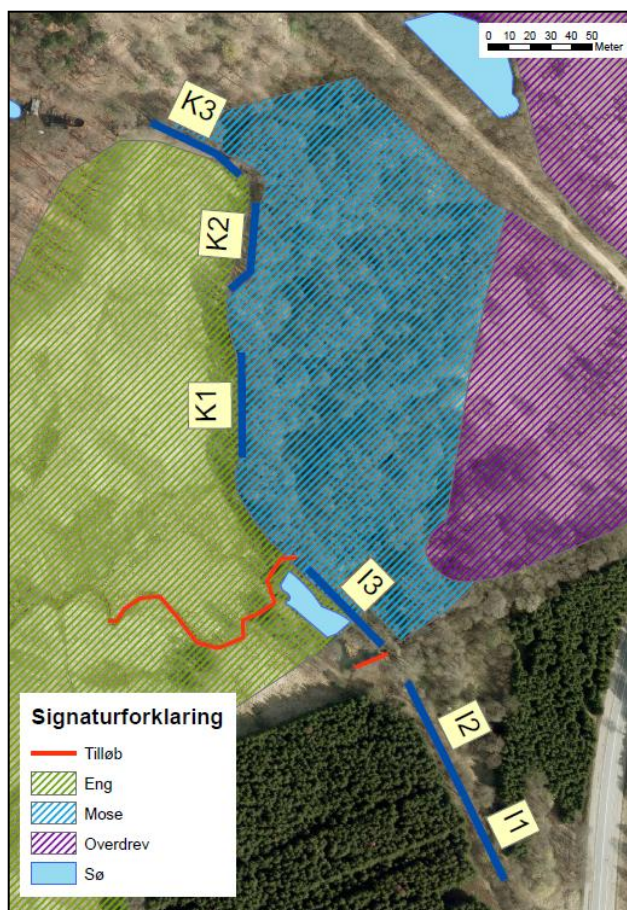
Figur 5.4 Q-h relationer for Grundel Bæk. Til venstre: Q-h lavet med fald på 16,0 ‰ og Manningtal på 8,1. Til højre: Q-h lavet på 16 ‰ og Manningtal på 35 (data fra vandløbsregulativet for Nørreå og eget data).

Der er ingen af Naturbeskyttelseslovens §3 beskyttet natur eller EU Natura 2000 områder i området.

5.2.2. Sandemandsbækken

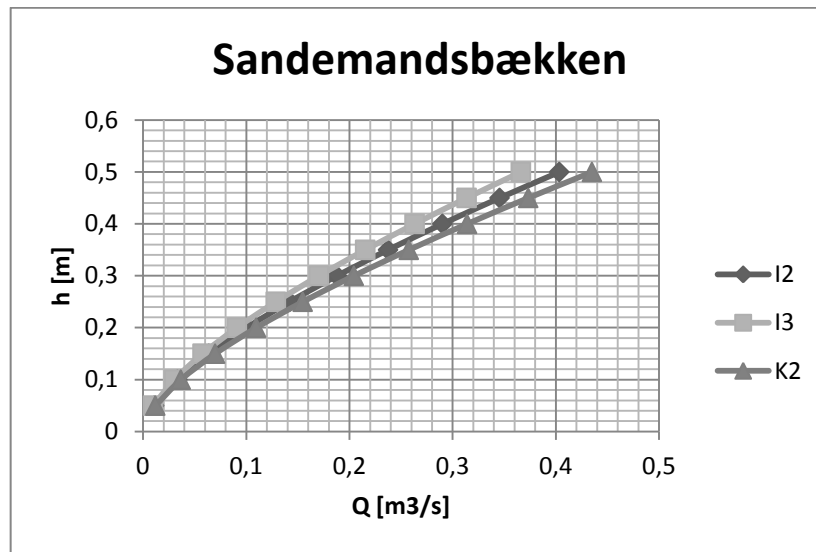
Sandemandsbækken er en gren af Funder Å, som også er en del af Gudenåsystemet. Sandemandsbækken ligger umiddelbart vest for Silkeborg by i det midt/vestlige af Silkeborg Kommune. Prøvestrækningen er ikke udpeget i vandområdeplanerne og har god økologisk tilstand (DVFI på 5).

På de to første 50 meter strækninger (længst nedstrøms) løber bækken gennem plantageskov, mens der på tredje strækning (I₃) og de tre kontrolstrækninger findes eng på den vestlige side og mose på den østlige side af vandløbet. Det betyder, at tilstanden ikke må ændres uden godkendelse hos kommunen, jf. Naturbeskyttelsesloven.



Figur 5.5 De seks strækninger i Sandemandsbækken beliggende op ad §3 beskyttet natur samt plantageskov (§3-data fra Arealinformation og ortofoto fra 2010 fra Kortforsyningen).

Oplandet til Sandemandsbækken er i GIS beregnet til 1,8 km² ved I₁ og knap 1 km² ved K₃. Oplandet og dermed afstrømningen varierer henover vandløbet pga. et sidetilløb mellem I₂ og I₃ og mellem I₃ og K₁, som fremgår af Figur 5.5. Vandføringen ved I₂ var d. 1. april på 66 l/sek, I₃ på 39 l/sek og K₁ på 32 l/sek. Faldet er mellem 2 og 3 % i alle strækningerne og manningtallet mellem 13 og 17.



Figur 5.6 Q - h -relationerne for de tre vandføringsmålinger i Sandemandsbækken (eget data).

6

PRÆSENTATION OG ANALYSE AF FORSØGSRESULTATER

Målingerne i Grundel Bæk og Sandemandsbækken er foretaget fra marts til maj 2015. Tabel 6.1 viser tidspunkterne for målingerne samt hvilke målinger der er tale om. Måling 1 og 2 refererer således til målinger før udlægning af træ, mens måling 3, 4 og 5 er efter udlægning af træ.

Tabel 6.1 Måletidspunkter i Grundel Bæk (GB) og Sandemandsbækken (SMB) (egen tabel)

Type	Vandløb	Tidspunkt
1. måling	GB	10. marts
	SMB	11. marts
Elektrofiskeri	GB og SMB	17. marts
2. måling	GB	17. marts
	SMB	18. marts
Vandstuvningsmålinger	GB	17.-30. marts
Udlægning af træ	GB og SMB	19. marts
3. måling	GB	25. marts
	SMB	26. marts
4. måling	GB	31. marts
	SMB	1. april
5. måling	GB	12. maj
	SMB	13. maj
Elektrofiskeri	GB og SMB	27. maj

I det følgende præsenteres og analyseres projektets centrale resultater. Derudover findes en stor del af resultaterne i digitale bilag (se bilagsoversigten afsnit 11), som læseren opfordres til selv at gennemgå.

6.1. Robusthed ved forskellige udlægningsmetoder

Udlægningen er forankret med forskellige metoder i Grundel Bæk og i Sandemandsbækken. I Grundel Bæk er rodklumperne fastgjort hhv. med wire fra rodklumpen til en pind på land eller med én eller to skruer gennem en pind ind i rodklumpen, hvor pinden er banket ned i vandløbsbunden. Resultatet heraf blev, at tre af de tolv udlagte rodklumper var drevet nedstrøms mellem én og to uger efter udlægning. De tre rodklumper, der drev nedstrøms, var alle forsøgt fastgjort med skrue til en pind i vandløbsbunden. Årsagen til løsrivelsen skal formentlig dels findes i dårlig fastgørelse og dels i Grundel Bæks relativt høje vandhastighed, som forværres af periodevise peakflows jf. afsnit 6.4 om vandstuvning.



Figur 6.1 I Grundel Bæk er rodklumpen fra I_{3,4} drevet ned til I_{3,3} en til to uger efter udlægning (eget billede).

I Sandemandsbækken er træstammer udlagt ved enten bævermetoden eller ved en skrue fra en pind, som er banket ned i vandløbsbunden og ind i stammen. Derudover er der udlagt hele træer, som ikke er fastgjort, idet størrelsen på træerne er nok til at holde dem på plads. I Sandemandsbækken er alt træ (15 udlægninger) forblevet på den oprindelige placering.

Tabel 6.2 viser en opsummering af metoderne til træudlægningen, samt hvilke installationer der har revet sig løs og drevet nedstrøms.

Tabel 6.2 Opsummering af forankringsmetode og stabilitet af installationerne i Sandemandsbækken og i Grundel Bæk (egen tabel).

	Antal udlægninger [stk]	Drevet nedstrøms [stk]
Sandemandsbækken		
Bævermetoden	3	0
Fastmontering med skrue i stammer	12	0
Grundel Bæk		
Fastmontering med wire i rodklumper	3	0
Fastmontering med skrue i rodklumper	9	3

6.2. Lokale målinger

I det følgende præsenteres først de visuelle resultater af de lokale målinger på en 2 meter strækning omkring træudlægningen. Herefter forsøges de visuelle observationer at bekræftes statistisk.

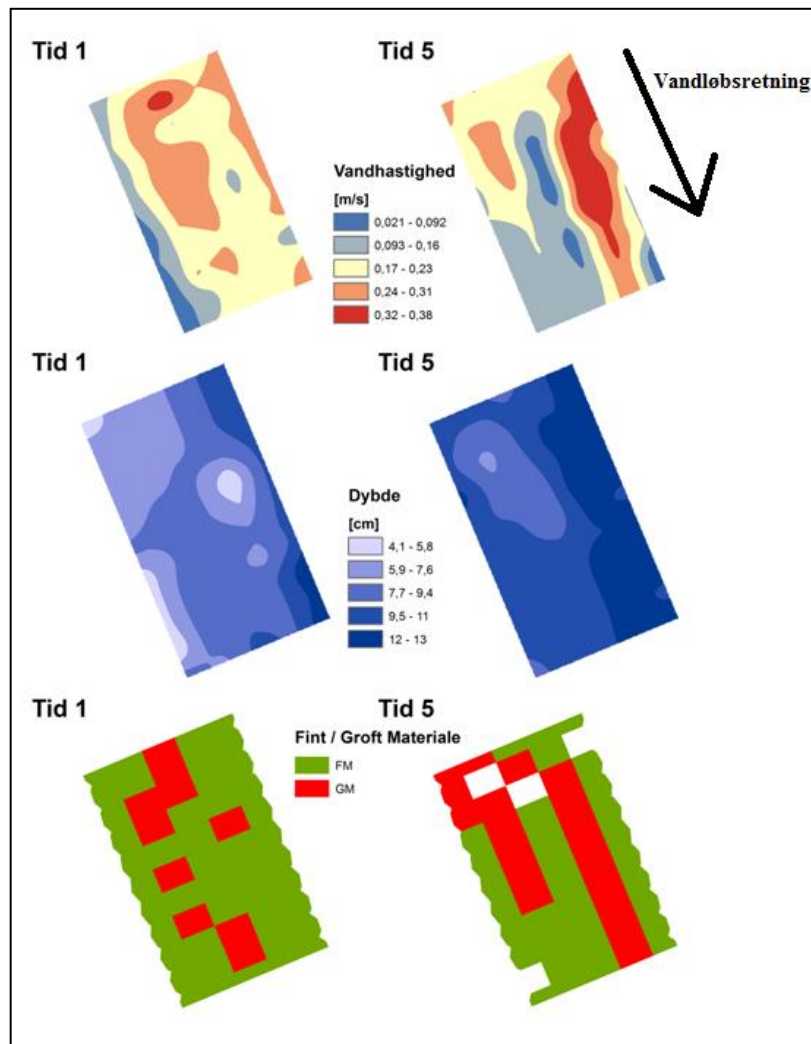
6.2.1. Visuelle ændringer ved udlægning

I Sandemandsbækken er der både udlagt stammer som vist på Figur 6.2 og væltet hele træer i vandløbet. Figuren viser, at der visuelt er sket en ændring efter udlægning af stammer. F.eks. er der en tydelig grusrende på efter-billedet til højre, som ikke kan genfindes på før-billedet.



Figur 6.2 Sandemandsbækken. Til venstre: I_1 i marts 2015 før udlægning af træ. Til højre: I_1 i maj 2015 to måneder efter udlægning af træ (egne billeder).

Ændringerne i Sandemandsbækken er ikke blot visuelle, men også målbare. Figur 6.3 viser 55 målinger foretaget på et 2 meter stræk omkring udlægningen af stammer ved I_1 i Sandemandsbækken. Tid 1 er første måletidspunkt inden træudlægning, og tid 5 er sidste måletidspunkt efter træudlægning.



Figur 6.3 Vandhastighed, dybde og substrat før og efter træudlægning ved I_1 i Sandemandsbækken. Kortet er lavet med interpolationsmetoden "nearest neighbor" og "equal intervals" i ArcGIS (egen figur).

