

Bacheloroppgave i utmarksforvaltning: Trevirkets innvirkning på yngeltetthet og vekst hos ørret i små kystnære sjørretvassdrag

Av Magnus Riksfjord

Abstract

English title: The impact of woody debris on juvenile trout (*Salmo trutta*) density, and trout growth in small, coastal sea-trout streams.

The main aim of my bachelor thesis was to investigate alternative measures to addition of spawning gravel as a means to increase production of trout in small, coastal streams. By adding woody debris in the Foldvik- and Bjønnes stream in Larvik municipality, I wanted to analyse whether this acted to increase the density and growth of the local trout. The experiment was performed with one control- and one treatment area in each stream. Woody debris was added to the treatment areas in late July. From July 07, 2013 to December 02, 2013, electro fishing was performed five times in each individual stream. All fish were measured and weighed. A subsample of trout was also aged. The trout density was high in both the Foldvik- and Bjønnes stream. There was a pronounced distinction between the 0+ and 1+ cohorts, where the 0+ year class was found to be very strong. Further, I found a reduction in the density of trout parr towards the end of the trial period in the four experimental areas. One area in particular had a marked decrease in trout density. I found no differences in trout density, or biomass as a result of the addition of woody debris. My results are based on a six months experimental period. It is possible that this limited time period is insufficient to reveal differences in trout density and

growth. An alternative explanation to my findings could be that the edge vegetation, consisting of grass and herbs, is sufficient to provide adequate habitat conditions, and that the addition of woody debris did not affect the habitat conditions to any large degree.

Sammendrag

I denne bacheloroppgaven ønsket jeg å se på om det er andre gode alternativer til å legge ut gytegrus, for å øke produksjonen av ørret i små kystnære vassdrag. Ved å tilsette dødt trevirke i Foldvik- og Bjønnesbekken i Larvik kommune, ønsket jeg å se om dette økte tetthet og vekst hos ørret. Forsøket ble gjennomført med et kontroll- og et behandlingsområde i hver bekk. Behandlingsområdene ble tilført trevirke i slutten av juli måned. Det ble elektrofisket i 5 omganger i hver bekk fra 07.07.2013 til 02.12.2013. All fisk ble lengdemålt og veid. Noen få ørret ble også aldersbestemt. Ørrettetthetene i både Foldvik- og Bjønnesbekken var høye. Det var et markant skille mellom årsklassene 0+ og 1+, der 0+ årsklassen var meget sterk. Videre fant jeg en reduksjon i tettheter av ørretparr mot slutten av forsøksperioden i de 4 forsøksområdene. Spesielt et område hadde en sterk reduksjon i ørrettettheten. Det var ingen forskjeller i ørrettetthet eller biomasse som en følge av tilført trevirke. Mine resultater baserer seg på en 6 måneders forsøksperiode. Det kan tenkes at dette er for

kort tid til å avdekke forskjeller i tetthet og vekst. En annen forklaring på mine funn kan være at kantvegetasjonen bestående av urter og gress kan være nok for å gi tilfredsstillende habitatsforhold, og at dødt trevirke således ikke vil bedre habitatsforholdene nevneverdig.

Innledning

Ørret (*Salmo trutta*) innvandret til Norge som en av de første fiskeartene etter siste istid for ca. 8000 år siden (Borgstrøm & Hansen, 2000). Den vandret enten opp i elver og bekker langs hele kysten eller inn fra øst fra vassdrag med forbindelse til Østersjøen (Borgstrøm & Hansen, 2000). Etter landhevning ble ørreten etter hvert avskåret fra sjøen, og ørret finner vi i dag som stasjonær innsjø-, bekk- eller elveørret. I tillegg finner vi sjøørret i de lavereliggende vassdrag med utløp til sjøen. Sjøørret benytter både store og små vassdrag. Til forskjell fra laksen er små kystnære vassdrag viktige som gyte og oppvekstområder for sjøørret (Borgstrøm & Hansen, 2000). Sjøørret er en anadrom form av ørret (Baglinière & Maise, 1991) som har beholdt egenskapene til å oppholde seg i saltvann i visse perioder av livet. For at ørreten skal kunne oppholde seg i saltvann må den gjennom fysiologiske og atferdsmessige forandringer (Jonsson & Jonsson, 2002). Ørretparr smoltifiserer normalt ved en alder på ett til fem år (Jonsson & Jonsson, 2002). Rasktvoksende ørretparr smoltifiserer ved en lavere alder enn mer sentvoksende ørretparr innenfor samme bestand (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993), og rasktvoksende smolt er mindre ved utvandring en sentvoksende sjøørretyngel innen samme bestand (Økland, Jonsson, Jensen, & Hansen, 1993). Videre er sjøørretyngelen mindre ved utvandringen i små vassdrag enn i store vassdrag (Jonsson, Jonsson, Brodtkorb, & Ingebrigtsen, 2001). Enkelte ørretparr velger å ikke smoltifisere, men lever hele livssyklusen i bekken. De betraktes da som stasjonær ørret (Jonsson & Jonsson, 2002).

Sjøørret kan ha lange opphold i reint sjøvann (30- 35 %) og den vokser raskt under sjøopp-holdet (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993). Sjøørreten blir normalt kjønnsmoden etter en til fire år

i sjøen og den vandrer da på høsten tilbake til det vassdraget den ble født i for å gyte (Borgstrøm & Hansen, 2000). Tidspunktet for oppvandringen i de mindre vassdragene er i hovedsak bestemt av vannføring og vanntemperatur (Jonsson & Jonsson, 2002). Eggene klekker på våren etter ca. 440 døgngrader (Elliott, 1994). De første ukene oppholder ørretyngelen seg nede i substratet der den livnærer seg av plomme-sekken (Elliott, 1994).

Når ørretyngelen har brukt opp plomme-sekken kommer den opp av grusen og søker etter egnede habitater hvor den kan finne mat (næring). Undersøkelser har vist at de fleste ørretyngel driver nedstrøms, mens andre blir værende eller beveger seg oppstrøms (Mortensen, 1977).

Ørretparrens adferd er sterkt påvirket av ørrettetthet, bunnforholdene og tilgangen til skjul. Ørretparr har ofte en territoriell adferd (Bohlin, 1977; Elliott, 1990) og høye tettheter kan forårsake intraspesifikk konkurranse og lavere vekst (Elliott, 1994). Jo mer og bedre skjulmuligheter jo høyere tetthet av ørretparr kan det være uten at den får en territoriell adferd (Imre, Grant, & Keeley, 2002). Skjul skaper habitater for ørret med lavere strømhastigheter i nærheten av raskere strøm med drivende organismer, som ofte gir gode beiteområder (Borgstrøm & Hansen, 2000; Fausch, 1984). Bekkestrekninger med mange skjulmuligheter har derfor ofte høy tetthet av laksefisk (Roni & Quinn, 2001) med god vekst (Sundbaum & Näslund, 1998). Skjul for ørret kan ha sammenheng med vanndybden, overflateturbulens, større og mindre stein, skygge, overhengende kanter, kantvegetasjon, røtter og dødt trevirke (Binns & Eisermann, 1979). Dette kan være områder der ørret kan gjemme seg bort og føle seg trygg. Predasjonsrisikoen reduseres i områder med skjul (Heggenes, 1994). Dødt trevirke fungerer ofte som utmerket skjul for ørretparren (Zika & Peter, 2002). Dødt trevirke kan enten være døde røtter fra trær i bekk-kanten eller stamme fra trær som vokser opptil 15 -20 meter fra bekkkanten (Degerman, 2008). Mengden av dødt trevirke er sterkt avhengig av kvaliteten på kantvegetasjonen langs

bekken. Det er i dag en rekke sjøørretførende vassdrag som ikke har kantvegetasjon som kan føre til at man ikke får trevirke ut i bekken.

I små vassdrag (<3 m) er det mindre dødt trevirke enn i større vassdrag, da trebiter som faller fra kantsonen ofte er for store til å falle ned i vannet (Degerman, 2008). Dødt trevirke påvirker vassdragets morfologi ved at vannet i enkelte områder beveger seg hurtigere (sterkere strøm) mens bekken i andre områder renner roligere. Sterkere strøm på enkelte områder vil føre til at lettere materiale vaskes ut og tyngre materiale som grus og stein blir liggende igjen. Videre vil det dannes kulper og bakevjer, samt redusere avstanden mellom kulper (Beechie & Sibley, 1997; Roni & Quinn, 2001; Zika & Peter, 2002). I små tørkeutsatte bekker, kan kulper laget av trevirke være eneste tilholdssted for ørret i tørkeperioder (Gustafsson, 2011). Kulpene er også viktige habitater i vintermånedene (Roni & Quinn, 2001). Vinteroverlevelsen er bedre for fisk i kulper som er komplekse og inneholder trevirke (Muhlfeld, Bennett, & Marotz, 2001). Trevirke reduserer synsvidden i habitatet, og dette medfører mindre individuelle territorier hos ørret (Imre, Grant, & Keeley, 2002). Trevirke reduserer intraspesifikk konkurranse gjennom visuell isolasjon, slik at ørret blir mindre aggressiv noe som også vil redusere energiforbruket (Imre, Grant, & Keeley, 2002; Sundbaum & Näslund, 1998).

Dødt trevirke vil medføre en økt mengde påvekstalger, moser og lav (Degerman, 2008) noe som igjen kan øke mengden evertebrater (Elo-segi, Flores, & Díez, 2011). Økt mengde byttedyr vil kunne gi en bedre vekst hos ørretyngelen (Gustafsson, 2011).

Dødt trevirke i vassdraget vil også kunne ha positive effekter for sjøørret som har vandret tilbake i vassdraget for å gyte. Det skaper skjul-plasser og standplasser noe som igjen kan føre til at flere laksefisk kan oppholde seg i samme område (Braun & Reynolds, 2011; Zimmer & Power, 2006). Samlet sett vil dødt trevirke i vassdrag ha en positiv effekt på laksefisk som følge av en bedring av gyte- og oppvekstforholdene både for yngel og voksen fisk (Braun &

Reynolds, 2011; Degerman, Sers, Törnblom, & Angelstam, 2004; Fausch & Northcote, 1991; Finstad, Einum, Forseth, & Ugedal, 2007).

I Larvik renner de fleste kystvassdrag gjennom områder med intensivt jordbruk. Mengden dødt trevirke i vassdrag som renner gjennom intensive jordbruksområder er drastisk redusert siden det ofte mangler kantsone i forhold til vassdrag som renner gjennom naturlig skog (Degerman, 2008). I dette forsøket vil jeg derfor se på om trevirke i små sjøørretvassdrag har innvirkning på yngeltetthet og vekst. Min hypotese er at tettheten og vekst av ørret-parr vil øke i områder som får tilført trevirke.

Materiale og metoder

2.1 Studieområdet

Larvik kommune ligger helt sør i Vestfold Fylke (Figur 1). Studieområdet er Foldvikbekken og Bjønnesbekken som drenerer rett til sjøen, såkalte kystnære vassdrag. Disse bekkene ble valgt da de er forholdsvis like (Figur 3 & 5) og renner gjennom intensivt jordbrukslandskap. Området består av gamle marineavsetninger, og med endemorenen "raet" som vannskille for de små bekkene som drenerer direkte til havet. Det meste av marineavsetninger er i dag dyrket mark. Årlig nedbør i Larvik er 1050 mm pr. år der høsten er mest nedbørsrik. (Geir Thorsnæs, 2011). Det er variasjon i månedsmiddeltemperatur i Larvik fra -3°C i Januar til 17°C i Juli (Geir Thorsnæs, 2011).

Foldvikbekken (Figur 2) ligger i Larvik kommune og har sitt utspring ved Tanum og munner ut i Naverfjorden med utløpskoordinat (WGS84): Lat: $58^{\circ} 59' 1.771''$ Lon: $9^{\circ} 58' 43.088''$. Vassdraget har en gjennomsnittsbredde på 1-3 meter og en lengde på 4,5 km, ca. 3,3 km er sjøørretførende strekning (Christensen & Skov, 1992). De nederste deler av bekken er naturlig meandrerende og bunnsstratet er variert og består av stein, grus, sand og silt. Her er også en del større og dypere kulper som gir gode oppvekstvilkår for ørret-parr (Christensen & Skov, 1992). De øvre delene av bekken er kanalisert hvor det drives intensivt jordbruk (Figur 2). Bunnsstratet består her for det meste av



Figur 1. Prøveområdene i Foldvik- og Bjønnesbekken i Larvik kommune (Larvik kommune, s.a.).