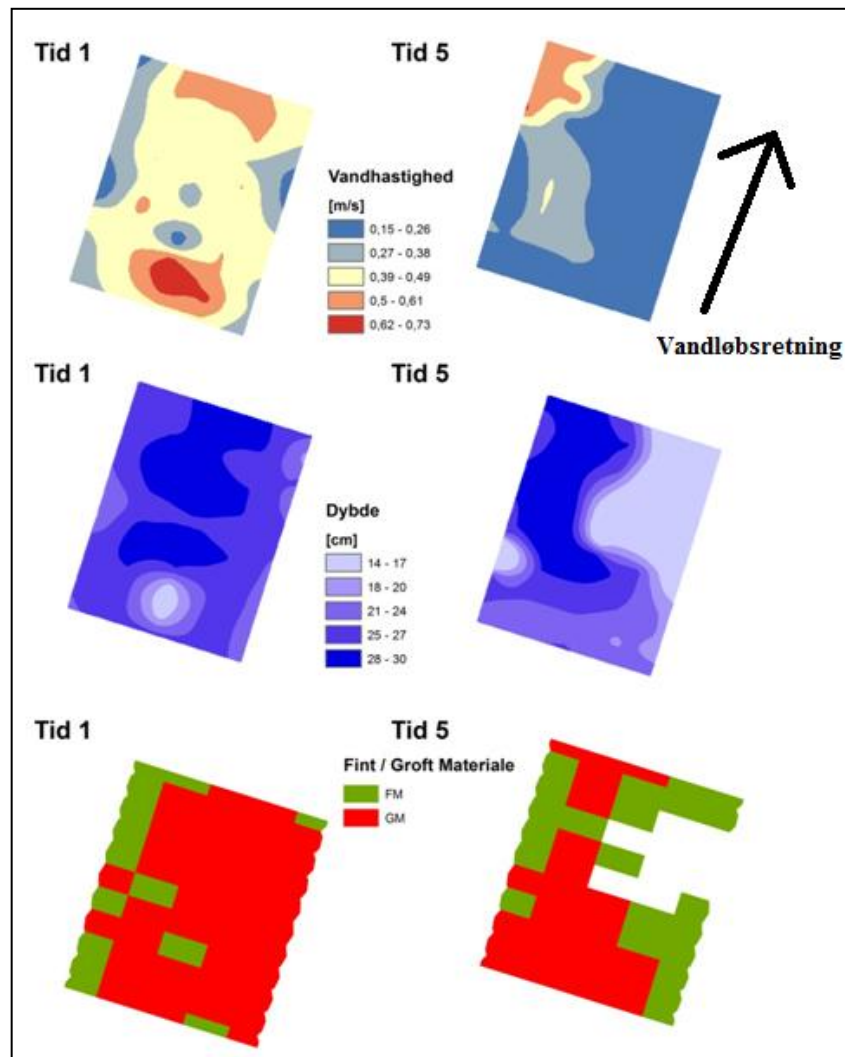
På figuren ses det, at strømningsmønstrene ændrer sig omkring træudlægningen. De hvide felter i substratmålingen repræsenterer træudlægningen. Vandhastigheden øges i en rende imellem og nedenfor stammerne, hvor der også bliver dybere og findes grovere substrat. Af figuren fremgår det også, at vandhastigheden er mere varieret efter udlægning, hvilket bekræftes statistisk i afsnit 6.2.4.

I Grundel Bæk er der udlagt rodklumper som vist på Figur 6.4.



Figur 6.4 Rodklump ved I₁ i Grundel Bæk i maj 2015 (eget billede).

På billedet ses, hvordan vandet presses uden om rodklumpen og fritlægger grus, mens der bagved rodklumpen er stillestående vand og sandaflejringer. Figur 6.5 viser, at strømrønden ændres fra at være midt i vandløbet til at være i siden. Det ændrede strømningsmønster gør ligeledes, at strømrønden i siden uddybes, mens der aflejres materiale i det mere stillestående vand nær rodklumpen.



Figur 6.5 Vandhastighed, dybde og substrat før og efter træudlægning ved I₁ i Grundel Bæk. Kortet er lavet med interpolationsmetoden "nearest neighbor" og "equal intervals" i ArcGIS (egen figur).

6.2.2. H1: Tværsnitsprofiler

Hypotese 1: Udlægning af træ ændrer et vandløbs tværsnitsprofil

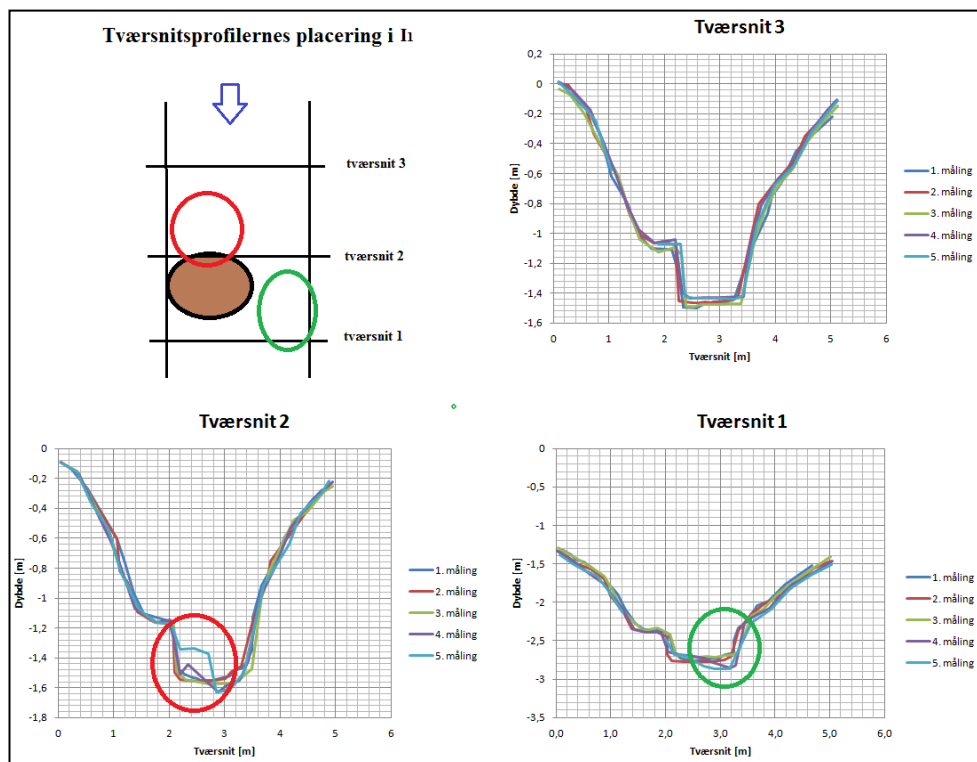
Gennem prøveperioden har tværsnitsprofilerne primært udviklet sig i forhold til variationen i dybden, hvor der aflejres eller eroderes materiale. I det følgende laves en nærmere undersøgelse af tværsnitsprofiler i strækning I₁ i Grundel Bæk og strækning I₂ i Sandemandsbækken. De resterende tværsnit fremgår af den elektroniske bilagsmappe "Tværsnit".

I starten af første påvirkede strækning (I₁) i Grundel Bæk er der udlagt en rodklump, som det fremgår af Figur 6.6. Rodklumpen er ca. 0,1 m³ og fylder ca. halvdelen af vandløbets bredde (1,2 m).



Figur 6.6 Rodklump i strækning I_1 i Grundel Bæk. I baggrunden ses endnu en rodklump ca. 10 m opstrøms (eget billede).

Tværsnitsprofilerne før og efter udlægningen af rodklumpen ses på Figur 6.7. Som de røde og grønne cirkler symboliserer, aflejres materiale foran rodklumpen og der eroderes materiale i strømrønden ved siden af rodklumpen. Det ses også af figuren, at aflejringen foran rodklumpen er størst (ca. 20 cm) ved sidste måling, hvilket betyder, at profilet er i udvikling henover prøveperioden. Profilet udvikles ikke i bredden i prøveperioden.



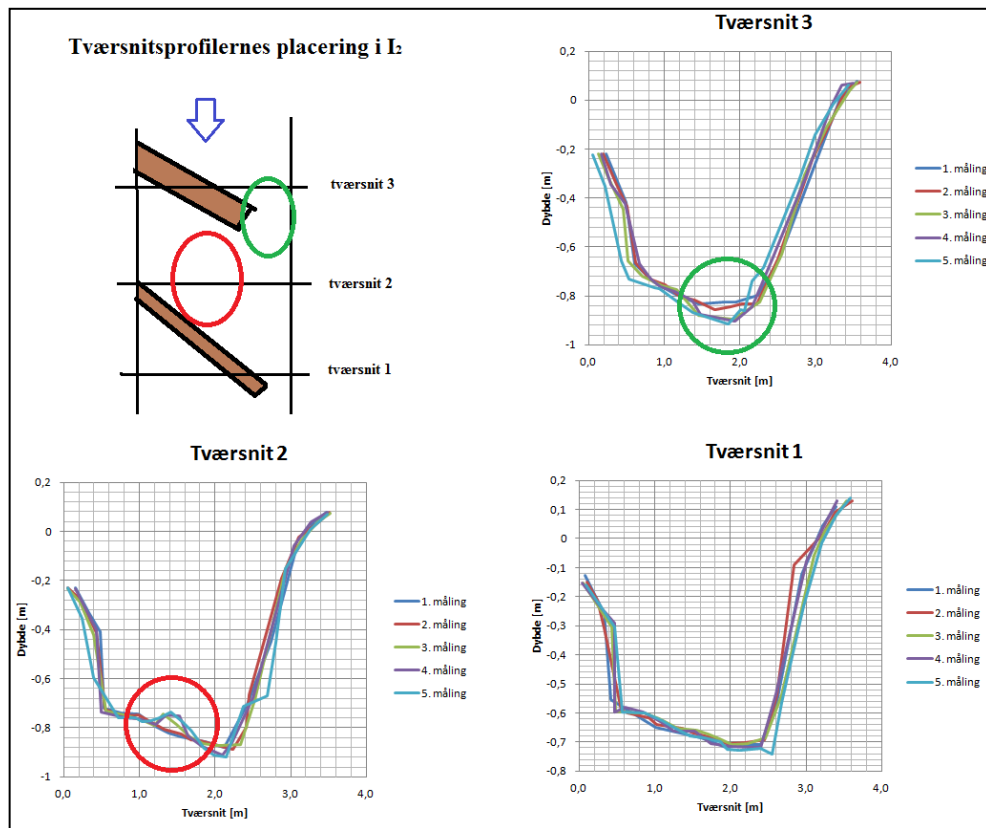
Figur 6.7 Tre tværsnitsprofiler på strækning I_1 i Grundel Bæk. Der er 1 meter mellem hvert tværsnit. Måling 1 og 2 er før udlægning af træ og måling 3, 4 og 5 er efter udlægning. I den røde cirkel aflejres materiale. I den grønne cirkel eroderes materiale (egne figurer).

I Sandemandsbækken er der udlagt hele træer samt kortere fastforankrede stammer. Stammerne ved I₂ er 10-25 cm i diameter, knap 1,5-2 meter lange og dækker ca. 75 % af vandløbets bredde. Stammerne er vinklet ca. 30 grader i forhold til vandløbet. På Figur 6.8 ses to fastforankrede stammer på strækning I₂.



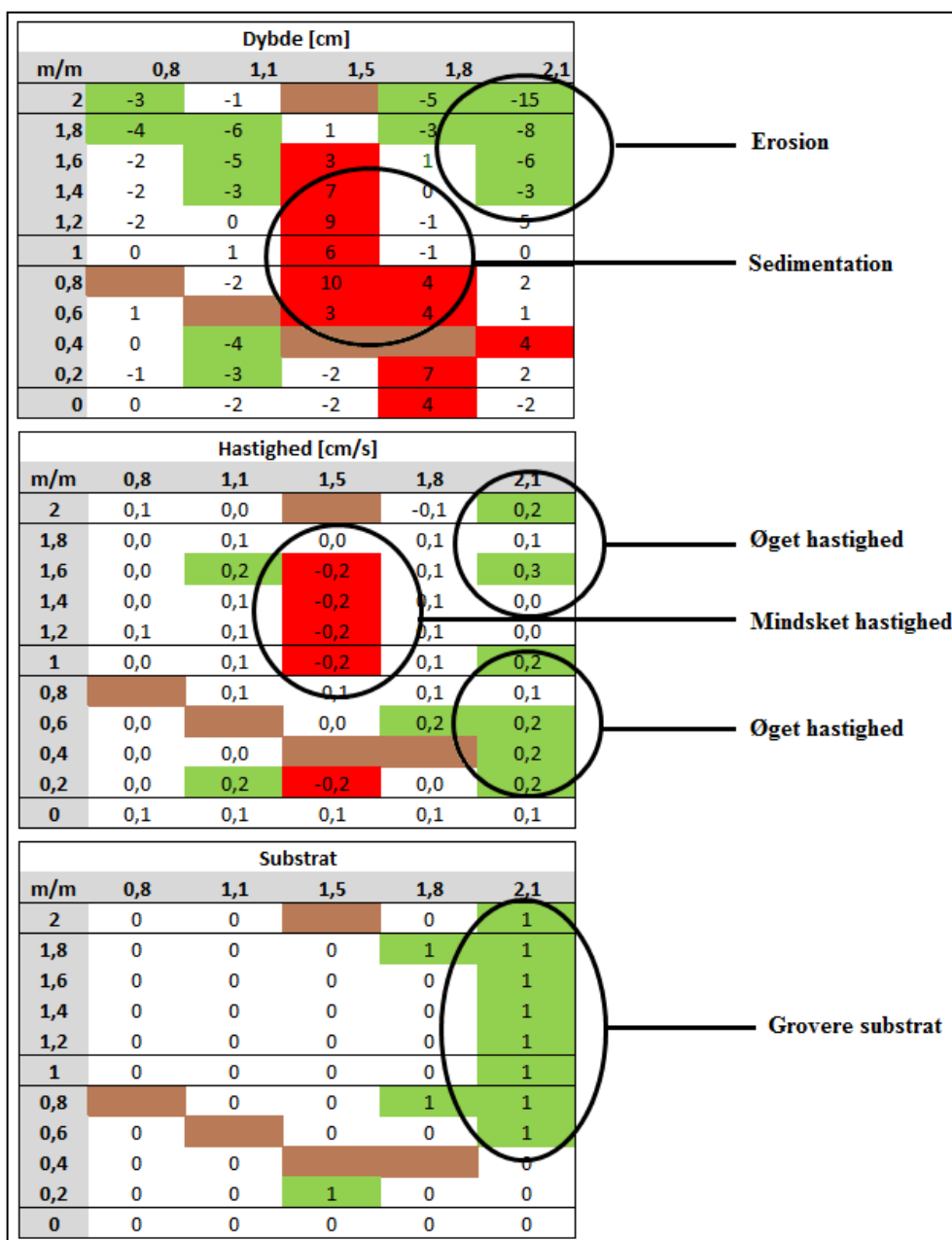
Figur 6.8 Fastforankrede stammer i strækning I₂ i Sandemandsbækken (eget billede).

De to stammer betegnes som én udlægning. Udviklingen i tværsnitsprofilerne kan ses på Figur 6.9.