Figur 2. Prøveområdene (1C og 1T) i Foldvikbekken (fmm.no, s.a.).



Figur 3. Prøveområde 1C (venstre bilde, 22.09.13) og 1T (høyre bilde, 08.11.13) (Foto: Magnus Riksfjord).

smågrus, sand og silt, men noen områder består av større stein og grus egnet for gyting. Kantvegetasjonen består for det meste av gress og urter (Figur 3), men noen strekninger har et smalt belte av lauvtrevegetasjon. Det er spredt bebyggelse langs bekken, men i nederste del renner bekken gjennom et hytteområde (Christensen & Skov, 1992). Registrerte fiskearter i bekken er ørret og ål (*Anguilla anguilla*). Vassdragets betydning for sjørretproduksjon er kategorisert til *svært stor*, og er klassifisert som kategori 3d i Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt klassifiseringssystem (Aasestad, 1999).

Bjønnesbekken (Figur 4) ligger i Larvik kommune og har sitt utspring fra Kjøndalstjønna og munner ut ved Bjønnes i Viksfjord med utløpskoordinat (WGS84):

Lat: 59° 2' 3.900" Lon: 10° 6' 57.772". Vassdragets har en lengde på ca. 5 km. Sjørretførende strekning er ca. 3 km og 2 km er ikke sjørretførende grunnet bekkelukking (Aasestad, 1999). Bjønnesbekkens bredde varierer fra 0,5 til ca. 3 meter. I de nedre partiene flyter vannet relativt langsomt, bunnsubstratet består for det meste av silt og sand. I noen områder noe mer stein og grus. De midtre partiene av Bjønnesbekken er området som egner seg best til gyting, består av kulper og stryk med noe større stein og småstein. Her er det relativt god fart i vannet. De øvre områdene er mer stilleflytende og bunnsubstratet består for det meste av silt og sand, men noen områder er egnet for gyting og har et noe grovere substrat. Vassdraget renner igjennom intensive jordbruksarealer, kantsonen består for det meste av siv/gress med spredt lauvtrevegetasjon (Figur 5). Det meste av vass-



Figur 4. Prøveområdene (2C og 2T) i Bjønnesbekken (finn.no, s.a.).



Figur 5. Prøveområde 2C (venstre bilde) og 2T (høyre bilde)(Foto: Magnus Riksfjord. 02.12.13).



Figur 6: Armeringsjern og kvistbuntene før og etter utsetting i Foldvikbekken, 30.07.2013 (Foto: Magnus Riksfjord)

draget er kanalisert som en følge av intensivt jordbruk (Figur 4). Det finnes fire registrerte fiskearter i vassdraget ørret, ål, nipigget stingsild (*Pungitius pungitius*) og laks (*Salmo salar*). I følge Guttorm Christensen, avdelingsleder ved Akvaplan-niva, finnes laks bare sporadisk (personlig kommunikasjon, 2013). Vassdragets betydning for sjøørretproduksjon er kategorisert til *middels*, og er klassifisert som kategori 3d i Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt klassifiseringssystem (Aasestad, 1999).

2.2 Tilførsel av dødt trevirke

Gråor (*Alnus incana*) er det vanligste treslaget langs bekkene og det var naturlig å bruke dette treslaget i forsøket. Trevirket som ble tilført i prøvestrekningen (T) i hver av de to bekkene var små grener (<3cm diameter) som ble buntet sammen (ca. 10 cm i diameter og 60 cm lange) (Degerman, 2008) ved hjelp av et plaststrips (Figur 6). To armeringsjern (ca. 40-70 cm lengde) ble slått ned i bekkebunnen, armeringsjernene stod skrått nedstrøms med ca. 30°-45° vinkel. Kvistbunten ble så forankret fast til begge armeringsjernene som stod med ca. 40 cm mellomrom ved hjelp av plaststrips. Det ble satt ut kvistbunter i hele prøvestrekningens lengde med 4 meters mellomrom, på annenhver side av bekkene. Antall kvistbunter i behandlingsstrekningen i Foldvikbekken var 13 og Bjønnesbekken var 7.

2.3 Fangst av ørret med elektrisk-fiskeapparat

Det ble brukt et elektrisk fiskeapparat av typen Geomega FA 4 til fangst av fisk (Figur 7). Under el-fisket var det to personer som gikk i bekken samtidig. En med fiskeapparatet og rund finmasket håv (5 millimeter maskevidde) for fangst, den andre personen gikk med rund finmasket håv (5 millimeter maskevidde) for fangst og en 10 liters bøtte med vann for oppsamling av fisken som ble fanget.

El-fiskeapparatet bæres på ryggen, og fiskeren holder en anodestang med en metallring i enden. Katoden er en lang metalledning som består av kopper eller aluminium, den henger bakover fra el-fiskeapparatet og ned i vannet. Mellom de to neddykkede elektrodene dannes det et elektrisk felt, og fisk som befinner seg innenfor det elektroniske feltet vil bli påvirket og lar seg fange (Borgstrøm & Hansen, 2000).

2.4 Aldersbestemmelse

Alle fiskene ble lengdemålt (Figur 8) og veid ute i felt. De ble målt ved gaffellengde, fiskens lengde måles da fra snutespiss til kløft midterst i halefinnen. Lengden ble målt til nærmeste millimeter på et målebrett i plast der et målebånd i millimeter var limt fast.

For å sikre at skillet mellom aldersklassene stemte, ble det utført en aldersbestemmelse ved hjelp av otolitter og fiskeskjell på noen få ørret (n=12). Otolittene (øresteinene) er små kalklege-



Figur 7. Fangst av sjørrettyngel med elektrisk fiskeapparat, Bjønnesbekken 30.07.2013 (Foto: Christian Kjøniksen, 2013).

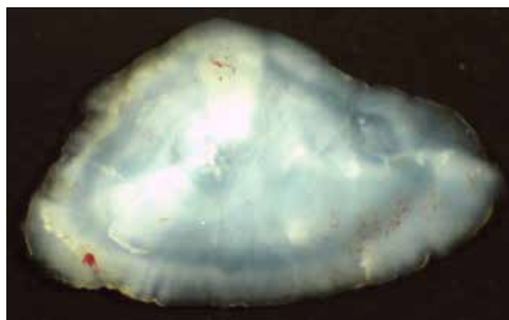


Figur 8. Lengdemåling av ørret (Foto: Guttorm Christensen, 2012).

mer som ligger i små groper på hver side av fiskens hjerne (Borgstrøm & Hansen, 2000). Ved uttak av otolitter fra fiskens hjerne gjøres et vertikalt snitt i kraniet rett over fiskens øyne, slik blottlegges fiskens hjerne og otolittene kan tas ut ved hjelp av en fin pinsett. Otolittene legges i en

liten mørk skål med propandiol. Gjennom et mikroskop kan en se vekselvis lyse (opake) og mørke (hyaline) soner når otolittene belyses ovenfra (Figur 9). De opake (lyse) sonene dannes ved god vekst (sommermånedene) og de hyaline (mørke) dannes ved liten vekst (vintermånedene). I de hyaline sonene er innholdet av karbon større enn i de opake, og derfor også en mørkere farge (Borgstrøm & Hansen, 2000). Det dannes års-soner i otolittene selv om veksten er så liten at det ikke dannes nye skleritter i skjellene.

Aldersavlesning av fiskeskjell foregikk ved å plukke skjell fra fisken der skjellene først blir anlagt, langs sidelinjen bak fiskens ryggfinne (Borgstrøm & Hansen, 2000). Fiskeskjellene ble så forstørret opp ved bruk av en mikrofilmleser og skleritt (mørk sone) avsetningene ble så lest av for å finne alder. Når fiskens vekst er god blir det stor avstand mellom to skleritter, samtidig som det kan avsette mange skleritter i en slik vekst-

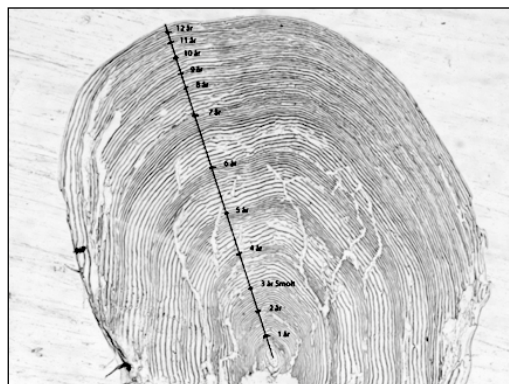


Figur 9. Otolitt med en hyalin (mørk) sone fra en ørret med alder 1+ (Foto: Magnus Riksfjord, 26.11.13).

periode (Borgstrøm & Hansen, 2000). Ved liten vekst vil det være liten avstand mellom sklerittene. Fiskens vekst er ikke jevn i løpet av året, dermed vil det avsettes et karakteristisk mønster i skjellet (Figur 10). En årssone avsluttes oftest med tettliggende skleritter. Bruk av skjell til aldersbestemmelse er ikke like godt egnet som otolitter, skjellene kan mangle informasjon om fiskens første leveår hvis fiskens vekst er liten (Lentsch & Griffith, 1987). Skjell ble kun brukt som kontroll mot otolittavlesningene. Av skjell ble enkelte ørrets vekst tilbakeberegnet (Dahl, 1910).

2.5 Datamateriale

Undersøkelsene ble gjennomført fra 07.07.2013 til 02.12.2013. Bekkene og prøveområdene var så like som mulig, med samme type kantvegetasjon og bunnforhold. I hver bekk var det to prøvestrekninger, control (C) og treatment (T). Etter forslag fra professor Peter Kiffney ble prøvestrekningenes lengde 40* bredden (m) av bekkene. Mellom de to prøvestrekningene var det en strekning på minst 50 meter for at ørretpar ikke skal svømme fra prøvestrekning til prøvestrekning (Kiffney, personlig kommunikasjon, 2013). For å finne areal (m²) i hver prøvestrekning ble bredden (cm) målt gjentatte steder med metermål. Bredden ble målt 10-16 steder langs hver av prøvestrekningene, avhengig av lengden på prøvestrekningene. Deretter ble det regnet ut en gjennomsnittsbredde for hver prøvestrekning, denne ble så multiplisert med lengden av prøvestrekningen. Arealet av prøvestrekningene



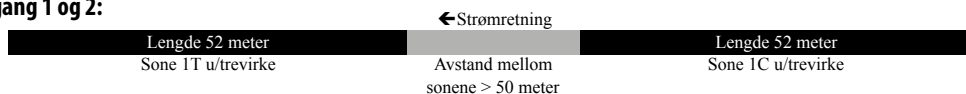
Figur 10. Aldersavlesning av skjell fra en sjørret (Foto: NTNU Vitenskapsmuseet, s.a.).

i Foldvikbekken ble målt til 52,52m² og 57,20m² for henholdsvis behandlings- og kontrollstrekningen. Tilsvarende for Bjønnesbekken ble 28,21m² og 46,02m². De første to el-fiskerundene i hver bekk var før trevirke ble tilført i behandlingsstrekningene. Hver prøvestrekning ble el-fisket med et tidsintervall på fjorten dager før trevirke ble tilsatt. Antall ganger hver bekk ble el-fisket i juli var 2 ganger og antall registrerte ørretpar Foldvikbekken (n=272) og Bjønnesbekken (n=391). En prøvestrekning i hver bekk ble manipulert med trevirke i slutten av juli. I august til og med desember var det da trevirke i en prøvestrekning (T) og en prøvestrekning uten trevirke (C). Prøvestrekningen uten trevirke fungerte som kontrollområde.

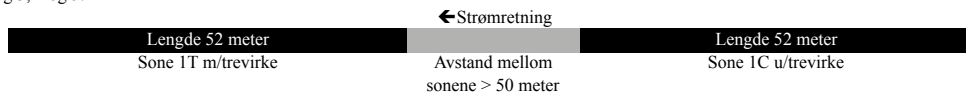
I behandlingsperioden (august-desember) ble alle strekningene overfisket i tre omganger, antall registrerte ørretpar Foldvikbekken (n=482) og Bjønnesbekken (n=480). Totalt ble det fanget 1625 ørretpar i undersøkelsen (Tabell 1). Før det ble el-fisket, ble det satt ned et finmasket nett øverst og nederst i den aktuelle prøvestrekningen, slik at ikke fisk skulle svømme ut av prøvestrekningen når det ble el-fisket. På denne måten ble fiskene som var tilstede fanget.