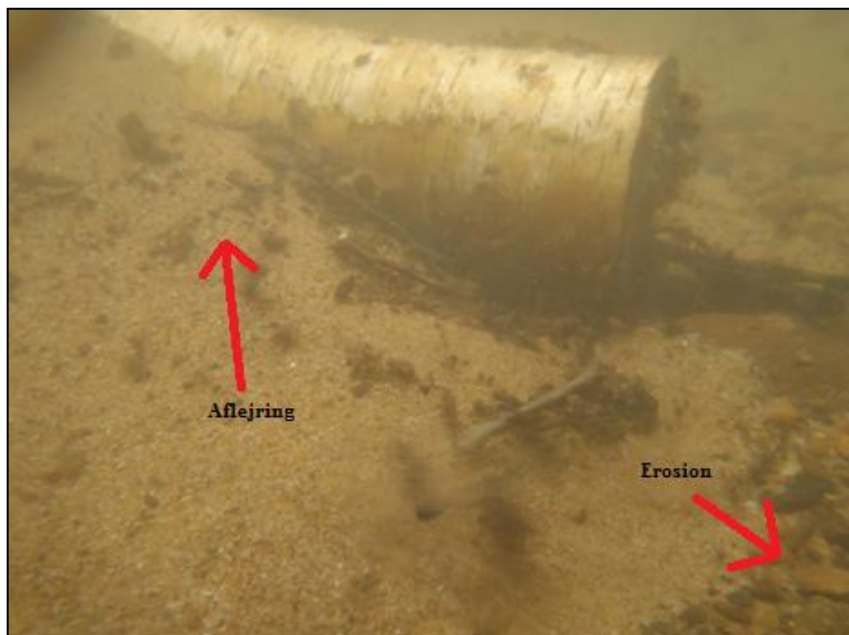


Figur 6.9 Tre tværsnitsprofiler på strækning I_2 i Sandemandsbækken. Der er 1 meter mellem hvert tværsnit. Måling 1 og 2 er før udlægning af træ og måling 3, 4 og 5 er efter udlægning. I den røde cirkel aflejres materiale. I den grønne cirkel eroderes materiale (egne figurer).

Af tværsnittene fremgår det at aflejringerne primært sker mellem de to træstammer, mens erosionen primært sker i den del af tværsnittet, hvor der ikke er udlagt træ. Årsagen til ændringerne i tværsnitsprofilerne antages at være variationen i vandhastigheden, idet vandet bremses bag træet. Lavere hastighed medfører ifølge Hjulstrøms diagram (Figur 2.3), at finere sediment aflejres. Tilsvarende øges erosionen pga. forøget vandhastighed i den del, hvor træet ikke blokerer. En sammenligning mellem kornstørrelse, dybde og vandhastighed i samme tværsnit kan ses på Figur 6.10, mens et fotografi af situationen ved måling 5 ses på Figur 6.11.



Figur 6.10 Relative højdeforskelle, hastighedsforskelle og substratforskelle mellem første og fjerde måling i I₂ i Sandemandsbækken. 0 meter svarer til tværsnit 1, 1 meter til tværsnit 2 og 2 meter til tværsnit 3. Bredden af vandløbet er 2,1 m. De brune felter er det udlagte træ. De røde felter er områder, hvor der aflejres materiale og vandhastigheden er lavere. De grønne felter er områder, hvor der eroderes materiale, vandhastigheden øges og substratet bliver grovere. I undersøgelsen med substrat repræsenterer "0" ingen ændring i substrattype og "1" en ændring til grovere substrat (egen figur).



Figur 6.11 Aflejring og erosion omkring træudlægningen ved I_2 i Sandemandsbækken ved måling 5 (eget billede).

6.2.3. H2: Middelværdi og varians af vanddybde

Hypotese 2: Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vanddybden over en strækning på 2 meter

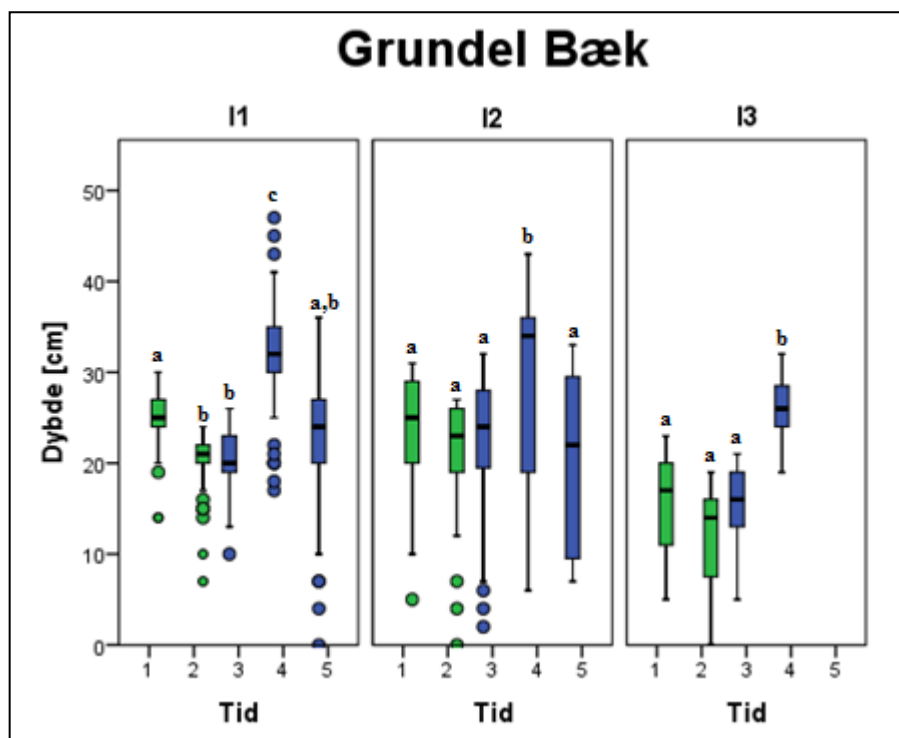
Tabel 6.3 giver et overblik over signifikante resultater i forhold til måling af vanddybde. Heraf fremgår det, at variansen af vanddybden er signifikant anderledes efter alle tre udlægninger i Grundel Bæk. Samme tendens findes ikke i Sandemandsbækken, hvor kun I_3 er signifikant anderledes.

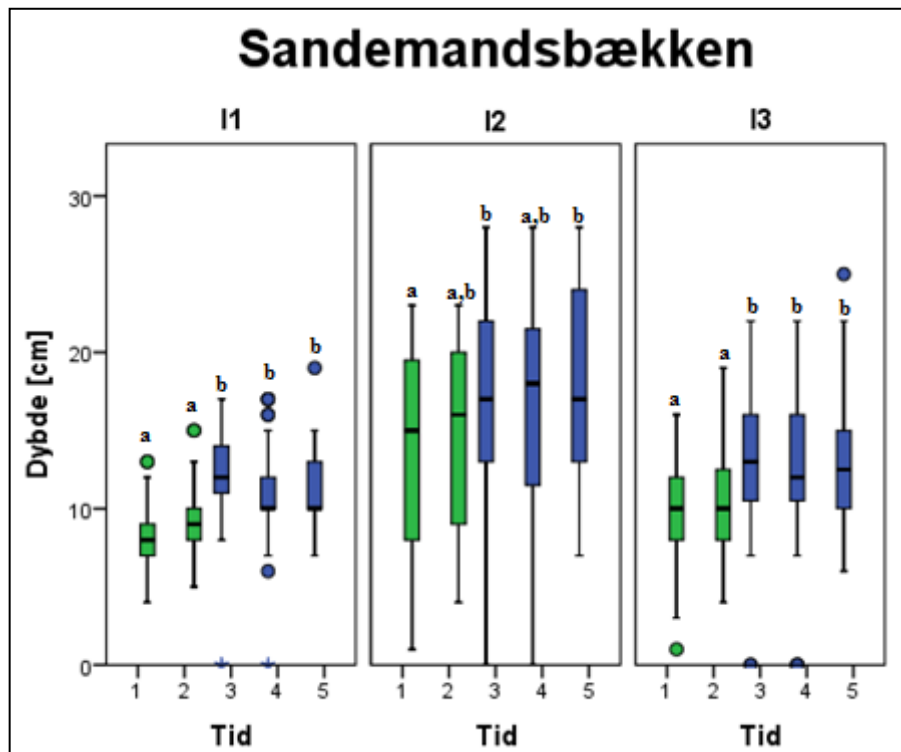
Middelværdierne er derimod signifikant anderledes for alle strækninger henover prøveperioden. Efter træudlægningen er middelværdien generelt højere - mest tydeligt er det for Sandemandsbækken og ved måling fire i Grundel Bæk som er således systematisk højere end resten (se Figur 6.12). Årsagen til den systematisk forøgede dybde skyldes formentlig en regnvejrshændelse i tiden inden måling 3, 4 og 5, idet disse er foretaget i en vådere periode, som det fremgår af Figur 6.13.

Tabel 6.3 Overblik over de vigtigste statistiske resultater fra SPSS i forhold til vanddybde. GB er Grundel Bæk. SMB er Sandemandsbækken. Den grønne farve indikerer statistisk signifikante resultater (egen tabel).

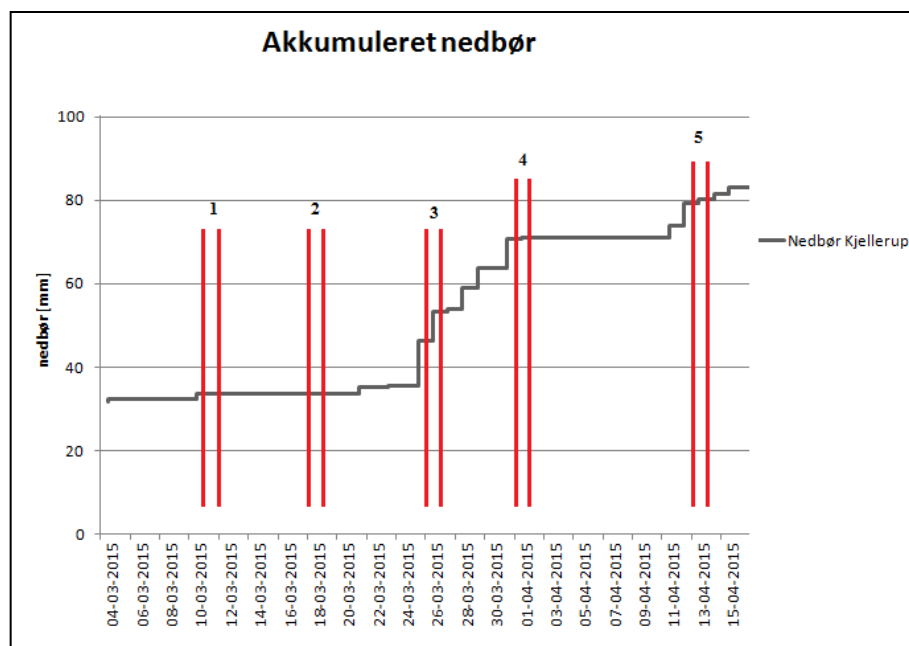
Analyse	Vandløb	Strækning	Varians p-værdi (homogenitet)	Middelværdi p-værdi (ANOVA)	Note
L(T)	GB	I1	0,000	0,000	
		I2	0,000	0,000	
		I3	0,010	0,000	Rodklump drevet væk mellem måling 3 og 4
	SMB	I1	0,102	0,000	
		I2	0,493	0,004	
		I3	0,032	0,000	
I(B vs A)	GB	I1, I2, I3	0,000	0,000	
	SMB	I1, I2, I3	0,060	0,000	

Nedenfor ses sammenligninger af middelværdier ved Post-hoc test.





Figur 6.12 Boxplot af varianser og middelværdier for vanddybden for hhv. Grundel Bæk og Sandemandsbækken. Tallene a, b og c er grupper, hvor middelværdierne ikke er signifikant anderledes ved en Bonferroni Post-hoc test inden for gruppen. Cirkerne er outliers over to boks-længders afstand fra 25 % eller 75 % kvartilerne. 25 % og 75 % kvartilerne udgør boksens afgrænsninger. Whiskerne er minimum- og maksimumværdier. Den sorte streg i boksene er medianen. Den grønne farve symboliserer førmålingerne og den blå farve eftermålingerne (egne figurer).



Figur 6.13 Akkumuleret nedbør i prøveperioden. Måling 1 og 2 er foretaget i tørre perioder, mens måling 3, 4 og 5 er foretaget i vådere perioder (data fra Spildevandskomitéens regnmåler 5130 i Kjellerup).

6.2.4. H3: Middelværdi og varians af hastighed

Hypotese 3: Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 2 meter

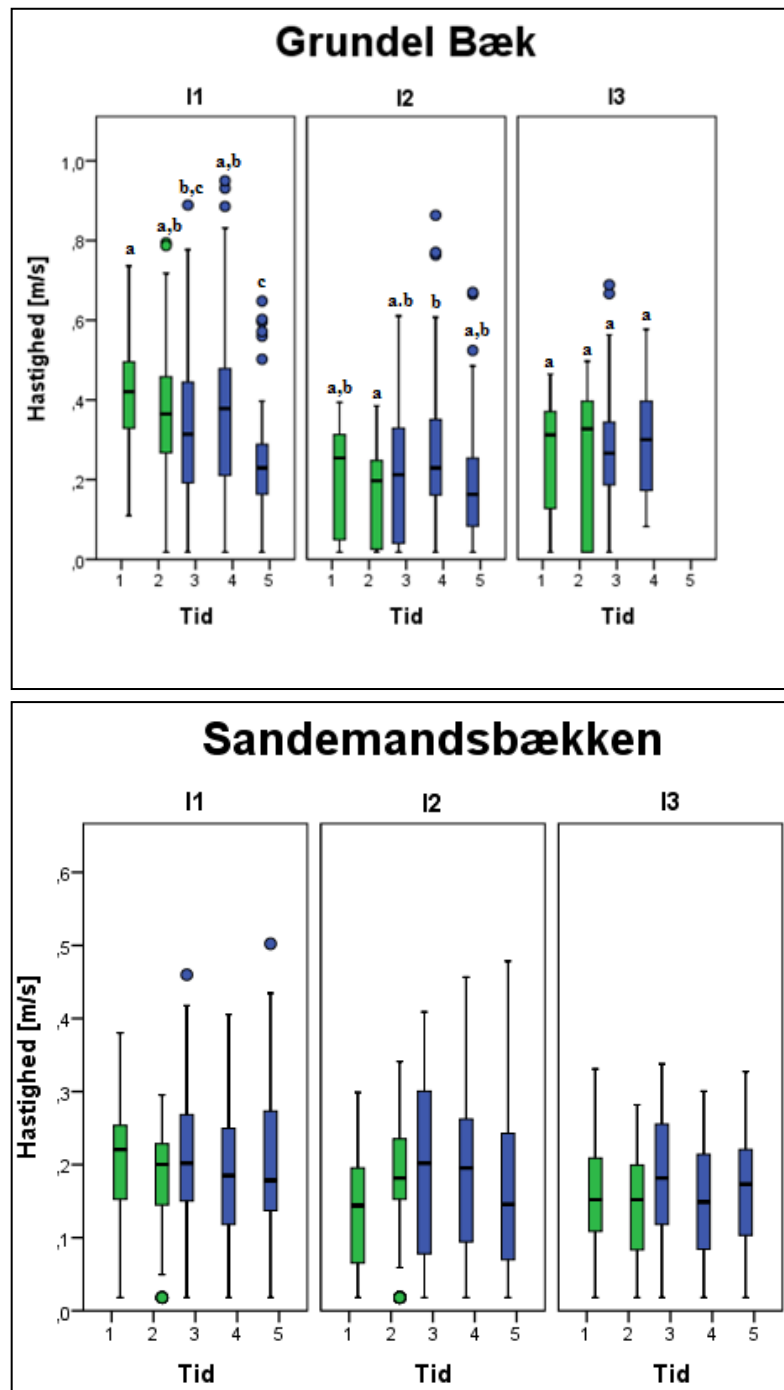
Af Tabel 6.4 fremgår det, at variansen er signifikant anderledes mellem to eller flere målinger i fem ud af seks strækninger. I Sandemandsbækken er variansen desuden signifikant anderledes fra før til efter træudlægningen, hvis de tre strækninger behandles som én. Det ses også på Figur 6.14, at der er flere outliers⁹ efter træudlægningen end før - specielt i Grundel Bæk. Disse outliers er symboliseret med en blå cirkel og viser, at der opstår et mere varieret miljø med flere ekstreme vandhastigheder.

Middelværdien er kun signifikant anderledes mellem enkelte målinger i enkelte stræk, hvorfor denne ikke betragtes som værende ændret.

Tabel 6.4 Overblik over de vigtigste statistiske resultater fra SPSS i forhold til vandhastighed. GB er Grundel Bæk. SMB er Sandemandsbækken. Den grønne farve indikerer statistisk signifikante resultater (egen tabel).

Analyse	Vandløb	Strækning	Varians p-værdi (homogenitet)	Middelværdi p-værdi (ANOVA)	Note
L(T)	GB	I1	0,000	0,000	
		I2	0,026	0,026	ANOVA kun sig. mellem måling 2 og 4
		I3	0,016	0,553	Rodklump drevet væk mellem måling 3 og 4
	SMB	I1	0,050	0,556	
		I2	0,002	0,071	
		I3	0,129	0,100	
I(B vs A)	GB	I1, I2, I3	0,141	0,871	
	SMB	I1, I2, I3	0,000	0,034	

⁹ Outliers er 1,5 interkvartil afstande væk fra 25 eller 75 kvartilen, hvor interkvartilen er differencen mellem 1. og 3. kvartil.



Figur 6.14 Boxplot af varianser og middelværdier for vandhastigheden for hhv. Grundel Bæk og Sandemandsbækken. Tallene a, b og c er grupper, hvor middelværdierne ikke er signifikant anderledes ved en Bonferroni Post-hoc test inden for gruppen. I Sandemandsbækken er ingen middelværdier signifikant forskellige, hvorfor alle hører til samme gruppe. Cirklerne er outliers over to boks-længders afstand fra 25 % eller 75 % kvartilerne. 25 % og 75 % kvartilerne udgør boksens afgrænsninger. Whiskerne er minimum- og maksimumværdier. Den sorte streg i boksene er medianen. Den grønne farve symboliserer førmålingerne og den blå farve eftermålingerne (egne figurer).

6.2.5. H4: Substratsammensætning

Hypotese 4: Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 2 meter

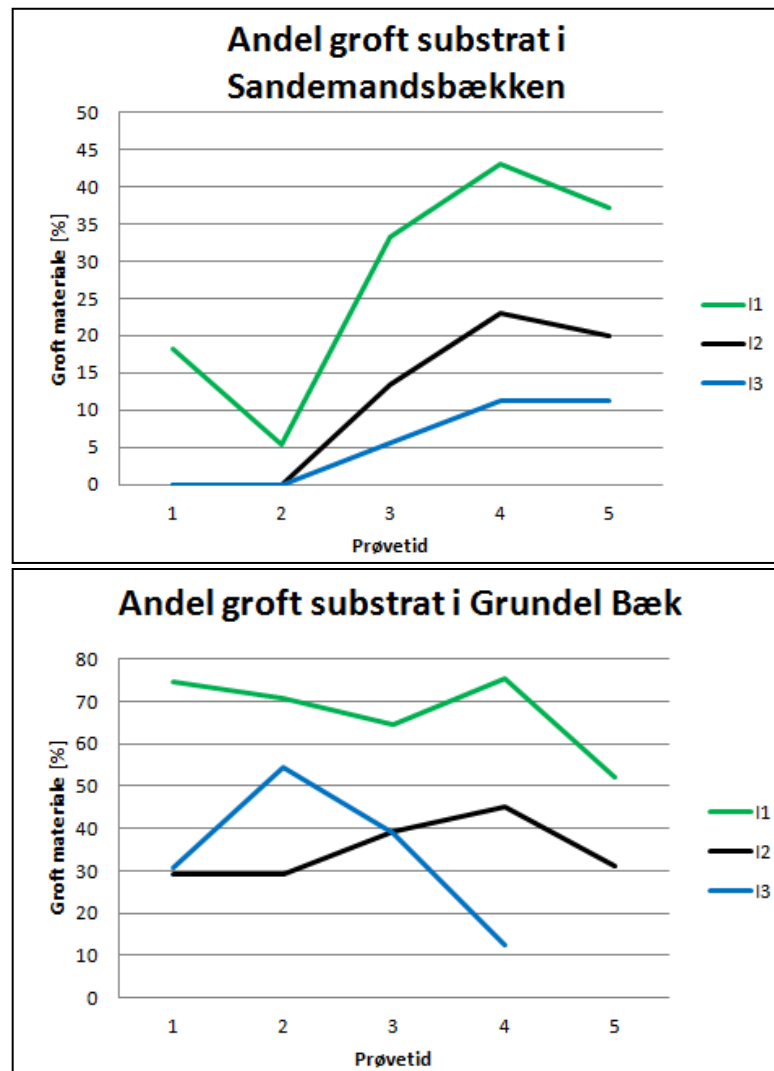
For at minimere fejl i vurderingen af substratet er ler, silt og sand slået sammen til kategorien "fint materiale" (FM), mens sten og grus er slået sammen til kategorien "groft materiale" (GM). Dette er sket i forbindelse med databehandlingen. I afsnit 6.2.1 beskrives en visuel forskel i substratfordelingen før træudlægningen i forhold til efter træudlægningen. I Sandemandsbækken er der ifølge Tabel 6.5 og Figur 6.15 en systematisk forøgelse af mængden af groft substrat. χ^2 -testen viser dog, at dette ikke er statistisk signifikant.

I Grundel Bæk er andelen af groft materiale faldende i to ud af tre målinger (se Figur 6.15). Et fald, som det ses i Tabel 6.5 er statistisk signifikant.

Det betyder, at substratsammensætningen ikke ændres fra fint til groft materiale, så det er statistisk målbart. Omvendt viser billeder og egne observationer, at der i områder er kommet mere grus uden iblandet sand.

Tabel 6.5 Antal prøver hvor der er observeret groft substrat. Bogstaverne bag antallet, viser hvilke grupper der er signifikant forskellige ved χ^2 -test. Testen undersøger kun for forskelle mellem tidspunkter inden for hver strækning og ikke strækningerne imellem (egen tabel).

Grundel Bæk		I1	I2	I3
Tid	1	41 _b	16 _a	16 _a
	2	39 _b	16 _a	16 _a
	3	29 _a	20 _a	20 _a
	4	34 _a	23 _a	23 _a
	5	24 _a	15 _b	15 _b
Total		167	90	90
Sandemandsbækken		I1	I2	I3
Tid	1	10 _a	0 _a	0 _a
	2	3 _a	0 _a	0 _a
	3	17 _a	7 _a	3 _a
	4	22 _a	12 _a	6 _a
	5	19 _a	10 _a	4 _{a, b}
Total		71	29	13



Figur 6.15 Andelen af groft materiale i Sandemandsbækken og i Grundel Bæk (egne figurer).

6.3. Målinger på strækningsniveau

6.3.1. H5: Middelværdi og varians af dybde

Hypotese 5: Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandybden over en strækning på 50 meter

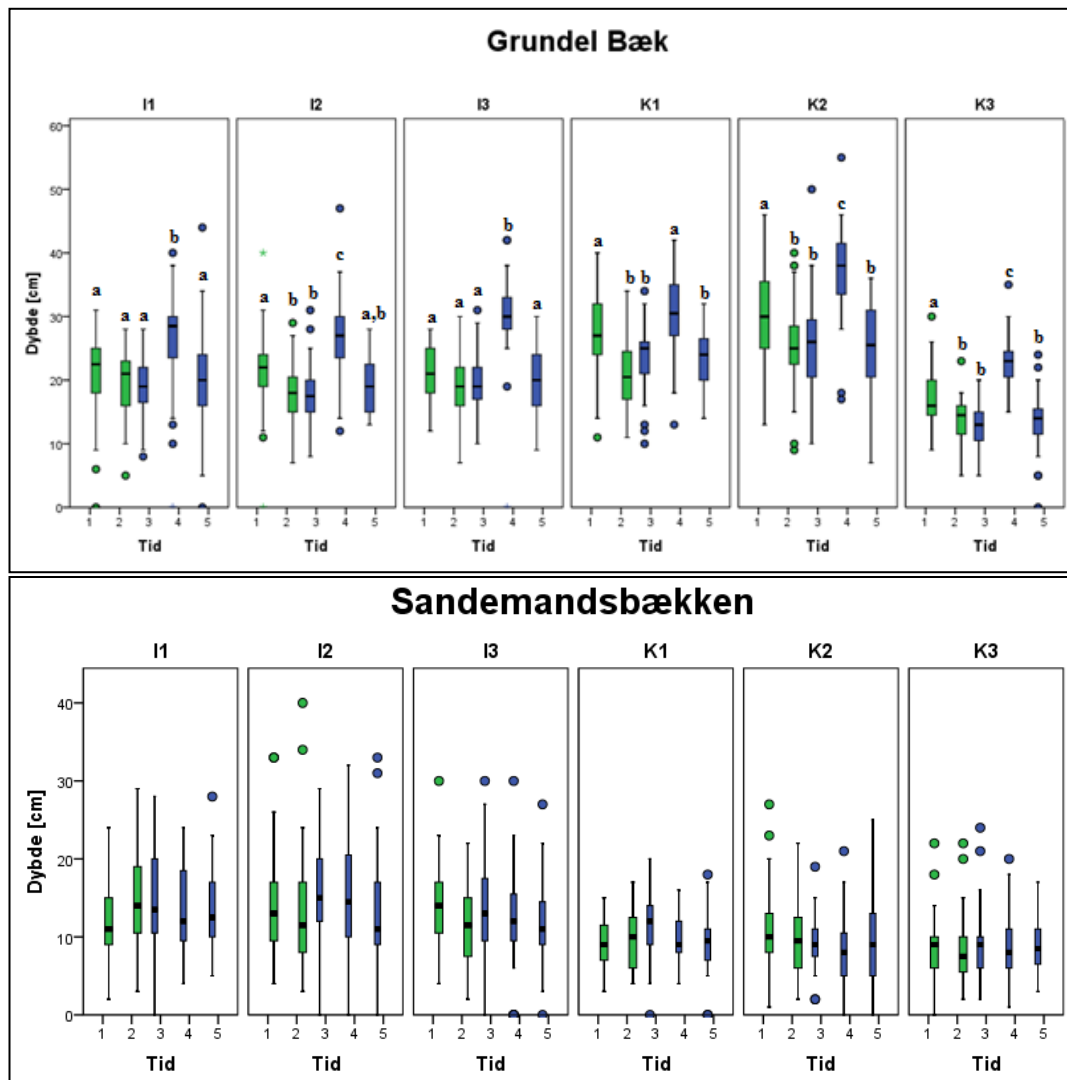
De statistiske analyser i Tabel 6.6 viser, at variansen ikke ændres signifikant over tid i hver enkelt strækning. Det er således kun de samlede kontrolstrækninger i Grundel Bæk, der er signifikant anderledes før og efter træudlægningen. Denne forskel kan ikke skyldes træudlægningen, idet der ikke er lagt træ ud på kontrolstrækket, hvorfor det konkluderes, at variansen ikke ændres signifikant.

Middelværdien ændres signifikant på alle strækninger i Grundel Bæk. Måling 4 i Grundel Bæk er generelt signifikant forskellig fra de resterende (se Figur 6.16) - sandsynligvis pga. en nedbørshændelse op til prøvetagningen idet Grundel Bæk afvander nærtliggende marker. Det forklarer også, hvorfor samme mønster ikke er gældende i Sandemandsbæk-

ken. De statistiske test viser, at der ikke er en systematisk ændring i middelvanddybden på strækingsniveau før og efter træudlægningen.

Tabel 6.6 Overblik over de vigtigste statistiske resultater fra SPSS i forhold til vanddybde. GB er Grundel Bæk. SMB er Sandemandsbækken. Den grønne farve indikerer statistisk signifikante resultater (egen tabel).