Hver prøvestrekning ble el-fisket 3 omganger med en halvtimes pause mellom hver omgang (Bohlin, Hamrin, Heggberget, Rasmussen, & Saltveit, 1989). Alle ørretene ble lengdemålt ved gaffellengde til nærmeste millimeter, og veid i hele gram. Det ble brukt vekt av merket Comair

**Foldvikbekken, beskrivelse soneinndeling:
Fiskeomgang 1 og 2:**

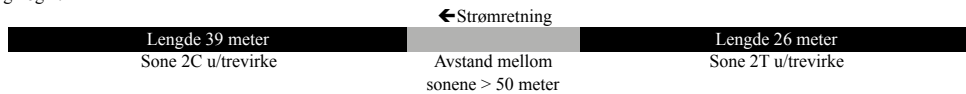


Fiskeomgang 3, 4 og 5:

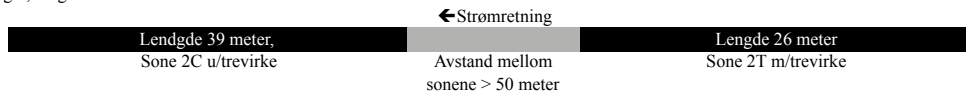


Bjønnesebeken, beskrivelse soneinndeling:

Fiskeomgang 1 og 2:



Fiskeomgang 3, 4 og 5:



Figur 11. Beskrivelse av soneinndelingene i Foldvikbekken og Bjønnesebeken, før og etter det ble satt ut trevirke i bekkene.

Tabell 1. Fangst av ørret i Foldvik- og Bjønnesebeken.

Vassdrag	El-fiske omgang	Dato	Antall 0+	Antall 1+	Sum antall
Foldvik	1	07.07.13	64	37	101
Foldvik	2	25.07.13	145	26	171
Foldvik	3	25.08.13	132	29	161
Foldvik	4	22.09.13	161	39	200
Foldvik	5	07.11.13	95	26	121
Sum Foldvik			597	157	754
Bjønnese	1	16.07.13	146	33	179
Bjønnese	2	29.07.13	189	23	212
Bjønnese	3	23.08.13	202	17	219
Bjønnese	4	27.09.13	170	31	201
Bjønnese	5	02.12.13	52	8	60
Sum Bjønnese			759	112	871
Total antall ørret					1625

Q91 (N500048). Fanget ørret ble oppbevart i en perforert plastboks (35 L) slik at ørretene fikk tilførsel av friskt vann når plastboksen stod ute i bekken. Alle ørretene ble sluppet ut etter siste el-fiske omgang.

2.6 Analyse

Jeg brukte Microsoft Excel for Macintosh (2011) til å organisere datamaterialet etter hver el-fiske-

omgang. Datamaterialet var normalfordelt. Videre fremstilte jeg ørretenes lengdeklasser ved hjelp av stolpediagram for hver 10 millimeter.

Tetthet av ørret pr.m² fant jeg ved Bohlin (1984) sin metode og utregning for tre utfiskinger etter følgende formel: $N = 6X^2 - 3XY - Y^2 + Y\sqrt{(Y^2 + 6XY - 3X^2)/18(X-Y)}$. Resultatene ble fremstilt grafisk i Microsoft Excel for Macintosh.

Fangbarhetsestimater for årsklassene 0+ og 1+ fant jeg ved Bohlin (1984) sin metode etter følgende formel: $p = (3X - Y - \sqrt{Y^2 + 6XY - 3X^2}) / 2X$. Resultatene ble fremstilt i Microsoft Excel for Macintosh.

Forklaring til formler for tetthets- og fangbarhetsestimater:

- N= estimater av bestandsstørrelse
- p= fangbarhet
- C_1 = fangst i første utfiskingen
- C_2 = fangst i andre utfiskingen
- C_3 = fangst i tredje utfiskingen
- $X = 2 * C_1 + C_2$ og $Y = C_1 + C_2 + C_3$

Biomasse pr.100m² fant jeg ved å finne gjennomsnittsvekt for 0+ og 1+ i hver el-fiskeomgang, som deretter ble multiplisert med antall ørret av 0+ og 1+ pr.100m².

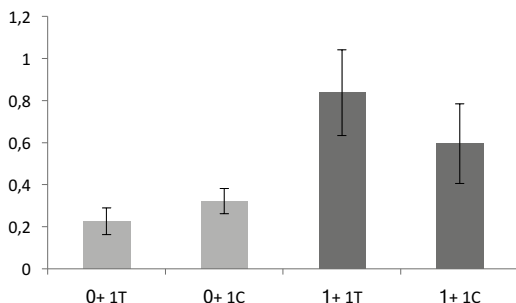
For å analysere effekter på ørrettetthet før og etter tiltak med trevirke, brukte jeg 2-veis ANOVA

i Rcmdr (Fox, 2009) pakken i R. 2.15 (R development core Team, 2009). Dette ble også brukt i analysene for biomasse.