Analyse	Vandløb	Strækning	Varians p-værdi (homogenitet)	Middelværdi p-værdi (ANOVA)	Note
L(T)	GB	I1	0,147	0,000	
		I2	0,546	0,000	
		I3	0,825	0,000	
		K1	0,323	0,000	
		K2	0,534	0,000	
		K3	0,564	0,000	
	SMB	I1	0,114	0,215	
		I2	0,934	0,337	
		I3	0,722	0,159	
		K1	0,614	0,041	ANOVA kun sig. mellem måling 3 og 5
		K2	0,169	0,168	
		K3	0,919	0,976	
I(B vs A)	GB	I1, I2, I3	0,140	0,200	
	SMB	I1, I2, I3	0,281	0,587	
C(B vs A)	GB	K1, K2, K3	0,002	0,334	
	SMB	K1, K2, K3	0,075	0,743	



Figur 6.16 Boxplot af varianser og middelværdier for vanddybden for hhv. Grundel Bæk og Sandemandsbækken. Tallene a, b og c er grupper, hvor middelværdierne ikke er signifikant anderledes ved en Bonferroni Post-hoc test inden for gruppen. I Sandemandsbækken er ingen middelværdier signifikant forskellige, hvorfor alle hører til samme gruppe. Cirklene er outliers over to boks-længders afstand fra 25 % eller 75 % kvartilerne. 25 % og 75 % kvartilerne udgør boksens afgrænsninger. Whiskerne er minimum- og maksimumværdier. Den sorte streg i boksene er medianen. Den grønne farve symboliserer førmålingerne og den blå farve eftermålingerne (egne figurer).

6.3.2. H6: Middelværdi og varians af hastighed

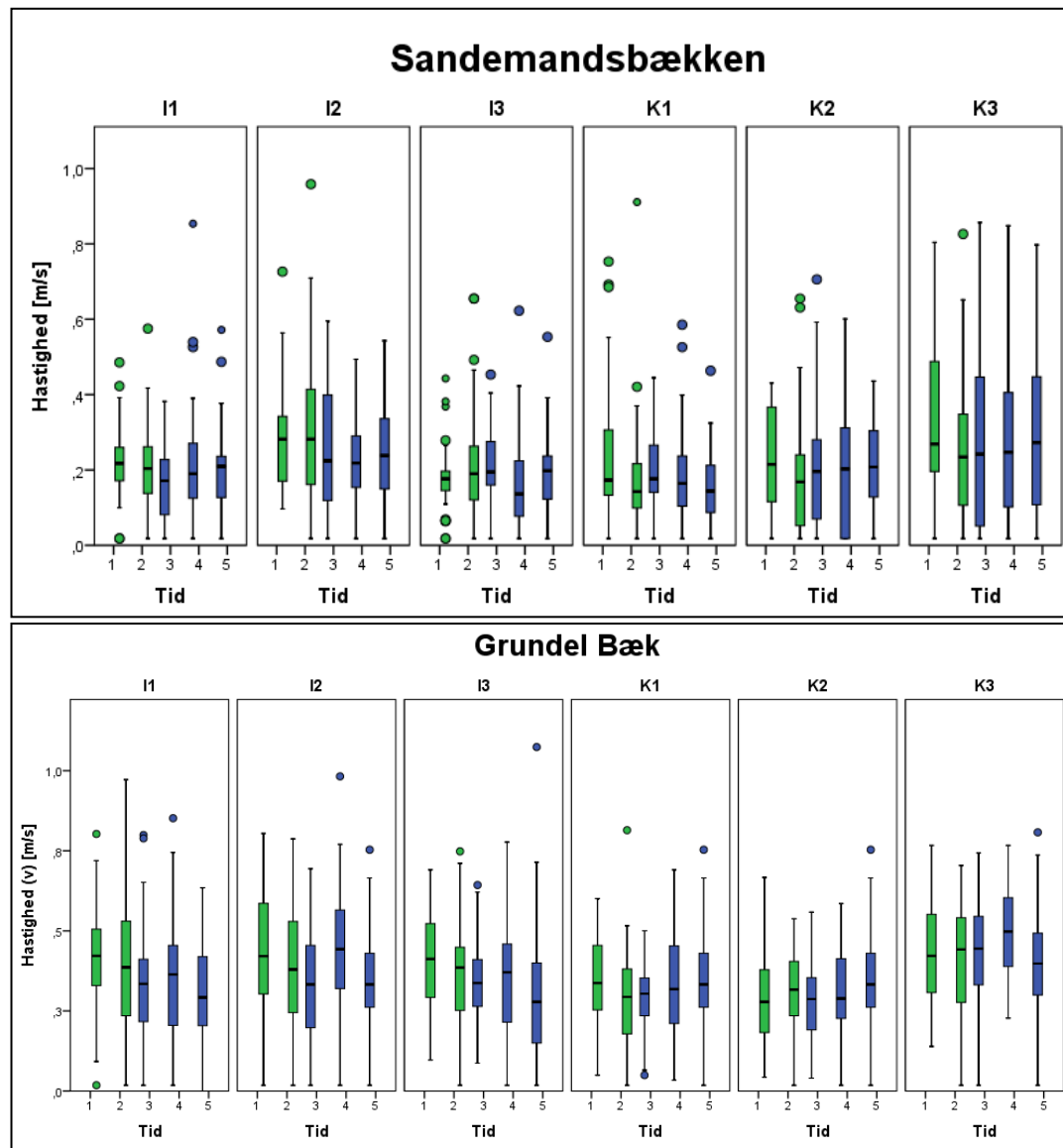
Hypotese 6: Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 50 meter

I Tabel 6.7 ses, at variansen i hastigheden i måling I₂ i Sandemandsbækken som den eneste strækning er signifikant forskellig over tid. Tilsammen er variansen i de påvirkede strækninger i Sandemandsbækken signifikant anderledes før i forhold til efter træudlægningen. Som det fremgår af Figur 6.17, er der ikke en systematisk ændring i variansen af hastighederne i vandløbet over en strækning på 50 meter. Det konkluderes derfor, at variansen i hastigheden ikke ændres over en strækning på 50 meter efter træudlægningen.

Middelværdien for hastigheden ændres ligeledes ikke systematisk, idet det fremgår af resultaterne fra Tabel 6.7, at der kun er signifikant forskel mellem enkelte målinger. Der er således ikke systematisk ændring i middelværdien, hvorfor hypotesen forkastes.

Tabel 6.7 Overblik over de vigtigste statistiske resultater fra SPSS i forhold til vandhastighed. GB er Grundel Bæk. SMB er Sandemandsbækken. Den grønne farve indikerer statistisk signifikante resultater (egen tabel).

Analyse	Vandløb	Strækning	Varians p-værdi (homogenitet)	Middelværdi p-værdi (ANOVA)	Note
L(T)	GB	I1	0,572	0,083	
		I2	0,342	0,043	ANOVA er ikke signifikant med Bonferroni Post-hoc-test, men kun med LSD (least significant difference)
		I3	0,119	0,204	
		K1	0,128	0,175	
		K2	0,740	0,184	
		K3	0,754	0,043	ANOVA kun sig. mellem måling 4 og 5
		SMB	I1	0,270	0,255
	I2		0,001	0,046	ANOVA kun sig. mellem måling 2 og 4
	I3		0,076	0,286	
	K1		0,079	0,169	
	K2		0,891	0,768	
	I(B vs A)	GB	I1, I2, I3	0,548	0,084
SMB		I1, I2, I3	0,012	0,632	
C(B vs A)	GB	K1, K2, K3	0,413	0,040	
	SMB	K1, K2, K3	0,076	0,239	



Figur 6.17 Boxplot af varianser og middelværdier for hhv. Grundel Bæk og Sandemandsbækken. Cirklene er outliers over to boks-længders afstand fra 25 % eller 75 % kvartilerne. 25 % og 75 % kvartilerne udgør boksens afgrænsninger. Whiskerne er minimum- og maksimumværdier. Den sorte streg i boksene er medianen.

Den grønne farve symboliserer førmålingerne og den blå farve eftermålingerne (egne figurer).

6.3.3. H7: Substratsammensætning

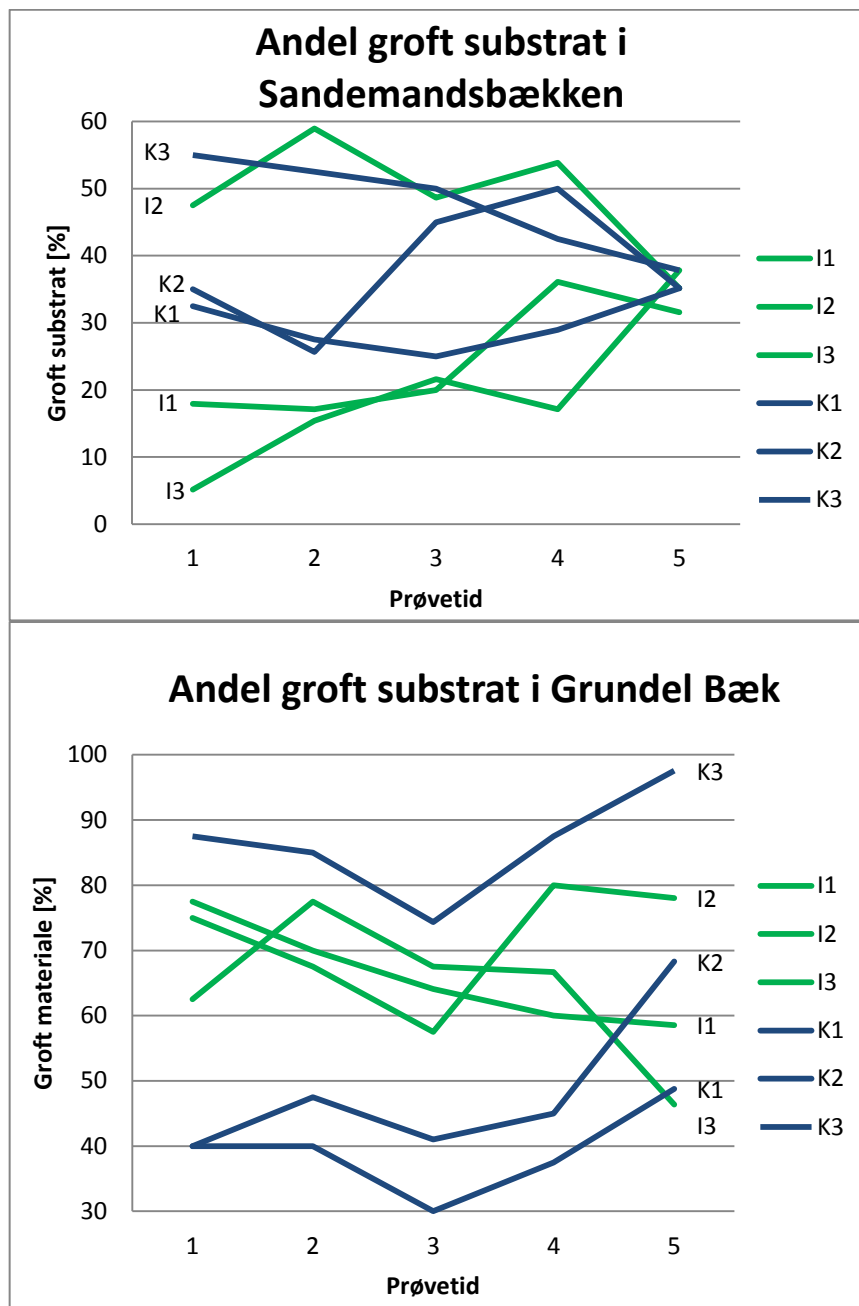
Hypotese 7: Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 50 meter

For at undgå fejl i vurderingen af substratet er ler, silt og sand slået sammen til kategorien "fint materiale" (FM), mens sten og grus er slået sammen til kategorien "groft materiale" (GM). Dette er sket i forbindelse med databearbejdningen. χ^2 -testen viser, at hverken i Grundel Bæk eller i Sandemandsbækken ændrer substratsammensætningen sig signifikant i kontrol eller påvirkede strækninger. Andelen af groft materiale i Sandemandsbækken og

i Grundel Bæk ses på Figur 6.18, mens det totale antal observationer og de statistiske grupperinger af groft substrat ses i Tabel 6.8.

Tabel 6.8 Antal prøver hvor der er observeret groft substrat. Bogstaverne bag antallet viser, at de forskellige grupper ikke er signifikant forskellige fra hinanden ved χ^2 -testen, idet alle er i gruppe a. Testen undersøger kun for forskelle mellem tidspunkter inden for hver strækning og ikke strækningerne imellem (egen tabel).

Grundel Bæk		I1	I2	I3	K1	K2	K3
Tid	1	31 _a	30 _a	25 _a	16 _a	16 _a	35 _a
	2	28 _a	27 _a	31 _a	16 _a	19 _a	34 _a
	3	25 _a	23 _b	27 _a	12 _a	16 _a	29 _a
	4	24 _a	32 _a	26 _a	15 _a	18 _a	35 _a
	5	23 _a	31 _a	18 _a	20 _a	28 _a	39 _a
Total		131	143	127	79	97	172
Sandemandsbækken		I1	I2	I3	K1	K2	K3
Tid	1	7 _a	19 _a	2 _a	13 _a	14 _a	22 _a
	2	6 _a	23 _a	6 _a	11 _a	10 _a	21 _a
	3	7 _a	18 _a	8 _a	9 _a	18 _a	20 _a
	4	13 _a	21 _a	6 _a	11 _a	19 _a	17 _a
	5	12 _a	13 _b	13 _a	13 _a	13 _b	13 _b
Total		45	94	35	57	74	93



Figur 6.18 Andelen af groft materiale i Sandemandsbækken og i Grundel Bæk (egne figurer.)

6.3.4. H8: Elektrofiskeri

Hypotese 8: Udlægning af træ øger mængden af laksefisk pr. m²

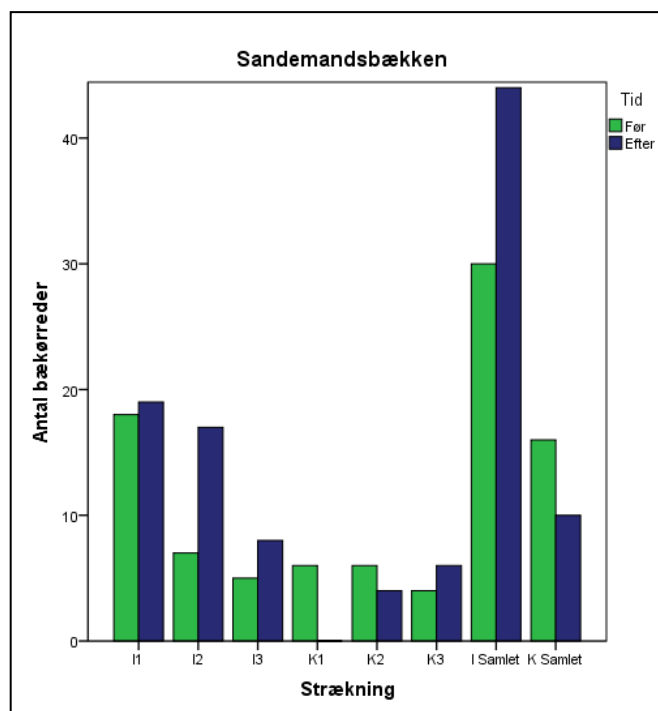
Elektrofiskeriet er foretaget i begge vandløb d. 17/3-2015 inden udlægning af træ og igen d. 27/5-2015 mere end to måneder efter udlægning af træ. I Tabel 6.9 ses resultatet af elektrofiskeriet opdelt efter vandløb samt påvirkede og kontrolstrækninger.

Tabel 6.9 Antal bækørreder før og efter træudlægning tilsammen i kontrol og påvirkede stræk i Sandemandsbækken og i Grundel Bæk. "Før"-målingen er foretaget d. 17/3-2015, mens "efter"-målingen er foretaget d. 27/5-2015 (egen tabel).

Bækørreder				
Sandemandsbækken	Antal [stk]		Gennemsnitlig størrelse [cm]	
	Før	Efter	Før	Efter
Påvirket strækninger	30	40	11	13
Kontrolstrækninger	16	10	12	13
Grundel Bæk				
Påvirket strækninger	0	0	0	0
Kontrolstrækninger	2	3	23	23

I Sandemandsbækken er der ti ørreder mere efter træudlægning end før i de påvirkede strækninger, mens der er seks ørreder færre i kontrolstrækningerne. Størrelserne på ørrederne er steget tilsvarende i påvirkede stræk og kontrolstræk.

I Grundel Bæk er der fortsat ikke nogen ørreder i de påvirkede strækninger efter udlægning af træ, mens der er én mere i kontrolstrækningerne. Nedenstående Figur 6.19 viser, at der i alle påvirkede strækninger i Sandemandsbækken er flere ørreder efter træudlægningen, mens der i to ud af tre kontrolstrækninger er kommet færre ørreder.



Figur 6.19 Antal ørreder pr. strækning. "Før"-målingen er foretaget d. 17/3-2015, mens "efter"-målingen er foretaget 27/5-2015 (egen figur).

Det præsenterede data omfatter ørreder i alderen 1+. Derudover er der observeret yngel i Sandemandsbækken efter træudlægningen. Til sammen var der 117 stk. yngel i de påvirkede strækninger og fire stk. i kontrolstrækningerne i Sandemandsbækken. I DFFVØ-

indekset betyder det, at den økologiske kvalitet er ringe i de påvirkede strækninger med 10-39 yngel pr. 100 m², mens kvaliteten er dårlig i kontrolstrækningerne med 0-9 yngel pr. 100 m², hvilket også er tilfældet i Grundel Bæk, hvor der ikke var nogen yngel. Normalt opgøres bestanden ved to gennemfiskninger og først i august-november, så resultatet skal tages med forbehold (Kristensen, et al., 2014).

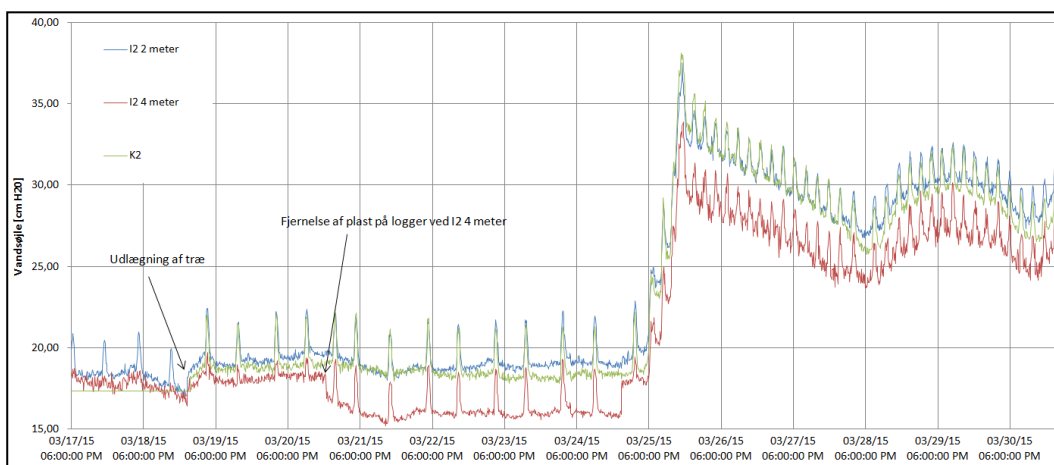
Årsagen til at der ikke er nogen yngel i Grundel Bæk kan være, at bestanden af ørreder er for lille (3 stk. på 300 meter), hvilket besværliggør befrugtning. Desuden er ørreder territoriale, og ørrederne observeret i Grundel Bæk er da også fundet de samme steder ved begge prøvetagninger. Årsagen til den lille bestand kan desuden skyldes en kemisk spæring (okker) længere nede i systemet.

I vandløbene er der desuden fisket gedder, ål og hundestejler. Disse samt størrelsen på hver enkelt bækørred findes i det elektroniske bilag "Elektrofiskeri".

6.4. H9: Vandstuvning

Hypotese 9: Udlægning af træ laver vandstuvning umiddelbart opstrøms træudlægningen

Trykket og dermed vandstanden er overvåget på tre lokaliteter i Grundel Bæk fra d. 17/03-2015 til d. 30/03-2015. De tre lokaliteter er hhv. to og fire meter opstrøms træudlægning på anden strækning (I₂) samt i starten af anden kontrolstrækning (K₂). Loggeren ved K₂ loggede pga. installationsproblemer først fra d. 19/03-2015 - samtidig med udlægning af rodklumperne. Vandstandene fra de tre loggere er korrigeret for atmosfærisk tryk og omregnet fra kPa til mm H₂O ved 4° C. Vandstandene kan ses på Figur 6.20.



Figur 6.20 Vandsøjlehighøjden for tre lokaliteter i Grundel Bæk. "I₂ 2 meter" er ca. 2 meter opstrøms en rodklump, mens "I₂ 4 meter" er ca. 4 meter opstrøms samme rodklump og "K₂" er i starten af det midterste kontrolstræk. K₂ logger først fra d. 19/3-2015 pga. problemer med installationen (egen figur).

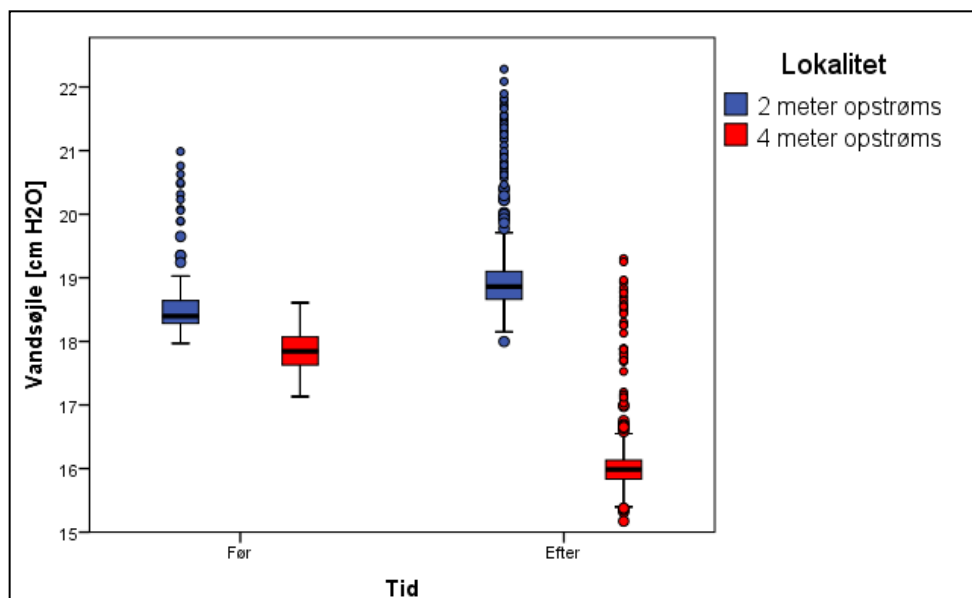
På Figur 6.20 ses, at alle tre loggere viser regelmæssige flowpeaks eller spikes. Disse stiger i intensitet, idet vandstanden stiger. Årsagen til disse spikes er ukendt, men det tyder på et dræn, brønd eller lignende der tømmes ud i vandløbet, når det er fyldt, idet intensiteten af spikes stiger med mængden af vand i vandsøjlen. Tilløbet af drænvandet er opstrøms alle tre loggere, idet alle loggere er påvirkede.

Umiddelbart efter udlægning (19/03-2015 til 20/03-2015) af rodklumperne sker der en mindre vandstuvning mellem de to loggere ved I₂. Årsagen til dette er, at et stykke plastik har ligget på loggeren "I₂ 4 meter" og dermed stuvet vandet lokalt. Efter fjernelse af dette plast faldt vandsøjlen 1-2 cm. De gennemsnitlige vandstande og dermed den gennemsnitlige vandstuvning er beregnet uden for intervallet med plastik. Resultaterne af beregningerne kan ses i Tabel 6.10.

Tabel 6.10 Den gennemsnitlige vandstand ved tre loggere før og efter træudlægningen. N/A betyder, at måling ikke tilgængelig pga. fejl ved installering af logger (egen tabel).

Lokalitet	Middel vandstand Før udlægning [cm] (17/03-2015 kl. 22.00 - 18/03-2015 kl. 22.00)	Middel vandstand Efter udlægning [cm] (21/03-2015 kl. 22.00 - 24/03-2015 kl. 22.00)	Difference [cm]
I2 2 meter	18,6	19,1	0,5
I2 4 meter	17,9	16,2	-1,7
K2	N/A	18,6	-
Total			2,1

Det betyder, at vandstuvningen forårsaget af rodklumperne er ca. 2 cm umiddelbart opstrøms rodklumperne i forhold til 4 meter opstrøms disse. Til sammenligning er der målt naturlig variation på næsten 15 cm i løbet af et døgn i vandløbet.



Figur 6.21 Boxplot af varianser og middelværdier af vandsøjlen før og efter udlægning af træ. Målingerne er taget 2 meter og 4 meter opstrøms en rodklump i Grundel Bæk. Cirklene er outliers over to boks-længders afstand fra 25 % eller 75 % kvartilerne. 25 % og 75 % kvartilerne udgør boksens afgrænsning. Whiskerne er minimum- og maksimumværdier. Den sorte streg i boksene er medianen (egen figur).

På grund af fejl med installationen af loggeren i K₂ er det ikke muligt at sige noget om vandstuvning på strækningsniveau. Data fra vandstandsloggerne fremgår af den elektroniske bilagsmappe "Vandstuvning".

7

DISKUSSION OG EVALUERING AF DESIGN OG RESULTATER

I det følgende afsnit diskuteres og evalueres metoderne og resultaterne fra projektet. Til sidst i afsnittet gives en række anbefalinger omkring vandløbsrestauring med træ på baggrund af erfaringerne fra projektet.

7.1. Udlægningsdesign

Både de væltede stammer og de fastforankrede konstruktioner i Sandemandsbækken var fortsat stabile to måneder efter udlægning. I Grundel Bæk var flere af rodklumperne drevet nedstrøms. Dette skete allerede kort tid (1-2 uger) efter udlægning. Der drev ikke yderligere rodklumper nedstrøms i den efterfølgende periode (2 måneder). Fælles for de løsnede rodklumper var, at de alle var fæstet ved hjælp af en pind i vandløbsbunden.

Hvor stabil forankringen af LWD er, afhænger altså af forankringsmetoden, størrelsesforholdet og kontaktfladen mellem LWD og vandløbet samt vandløbets hydrauliske karakteristika. Påvirkningen af rodklumperne i Grundel Bæk er således større end påvirkningen af stammerne i Sandemandsbækken. Årsagen til dette er dels vandhastigheden, som er højere i Grundel Bæk end i Sandemandsbækken, og dels størrelsen på kontaktfladen mellem vandløb og træ.

På baggrund af projektet er det således oplagt at fælde vandløbsnære træer ud i vandløbet med bævermetoden, fordi metoden har et naturligt udseende, er nemmere end at fastforankre træet samt er mere stabilt og mere omkostningseffektivt i m³ træ pr. km vandløb. Omvendt kræver metoden, at der er træ i nærheden af vandløbet. Derudover befinder en relativ stor del af træet sig over vandet snarere end under. Ved udlægning af rodklumper kan disse overdimensioneres og graves ind i brinkerne, så udlægningen bliver mere stabil. Der er dog færre skjul for fisk og mindre træoverflade i vandet ved en regulær rodklump i forhold til en træstamme med mange forgreninger.

Et almindeligt problem ved udlægning af træ i vandløb er at tilpasse mængden af træ, så økologiske forhold optimeres uden at der sker en vandstuvning pga. den forøgede modstand. Ifølge eksperimenter af Young (1991) ændrer det ikke signifikant på vandtransporten at fjerne LWD i vandløbene, medmindre LWD udgør større spærringer (Young, 1991). Mængden af træ, der skal være i et vandløb for at opretholde et naturligt miljø, er dårligt beskrevet i litteraturen. Generelt kan den naturlige mængde træ i uforstyrrede vandløb dog bruges som øvre grænse (Gippel, 1995).