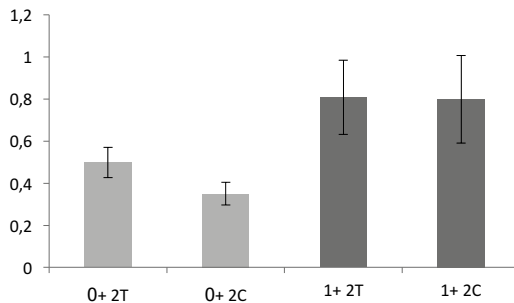
Resultater

Det var tydelig skille mellom ørret 0+ og 1+ ved lengdefordeling. Aldersstrukturen hos ørret i vassdragene viser ved analyser av otolitter og skjell at den består av 0+ og 1+ (Vedlegg 2), jeg fant ingen eldre ørret enn 1+. 0+ årsklassen er veldig stor med tettheter fra 86-348 ørretpar pr. 100m². Årsklassen 1+ er også forholdsvis stor med ca. 30 ørretpar pr. 100 m². Alders- og tetthetsstrukturen er forholdsvis lik i både Foldvik- og Bjønnesbekken der 0+ årsklassen er sterk. Veksten hos ørretparren sommeren 2013 synes å være god, jeg undersøkte ørretpar 0+ som var 80 millimeter lang og 6 gram i slutten av september (Vedlegg 2). Ved tilbakeberegnet vekst fant jeg 1+ ørretpar med lengdevest første år

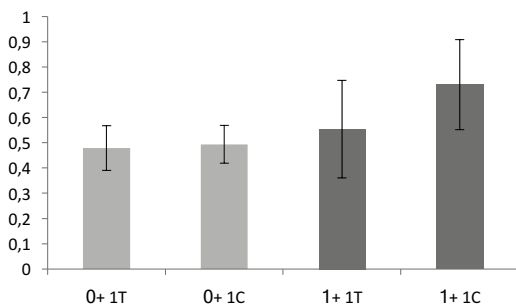
Vedlegg 1. Fangbarhetsestimater



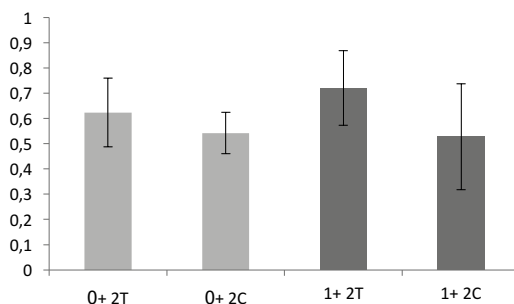
Fangbarhet ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Foldvikbekken før tilsetning av trevirke (07.07.13-25.07.13).



Fangbarhet ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Bjønnesbekken før tilsetning av trevirke (16.07.13-29.07.13).



Fangbarhet ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Foldvikbekken etter tilsetning av trevirke (25.08.13-07.11.13).

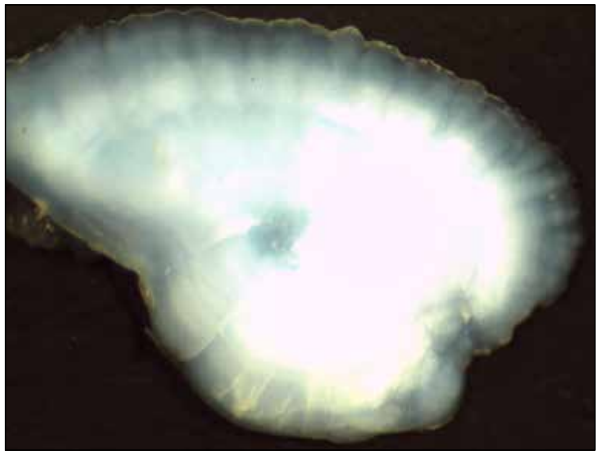


Fangbarhet ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Bjønnesbekken etter tilsetning av trevirke (23.08.13-02.12.13).

Vedlegg 2. Vekst otolitter og skjell



Skjell og otolitt fra ørret 1+ i Foldvikbekken 22.09.2013, lengde 141mm og vekt 36gr, tilbakeberegnet vekst 1 år = 64 millimeter.



Skjell og otolitt fra ørret 1+ i Foldvikbekken 22.09.2013, lengde 114mm og vekt 19gr. Tilbakeberegnet vekst 1 år = 60 millimeter.



Otolitt fra ørret 1+ i Bjønnesbekken 16.07.2013, lengde 109mm og vekt 16gr.



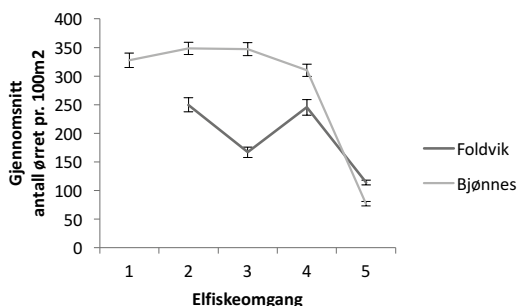
Otolitt fra ørret 0+ i Bjønnesbekken 27.09.2013, lengde 80mm og vekt 6gr.

på 64 millimeter, som 1+ med lengde på 141 millimeter (Vedlegg 2).

I Foldvikbekken er ikke resultater fra første el-fiskerunde tatt med verken i tetthetsgrafer eller i analyser med toveis ANOVA. Ørreten fikk for lite strøm i denne el-fiskerunden, så 1+ ørret stakk av før de ble fanget. Når ikke 1+ ørret var tilstede i fangstområdet fikk 0+ ørret nok strøm til å bli fanget. Ved analyse med toveis ANOVA ble det kun analysert på ørret 1+, fangbarhetsestimatene var mye bedre for denne årsklassen tidlig i forsøksperioden (Vedlegg 1).

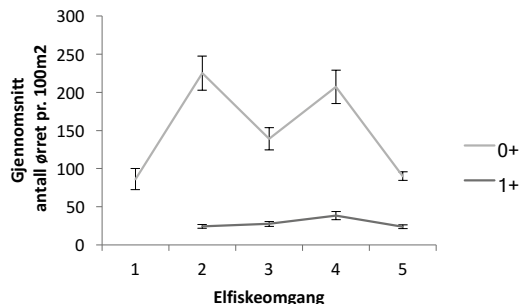
I Bjønnesbekken var det en jevn tetthet av ørret fra juli til november, ved siste el-fiskeomgang ble tettheten kraftig redusert (Figur 12). I Foldvikbekken varierte tettheten gjennom hele undersøkelsen, men med laveste tettheter i juli og november (Figur 12). I Foldvikbekken varierte antallet 0+ ørret pr. 100 m² mye i undersøkelsesperioden, mens 1+ tettheten jevnt stigende med en liten reduksjon siste el-fiskeomgang (Figur 13). I Bjønnesbekken var det et jevnt høyt 0+ ørret antall pr. 100 m², med en kraftig reduksjon i tetthet ved siste el-fiskeomgang i begynnelsen av desember. For ørret 1+ var tettheten ganske jevnt, men også her med en reduksjon i tetthet siste el-fiskeomgang i desember (Figur 14).