En anden mulighed for vandløbsrestauring kan være brug af store skjulesten eller udlægning af gydegrus, idet dette ikke driver nedstrøms ved nedbørshændelser eller rådner ligesom træ. Anvendelsen af store skjulesten kan dog være udfordrende, fordi de er tunge end LWD og derfor kræver tunge maskiner ved udlægning, hvilket øger omkostningerne. Derudover kan både store sten og gydegrus sande til og forsvinde i vandløbsbunden, og ydermere har sten ikke samme biologiske kvaliteter som f.eks. løv. Således fun-

gerer løv både som habitat og spisekammer for makroinvertebrater, mens sten blot fungerer som habitat. Omvendt kan sten være med til at tilbageholde LWD, der falder ned i vandløbet. Det giver dog først effekt at udlægge store sten til at fange dødt ved, når den ripariske zone er vokset til med træ (Zapzalka, 1997).

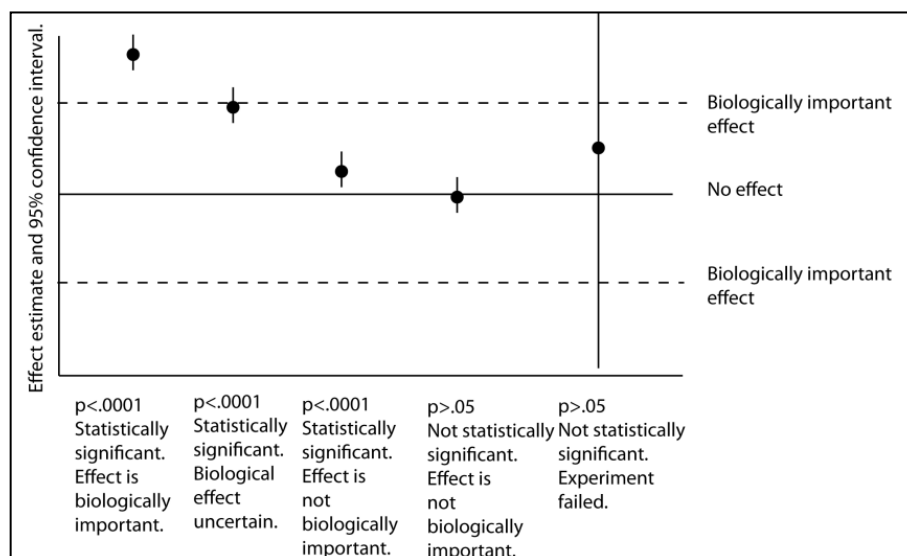
7.2. BACI-design

BACI-designet er et stabilt design og anbefalet af flere, fordi designet omfatter målinger over tid og forskellige lokaliteter. Det giver mulighed for mange sammenligninger både mellem enkelte strækninger og gennemsnit af kontrolstrækninger i forhold til de påvirkede strækninger før og efter udlægning af træ. Sammenligningerne forudsætter dog, at strækningerne er hydrologisk og morfologisk relativt ens - en forudsætning som Sandemandsbækken ikke lever op til pga. et stort tilløb mellem kontrol og påvirkede strækninger (ca. halvdelen af bækkens vandføring kommer fra tilløbet). Det betyder, at ændringer i de påvirkede strækninger i forhold til kontrolstrækningerne ikke nødvendigvis er et resultat af træudlægningen, men kan skyldes faktorer i tilløbet.

BACI-designet er et omfattende undersøgelsesdesign pga. de mange replikationer i tid og rum. På grund af projektets størrelse er det derfor nødvendigt at indgå kompromis i undersøgelsesdesignet f.eks. mellem antal kontrol og opvirkede strækninger i forhold til antal målinger før og efter miljøindgrebet (Barmuta, et al., 2002). Det betyder, at nogle effekter kan overses eller nogle prøver kan blive biased. Det er f.eks. ikke muligt at vurdere langtidseffekterne, idet der kun laves prøver op til to måneder efter træudlægningen.

7.2.1. Usikkerheder i undersøgelsesdesignet

Undersøgelsesdesignet er behæftet med en række usikkerheder af varierende betydning. Den største fejlkilde er, at kontrol og påvirkede strækninger i Sandemandsbækken er for forskellige. Forskelligheden medfører, at statistisk signifikante ændringer ikke nødvendigvis er biologisk signifikante (se Figur 7.1), idet årsagen til ændringerne kan findes i vandløbets heterogenitet og ikke nødvendigvis træudlægningen.



Figur 7.1 Et statistisk signifikant resultat er ikke nødvendigvis biologisk signifikant (Schwarz, 2014).

På grund af det store antal prøver har det været nødvendigt med hjælp til prøvetagningen. Dette betyder, at der har været op mod fire forskellige prøvetagere på hvert stræk. Forskellige prøvetagere er et mindre problem i forhold til måling af dybde og hastighed end i forhold til vurdering af dominerende substrattype. Substratets kornstørrelse er en subjektiv vurdering, idet der ikke er lavet sigteprøver heraf. Denne usikkerhed er forsøgt imødegået ved at slå adskillige kategorier sammen til enten groft substrat (sten og grus) eller fint substrat (sand, silt og ler).

Prøveperioden har været forholdsvis kort, idet en del af den fysiske og biologiske respons kan være flere år om at vise sig. Derfor er der primært målt på fysiske strukturer, der ændres umiddelbart efter udlægning af træ i vandløbet. Et eksempel på dette er vandhastigheden, mens ændring af vandløbsprofilets bredde forventes at kræve længere tid med erosion og sedimentation, idet ændringen fortsætter indtil der er balance mellem erosion og sedimentation i vandløbssystemet.

Udover at projektets resultater varierer temporalt, varierer resultaterne også i rum. Således påvirker lokale faldforhold, slyngninger og tilløb også resultaterne. De lokale forhold påvirkes yderligere af eksterne forhold som f.eks. klimaet. Et eksempel kan være ved tilløb eller dræn, hvor nedbørshændelser øger vandføringen og materialetransporten nedstrøms. Disse rumlige variationer bør statistisk indgå som covariater - altså som mulige forklarende faktorer til statistiske ændringer. I Sandemandsbækken hvor påvirkede og kontrolstrækninger er rumligt forskellige pga. tilløb kan covariaten nedbør være årsag til forskelle som ellers tilskrives træudlægningen.

Ved brug af ANOVA til den statistiske analyse antages det, som nævnt i afsnit 4.5.4, at varianserne mellem de variable er ens. Variablerne er alle testet for signifikante ændringer i varianserne. Det fremgår af de lokale målinger for vanddybde og vandhastighed, at disse har forskellige varianser, hvorfor forudsætningen for ANOVA-testen er krænket og dermed er udsagnet om middelværdierne usikker. Analysen medtages alligevel, idet homogenitetstesten ikke angiver, hvilke sammenligninger forudsætningen ikke gælder for, ligesom hele testen er signifikant selvom blot en enkelt sammenligning er signifikant. Det betyder, at læseren bør anvende boxplottene for at afgøre, om variansen generelt er forskellig eller om der er tale om enkeltstående tilfælde. Alternativt kan data transformeres, så varianserne normaliseres.

7.3. Resultaternes anvendelighed

Overordnet set viser resultaterne, at der er en signifikant forskel mellem måletidspunkterne på lokal skala og ingen forskel på strækningsniveau. Årsagen til forskellen er forholdet mellem vandløbets volumen og træets volumen. Således udgør rodklumperne omkring 3 % af Grundel Bæks vandvolumen på 50 meter strækninger, mens rodklumperne udgør knap 20 % af bækkens vandvolumen over et 2 meter stræk. Det betyder, at volumen af udlagt træ skal forøges eller at strækningerne skal forkortes for at opnå signifikante ændringer på strækningsniveau. Ifølge Tulløs & Walter (2014) betyder afstanden til træet en del i forhold til tilstedeværelsen af laksefisk, hvorfor udlægningsintensiteten med fordel kan øges.

På lokalt niveau er der signifikante ændringer af middelværdien og variansen på de fysiske parametre. De biologiske parametre er dog ikke målt på lokalt niveau. I virkemiddelkataloget af Kristensen et al. (2014) vurderes udlægning af træ til at have en positiv effekt på planter, smådyr og fisk. Forsøgsresultaterne understøtter, at udlægningen har en positiv effekt på antallet af bækørreder på strækningsniveau, hvilket tæller positivt i DFFVØ-indekset, mens effekten på makroinvertebrater og planter ikke er målt. Når de biologiske og fysiske parametre skal forbedres, er målet at få mest biologisk kvalitet for pengene uden at ændre på afvandingstilstanden på strækningsniveau. Udlægning af træ må ses som en billig og effektiv måde at lave spredte mikrohabitater til makroinvertebrater og fisk.

Idet de danske vandløbs økologiske kvalitet måles ud fra forskellige indekser såsom DVFI og DFFV, må formålet med vandløbsrestaurering også være at højne disses værdi. Indekserne er biologiske, hvorfor udlægning af træ ikke gennemføres for at højne fysiske standarder alene, men også for at få en biologisk effekt. Alligevel hænger de fysiske parametre sammen med den biologiske vandløbskvalitet, hvorfor fysisk forbedring af vandløbene ofte er en nødvendighed, men ikke et mål i sig selv. I Grundel Bæk er det ikke de fysiske forhold såsom mangel på habitater og gydepladser, der er problemet, men snarere en lille ørredbestand og en kemisk spærring nedstrøms prøvestrækningerne. I Sandemandsbækken er problemet sandvandring fra opstrøms dræn. Udlægning af træ er derfor ikke en selvstændig løsning, men en del af en integreret restaureringsmodel. I Sandemandsbækken kan sandvandringsproblemerne f.eks. løses ved at sløjfe dræn eller lave sandfang, mens udlægning af træ kan bruges som middel til øget biologisk aktivitet. I Grundel Bæk skal den kemiske spærring nedstrøms først og fremmest fjernes. Dernæst kan det være nødvendigt at udsætte yngel for at danne en bestand, som kan opretholdes ved udlægning af træ.

Målingerne er foretaget i to vandløb i Silkeborg Kommune. De to vandløb er forskellige med hensyn til hældning, vandføring, naturligt bundsubstrat, riparisk vegetation mv. På trods af forskelligheden af vandløbene er der fælles tendenser i resultaterne, som må antages at være udtryk for mere generelle tendenser ved vandløbsrestaurering med træ. Fælles er, at den givne intensitet ved udlægning af træ kun har lille effekt på strækningsniveau, men har betydning for variationen af dybden og vandhastigheden på lokalt niveau.

7.4. Påvirkning af det fysiske indeks

I Grundel Bæk er der registreret 15 målinger af dybder over 40 cm hvilket tæller positivt i Århus-indekset. Alle målingerne er taget efter udlægning af træ som lokale målinger ved I_1 og I_2 . Alle målingerne over 40 cm er dog fra måling 4, hvor der ifølge Figur 6.13 har været en større nedbørsperiode. I Grundel Bæk er der desuden observeret underskårne brinker som resultat af at vandet omdirigeres pga. rodklumper. De underskårne brinker har lav intensitet (kun observeret enkelte steder), men tæller positivt i Århus-indekset.

I begge vandløb er der som resultat af træudlægningen kommet flere rødder og dermed flere skjulesteder for fisk. Disse tæller også positivt i Århus-indekset.

Sandvandring er dog stadig et problem i Sandemandsbækken og tæller med en faktor -2. Ligeledes er Grundel Bæk fortsat sænket under terræn, hvilket også tæller negativt med en faktor -1. Så selv om flere positive parametre er øget i intensitet, er der fortsat negative parametre, som træudlægningen ikke afhjælper. Derfor bør træudlægning være en del af en integreret løsning, når det gælder vandløbsrestaurering.

7.5. anbefalinger

På baggrund af resultaterne og den opsamlede erfaring gennem projektet præsenteres i det følgende en række anbefalinger til brug af træ til vandløbsrestaurering.

Den udlagte mængde af træ giver ikke signifikante ændringer i hastighed, dybde og substratsammensætning på strækningsniveau i de udlagte mængder (ca. 3 % af vandvolumen i Grundel Bæk). Derfor skal udlægningsintensiteten øges, hvis effekterne på fysiske parametre skal være målbare. Hvis formålet med udlægningen er at skabe spredte lokale habitater for makroinvertebrater og laksefisk, betyder udlægningsintensiteten mindre. Træudlægning kan anvendes til at lave habitater for fisk, men kan ikke stå alene i mange vandløbsrestaureringsprojekter, hvor det ikke er den fysiske variation, der er årsag til udpegningen.

Monteringsmetoden bør afhænge af vandløbets fysiske karakteristika f.eks. vandhastigheden. Forankring med en pind banket i vandløbsbunden anbefales ikke ved hurtigtstrømmende vandløb, idet vandet eroderer bunden omkring pinden og gør monteringen ustabil. Generelt anbefales det at overdimensionere træet i forhold til vandløbet. Dette giver en stor variation i vandløbet og medfører, at træet er stabilt uden brug af forankring. Ved overdimensionering er det dog nødvendigt at være opmærksom på de afvandsmæssige konsekvenser ved vandstuvning.

Udlægning af træ bør bruges som en midlertidig foranstaltning. På sigt anbefales det at plante træer. Tilplantning af nåleskov på jorde med lav bufferkapacitet (sandjorde), kan dog medføre forsuring og dermed lavere biologisk mangfoldighed (Friberg, 1998). I stedet foreslås at plante blandede løvtræer med en dominans af træer som ask og el langs vandløbene. Derudover bør oprensning så vidt muligt undgås, således at væltede træer får lov at blive liggende i vandløbet.

Med hensyn til fremtidige undersøgelser anbefales det at reducere forskningsdesignet til to påvirkede strækninger og to kontrolstrækninger. I de påvirkede strækninger kan udlægningsintensiteten til gengæld med fordel øges. Årsagen til dette er, dels at det er svært at finde seks strækninger som er relativt sammenlignelige, og dels at sandsynligheden for at opnå biologisk signifikante resultater øges.

8

KONKLUSION

Den mest hensigtsmæssige metode til at vandløbsrestaurere med træ afhænger dels af vandløbets fysiske karakteristika og dels af restaureringens formål. Undersøgelsen viser, at udlægning af 4-5 stykker træ på 50 meter strækning ikke giver en statistisk signifikant ændring i hverken middelværdien eller variansen af dybden, vandhastigheden eller substratsammensætningen.

På lokalt niveau øger udlægning af træ til gengæld variationen og middelværdien af dybden, variationen af vandhastigheden samt den rumlige placering af substrat, men ikke sammensætningen af substrat.