Jeg finner ingen effekt av trevirke på ørrettettheten hos 1+ ørret før eller etter tiltak ($F_{3,5}=3.63$, $p=0.1$, $R^2=0.69$), men finner en trend i variasjon mellom bekkene ($p=0.058$). Det var ingen interaksjon, effekten av trevirke varierte ikke mellom bekkene (Tabell 2).

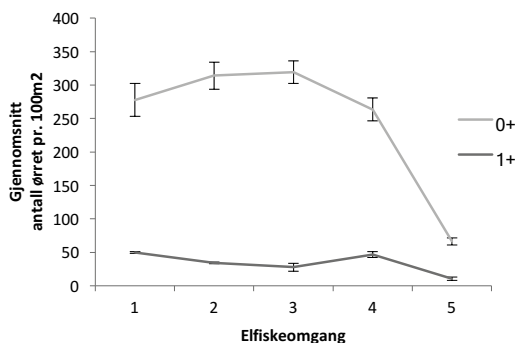


Figur 12. Gjenomsnittlig estimert total tetthet pr. 100 m² av ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) for prøveområdene 1C og 1T i Foldvik- og 2C og 2T i Bjønnesbekken.

Jeg finner ingen effekt av trevirke på biomasse hos ørret før eller etter tiltak ($F_{3,5}=3.62$, $p=0.1$, $R^2=0.68$), det var ikke forskjeller mellom bekkene. Det var heller ingen interaksjon, effekten av trevirke varierte ikke mellom bekkene (Tabell 3).



Figur 13. Gjenomsnittlig estimerte tettheter av ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Foldvikbekken for prøveområdene 1C og 1T i perioden juli til og med november.



Figur 14. Gjenomsnittlig estimerte tettheter av ørret 0+ og 1+ (gjennomsnitt $\pm 2SE$) i Bjønnesbekken for prøveområdene 2C og 2T i perioden juli til og med desember.

Diskusjon

Hypotesen om at tilførsel av død ved til sjøørretbekker vil øke tetthet og vekst av fisk ble ikke støttet i dette forsøket. Det er et utfall som er det motsatte av hva mange undersøkelser har vist, nemlig at død ved skaper større variasjon i habitatet og bedre skjulmuligheter og dermed høyere tetthet av laksefisk (Beechie & Sibley, 1997; Binns & Eisermann, 1979; Braun & Reynolds, 2011; Degerman, 2008; Degerman, Sers, Törnblom, & Angelstam, 2004; Fausch & Northcote, 1991; Finstad, Einum, Forseth, & Ugedal,

Tabell 2. Estimater av ørrettetthet fra en to-veis ANOVA i Rcmdr som viser effekten av vassdrag Bjønnes, og treatment etter samt interaksjonen vassdrag Bjønnes, treatment etter, sammenlignet mot Vassdrag Foldvik.

Parameter	Estimater	SE	t-verdi	p-verdi
Intercept	7.0870026	4.887824	1.45	0.2068
Vassdrag [Bjønnes]	11.95729	4.887824	2.45	0.0582
Treatment[Etter]	-6.221268	4.887824	-1.27	0.2591
Vassdrag [Bjønnes]*Treatment[Etter]	-8.398103	4.887824	-1.72	0.1464

Tabell 3. Estimater av ørretbiomasse fra en toveis ANOVA i Rcmdr som viser effekten av vassdrag Bjønnes, og treatment etter samt interaksjonen vassdrag Bjønnes, treatment etter, sammenlignet mot Vassdrag Foldvik.

Parameter	Estimater	SE	t-verdi	p-verdi
Intercept	112.62331	84.17087	1.34	0.2385
Vassdrag [Bjønnes]	151.41781	84.17087	1.80	0.1319
Treatment[Etter]	-135.8317	84.17087	-1.61	0.1675
Vassdrag [Bjønnes]*Treatment[Etter]	-171.6134	84.17087	-2.04	0.0970

2007; Roni & Quinn, 2001; Zika & Peter, 2002). Årsaker til denne uoverensstemmelse kan være mange, og i fortsettelsen vil jeg forsøke å finne sannsynlige forklaringer på dette.

I Foldvikbekken var ørretens otolitter ikke like klare å avlese som i Bjønnesbekken, derfor ble også skjellene fra ørret i Foldvikbekken avlest. Jeg anser mine resultater fra aldersbestemmelsen som gode. Allikevel kan man ikke se bort ifra enkelte feil, da selv mennesker som anses erfarne ved aldersavlesning vil ha feilmarginer ved testing av materiale med kjent alder (Borgstrøm & Hansen, 2000). Vedrørende mangel av 2+ ørretparr i dette forsøket kan dette skyldes smoltifisering og tidlig vandring til sjøen, som en følge av høye tettheter (Landergren, 2004). Videre var det ikke dype kulper i undersøkelsesområdene, og undersøkelser viser at større ørretparr ofte har slike områder som prefererte oppvekstområder (Bohlin, 1977; Heggenes, 1994). Det er derfor mulig at større ørretparr (2+) kan være tilstede i bekkene selv om mine undersøkelser ikke viser dette.

Det er store tetthetsforskjeller i årsklassene 0+ og 1+ i både Foldvik- og Bjønnesbekken. I Bjønnesbekken var det meget høye tettheter av 0+, dette kan samsvare med at område 2T lå i et gyteområde og dermed var godt egnet som opp-