Derfor vurderes virkemidlet "udlægning af træ" at være velegnet til at lave enkelte lokale fysiske habitater for laksefisk, mens intensiteten eller volumen af træudlægningen skal øges, hvis der ønskes en effekt på strækningsniveau. Bækørreder responderer overordnet positivt på træudlægningen, og metoden må anses for at være en billig måde at lave habitater og gydepladser for laksefisk på. Metoden er en midlertidig foranstaltning, der på længere sigt med fordel kan afløses af nedfaldet materiale og rødder fra vandløbsnære træer såsom rødel.

Overordnet anbefales det at bruge irregulære træstykker, som f.eks. forgrenede stammer eller ukurante rodklumper, idet de giver flere skjul og større variation. Desuden bør træstykkerne optage mindst halvdelen af vandløbsbredden for at have en effekt på strømningsen.

Træudlægning svarende til 3 % af vandets volumen i prøvestrækningen medfører, at vandet stuver. I Grundel Bæk er vandstuvningen mindre end døgnvariationer ved nedbørshændelser, men den nøjagtige størrelse på vandstuvningen er ikke beregnet pga. fejl ved loggerinstallation. Sikkert er det dog, at øget intensitet eller volumen af træudlægning øger denne vandstuvningen.

En sammenfatning af undersøgelsens resultater findes i Tabel 8.1.

Tabel 8.1 Opsummering af svar på undersøgelsens hypoteser (egen tabel).

Nr.	Hypotese	Svar
H1	Udlægning af træ ændrer et vandløbs tværsnitsprofil	Ja. I dybden sker der en udvikling. Bredden af profilet er uændret i prøveperioden.
H2	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vanddybden over en strækning på 2 meter	Ja. Både variation og middelværdien stiger ved udlægning af træ. Stigningen i middelværdien kan dog skyldes nedbørshændelser efter træudlægning.
H3	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 2 meter	Variansen er ændret, middelværdien er ikke.
H4	Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 2 meter	Statistisk set ændrer substratsammensætningen sig mod en større andel af finere materiale. Observationer viser dog, at der i nogle områder fritlægges grus ved træudlægning.
H5	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vanddybden over en strækning på 50 meter	Nej.
H6	Udlægning af træ ændrer middelværdien og/eller variansen af vandhastigheden over en strækning på 50 meter	Nej.
H7	Udlægning af træ ændrer substratsammensætningen over en strækning på 50 meter	Nej.
H8	Udlægning af træ øger mængden af laksefisk pr. m ²	I Sandmandsbækken er bestanden øget i de påvirkede stræk i forhold til kontrolstærkningerne fra før til efter træudlægningen. I Grundel Bæk var der ingen ørreder i de påvirkede strækninger før træudlægning, hvilket der heller ikke var efter.
H9	Udlægning af træ skaber vandstuvning umiddelbart opstrøms træudlægningen	Ja. Omkring 2 cm vandstuvning 2 meter opstrøms en rodklump i forhold til 4 meter opstrøms. Naturlige variationer er målt til knap 15 cm.

9

VIDERE FORSKNING

Resultaterne giver inspiration til at udbrede vandløbsrestaurering med træstammer og rodklumper. Det indsamlede data kan bruges som en base til at forstå de fysiske påvirkninger af vandløbsstrækninger ved udlægning af træ. Inden en vejledning i vandløbsrestaurering med træ udgives, bør der undersøges flere biologiske faktorer (f.eks. DVFI). Denne undersøgelse har redegjort for træudlægningens positive effekt på bestanden af bækkørreder. Ifølge flere kilder bør der være samme positive tendens for makroinvertebrater og planter, hvilket yderligere feltundersøgelser muligvis kan bekræfte.

Fremtidige feltundersøgelser med restaurering med træ bør foretages over en længere tidsperiode for at undersøge langtidseffekterne af udlægningen. Derudover kan restaureringsmetoderne afprøves i andre dele af landet med andre hydrologiske og geologiske karakteristika.

Idet stuvningsberegningerne indikerer, at der sker en vandstuvning, kan dette med fordel undersøges nærmere. Vandstuvning påvirker afvandingen i vandløbsoplandet, hvilket ofte er af interesse for lodsejer. Vandstuvningen på strækningsniveau forventes at være positivt korreleret med intensiteten af træudlægning.

Slutteligt bør fremtidig analyse af det indsamlede data indlejre kovariater som f.eks. dræntilløb, nedbør og andre faktorer i den statistiske analyse. Dette er med henblik på at undgå fejlagtige konklusioner omkring træudlægningens effekt. Desuden bør data der bruges til ANOVA-tests transformeres, således antagelserne om homogenitet af varianserne ikke krænkes.

Det indsamlede data er frit tilgængeligt og kan sendes ved henvendelse.

10

BIBLIOGRAFI

Barmuta, L., Downes, B. & Faith, D., 2002. *Monitoring, Survey and Experimentation in Streams and Rivers*. Cambridge: Cambridge University Press.

Bilby, R. E. & Bisson, P. A., 1998. Function and Distribution of Large Woody Debris. I: S. Kantor, red. *River Ecology and Management*. New York: Springer, pp. 324-345.

Brorsen, M. & Larsen, T., 2009. *Lærebog i hydraulik*. 2. udgave red. Aalborg: Aalborg Universitetsforlag.

Burt, J. E., Barber, G. M. & Rigby, D. L., 2009. *Elementary Statistics for Geographers*. 3. udgave red. New York: The Guilford Press.

Carey, J. M. & Keough, M. J., 2002. The variability of estimates of variance, and its effect on power analysis in monitoring design. *Environmental Monitoring and Assessment*, Årgang 74, pp. 225-241.

Cederholm, C. J. et al., 1997. Responsen of Juvenile Coho Salmon and Steelhead to Placement of Large Woody Debris on a Coastal Washington Stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 4(17), pp. 947-963.

Chanson, H., 2004. *Hydraulics of Open Channel Flow: An introduction - Basic Principles, Sediment Motion, Hydraulic Modelling, Design of Hydraulic Structures*. 2. udgave red. s.l.:Department of Civil Engineering, The University of Queensland.

Europa-Parlamentet, Rådet for Den Europæiske Union, 2000. *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. [Online]
Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/NOT/?uri=CELEX:32000L0060>
[Senest hentet eller vist den 5 December 2014].

Friberg, N., 1998. *Skov og skovvandløb*, Silkeborg: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Gippel, C. J., 1995. Environmental Hydraulics of Large Woody Debris in Stream and Rivers. *Journal of Environmental Engineering*, Maj, Issue 121, pp. 388-395.

Gippel, C. J., Finlayson, B. L. & O'Neill, I. C., 1995. Distribution and hydraulic significance of large woody debris in a lowland Australian river. I: *Hydrobiologia*. s.l.:Kluwer Academic Publishers, pp. 179-194.

Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J. & Gregoroy, S. V., 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, Årgang 47, pp. 601-619.

- Harmon, M. E. et al., 1986.** Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. I: *Advances in Ecological Research*. London: Academic Press, INC, pp. 133-276.
- Hjulström, F., 1939.** *Transportation of Detritus by Moving Water: Part 1. Transportation*. s.l.:s.n.
- Howell, T. D. et al., 2010.** *Responses of fish to experimental introduction of Structural Woody Habitat in riffles and pools*, Nathan, Queensland: Australian Rivers Institute.
- Johannsen, V. K. et al., 2013.** *Skove og planter 2012*, Frederiksberg: Skov & Landskab.
- Kail, J. & Hering, D., 2005.** Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landscape Ecology*, Issue 20, pp. 755-772.
- Kail, J. et al., 2007.** The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology*, pp. 1145-1155.
- Keough, M. J. & Mapstone, B. D., 1997.** Designing environmental monitoring for pulp mills in Australia. *Wat. Sci. Tech*, 35(2-3), pp. 397-404.
- Kristensen, E. A., Jepsen, N., Nielsen, J. & Koed, A., 2014.** *Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb*, s.l.: Aarhus Universitet. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Kristensen, E. A. et al., 2014.** *Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFV)*, s.l.: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Manga, M. & Kirchner, J. W., 2000.** Stress partitioning in streams by large woody debris. *Water resources research*, 36(8), pp. 2373-2379.
- McDonald, T. L., Erickson, W. P. & McDonald, L. L., 2000.** Analysis of Count Data From Before-After Crol-Impact Studies. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 5(3), pp. 262-279.
- Mi, J. & Sampson, A. R., 1993.** A comparison of the Bonferroni and Scheffé bounds. *Journal of Statistical Planning and Inference*, 36(1), pp. 101-205.
- Miljøministeriet, 2013.** *Lov om vandplanlægning*. [Online]
Available at: <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=161126&exp=1>
[Senest hentet eller vist den 8 December 2014].
- Naiman, R. J. et al., 2002.** *Dead Wood Dynamics in Stream Ecosystems*, s.l.: USDA Forest Gen..
- Naturstyrelsen (A), 2014.** *Vejledning til kommuner og vandråd om arbejde med forslag til indsatsprogrammer for vandløbsindsatsen*, København: Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen (B), 2014.** *Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021*, København: Miljøministeriet.

- Naturstyrelsen (C), 2014.** *Vandråd får 696 millioner kroner til at forbedre danske vandløb.* [Online]
Available at: <http://nst.dk/nyheder/2014/apr/vandraad-faar-696-millioner/>
[Senest hentet eller vist den 16 December 2014].
- Naturstyrelsen (D), 2014.** *Fordeling af vandløbsindsatsen samt økonomisk ramme, 2015-2021.* [Online]
Available at: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/8433205/kort.pdf>
[Senest hentet eller vist den 16 December 2014].
- Naturstyrelsen (E), 2014.** *Notat: Virkemiddelskatalog - Vandløb*, København: Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen, 2001.** *Redegørelse om Vandrammedirektivet*, s.l.: Miljøstyrelsen.
- Pedersen, M., Kristensen, K. & Friberg, N., 2014.** *Re-Meandering of Lowland Streams: Will Disobeying the Laws of Geomorphology Have Ecological Consequences?*, s.l.: PloS ONE 9(9).
- Pedersen, M. L., Sode, A., Kaarup, P. & Bundgaard, P., 2006.** *Fysisk kvalitet i vandløb*, Faglig rapport fra DMU, nr 590: Miljøministeriet.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J., 2002.** *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. New York: Cambridge University Press.
- Sand-Jensen, K., 2004.** *Ferskvandsøkologi*. 2. udgave red. Gylling: Nordisk Forlag A/S.
- Schwarz, C. J., 2014.** Analysis of BACI experiments. I: *Course Notes for Beginning and Intermediate Statistics*. <http://www.stat.sfu.ca/~cschwarz/CourseNotes>: s.n., pp. 699-797.
- Sokal, R. R. & Rohlf, J. F., 1994.** *Biometry - the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3. udgave red. New York: W. H. Freeman and Company.
- Stewart-Oaten, A., Bence, J. R. & Osenberg, C. W., 1992.** Assessing Effects of unreplicated Perturbations: No Simple Solutions. *Ecology*, 73(4), pp. 1396-1404.
- Tullos, D. & Walter, C., 2014.** *Fish use of turbulence areound wood in winter: physical experiments on hydraulic variability and habitat selection by juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch**, Oregon State University: Springer.
- Underwood, A. J., 1992.** Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal Exp. Biol. Ecol.*, Årgang 161, pp. 145-178.
- Underwood, A. J., 1994.** On Beyond BACI: Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications*, 4(1), pp. 3-15.

White, S. L. et al., 2011. *Response of trout populations in five Colorado streams two decades after habitat manipulation*, Colorado: Department of Fish, Wildlife and Conservation Biology.

Wiberg-Larsen, P. & Kristensen, E. A., 2011. *Fiskeundersøgelser i vandløb*, s.l.: Nationalt Center for Miljø og Energi - Aarhus Universitet.

Young, W. J., 1991. Flume Study of the Hydraulic Effects of Large Woody Debris in Lowland Rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, Årgang 6, pp. 203-211.

Zapzalka, T., 1997. Restoring Large Woody Debris to Streams. *Student On-Line Journal*, 2(1).

11

BILAGSOVERSIGT

DVD'erne indeholder mapper med flere dokumenter i hver. Nedenfor følger en beskrivelse af indholdet i hver bilagsmappe. Sandemandsbækken er i bilagene forkortet SMB, mens Grundel Bæk er forkortet GB.

11.1. Bilag på DVD I

Bilagsmappenavn	Indholdsbeskrivelse
Billeder	Indeholder billeder af besigtigelse, de fem prøvetagninger, alle træudlægninger og monteringen af træet for GB
Elektrofiskeri	Et excelark med resultater fra elektrofiskeriet 17. marts og 27. maj 2015
Hastighed og dybde på 2 m strækninger	Excelark for hhv. SMB og GB med målinger klargjort til analyse i SPSS
Hastighed og dybde på 50 m strækninger	Excelark for hhv. SMB og GB med målinger klargjort til analyse i SPSS
Indtastede indsatser VP2	ZIP-komprimeret mappe med de indtastede vandplansindsatser for vandområdeplanerne fra Naturstyrelsen. Excelark med beregninger af den kilometermæssige og økonomiske fordeling af indsatserne på landsplan
Måleskemaer	De forskellige noteringsskemaer brugt ved prøvetagning
Nedbørsdata	Nedbørsdata fra Spildevandskomiteen og DMI for Kjellerup og Silkeborg Vandværk fra 2. februar til 20. maj 2015. Derudover et excelark med nedbør og grafer beregnet af nedbørsdataet fra Kjellerup
Oplandsbeskrivelse	Data til beregning af fald og vandføring i SMB og GB
Substrat	Excelark for hhv. SMB og GB med målinger klargjort til analyse i SPSS
Tværsnit	Excelark for hhv. SMB og GB med målinger, samt grafer af tværsnitprofiler
Vandstuvning	Data fra de fire HOB0-loggere, samt data korrigeret for atmosfærisk tryk og grafer

11.2. Bilag på DVD II

Bilagsmappenavn	Indholdsbeskrivelse
Billeder	Indeholder billeder af besigtigelse, de fem prøvetagninger, alle træudlægninger og monteringen af træet for SMB