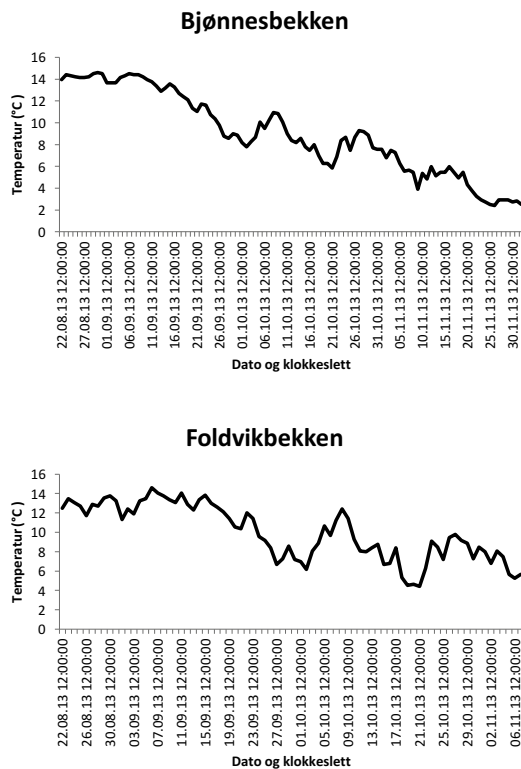
vekstområde for 0+ ørretparr. Ny-klekket ørret starter med å forsvare territorium i nærheten av gyteområdene (Elliott, 1990). Store forskjeller i tetthet av ørret-parr 0+ og 1+, kan også forklares ved høy dødelighet. En respons ved høye tettheter kan være at sub-dominante ørret-parr blir tvunget til å søke til mindre egnede oppvekstområder (Elliott, 1986). De minste fiskene blir somregel tvunget til å leve i mindre egnede oppvekstområder siden større fisk er sosialt dominante (Bohlin, 1977; Nordwall, Naslund, & Degerman, 2001) og dette kan øke dødeligheten. I mindre egnede oppvekstområder kan abiotiske faktorer som den fysiske strukturen i bekken, mangel på rolig strøm og større kulper medføre en høyere vinterdødelighet (Heggenes, Krog, Lindås, & Dokk, 1993). I denne sammenheng kan trevirke ha en positiv effekt på vinteroverlevelsen. Undersøkelser har vist at dødt trevirke øker tetthet vinteroverlevelsen hos laksefisk (Muhlfeld, Bennett, & Marotz, 2001; Roni & Quinn, 2001). Tidlig smoltifisering som en følge av høye tettheter kan også være en årsak, da 1+ årsklassen kan ha utvandring til sjøen (Landergren, 2004), før jeg startet el-fiske i juli. Videre fant Hagstrøm (2012) et tydelig mønster i forskjeller mellom årsklassene 0+ og 1+ annet hvert år. I år med en liten 1+ årsklasse var det

mye 0+ ørret-parr. Året etter var det mye 1+ og mindre tettheter av 0+ ørret-parr. Dette kan skyldes intraspesifikk konkurranse årsklassene imellom (Aasestad, 2012; Elliott, 1990; Hagstrøm, 2012).

I Bjønesbekken var det en kraftig reduksjon i ørrettettheten siste el-fiskeomgang i begynnelsen av desember. Fiskeforholdene var gode, men i område 2T var det nesten ikke ørretpar på finne. Dette området ble brukt av mye gytefisk i perioden før el-fisket i desember. Jeg registrerte over 30 gytefisk på 26 meter bekkestrekning i november. I gytetiden er ørreten meget aggressiv. Denne adferden kan ha jaget bort det meste av ørret-parr fra gytegrunnene, eller den ligger passiv i substratet (Brabrand, Bremnes, Pavels, & Saltveit, 2012), og kan dermed ha forstyrret mine resultater. Nærværet av gytefisk i område 2 T kan være en årsak til en tendens i tetthetsforskjeller av ørretpar mellom Foldvik- og Bjønesbekken. Videre kan det sees en liten nedgang i ørrettettheten i de andre forsøksområdene, dette kan være en naturlig nedgang ettersom vanntemperaturen falt (Vedlegg 3) og ørretparren vil søke til bedre egnede overvintringsområder med dypere kulper og roligere strøm (Muhlfeld, Bennett, & Marotz, 2001). Laksefisk kan stimuleres til å finne dypere kulper med skjul ved en vanntemperatur lavere enn 4-6°C (Bjornn, 1971). I følge Bruscek kan fangbarheten gå ned ved lavere temperaturer under elektrofiske (referert i Bohlin, Hamrin, Heggberget, Rasmussen, & Saltveit, 1989). Men jeg anser ikke dette som årsak da el-fiskeapparater av typen Geomega 4 kan stilles enkelt inn slik at det gir nok strøm for fangst av fisk, lavere temperatur og ledningsevne kan dermed tas hensyn til. Dette sikrer at man fisker riktig. Mine fangbarhetsestimater støtter også oppunder dette (Vedlegg 1). Ved høye tettheter kan det tenkes at det blir vanskelig å øke tettheten av ørretpar ytterligere ved å tilføre trevirke i bekkene. Produksjonspotensialet i bekkene kan allerede være fylt, og områdene rundt trevirket vil bli okkupert av fisk som allerede har sitt territorium der. En undersøkelse fra Sverige (Landergren, 2004) viser at ørretpar ved høye tettheter

Vedlegg 3. Temperatur

Temperaturmålinger ble gjort ved hjelp av temperaturloggere av typen HOBO (Ua-002-6). Det ble logget temperatur i Bjønesbekken i perioden 21.07.2013 til 02.12.2013. For Foldvikbekken 21.08.2013- 07.11.2013.



kan utvandre ved yngre alder. I Landergrens (2004) undersøkelse påvirket ørretparrens størrelse evnen til å holde territorium, slik at mindre fisk vandret til brakkvann. En nedgang i ørrettetthet sent på høsten kan sees i sammenheng med at ørretpar kan ha vokst seg ut av sitt territorium, eller har søkt til bedre egnede overvintringsområder med dypere vann.

Et kontroll- og et behandlingsområde i hver bekk kan være for lite, det kunne være gunstig med flere replikater, for eksempel tre kontroll og tre behandlingsområder i hver bekk. Dette kan bedre bildet av tiltakene, eventuelle tilfeldigheter kan dermed unngås. Det samme gjelder for antall bekker, det kunne vært flere bekker med i forsøket. For å optimalisere metoden kunne dette være et godt alternativ og gitt sikrere data.

Forsøket ble først satt i gang i begynnelsen av juli grunnet høy vannstand tidlig på sommeren 2013. Dette umuliggjorde elektrofiske. Ved å starte forsøket i juli kan jeg ha unngått nedstrøms forflytting av ørret yngel tidlig i sesongen (Mortensen, 1977). Dette kan ha medført at ørret yngelen allerede hadde funnet sitt habitat/leveområde, og at dette medførte små forandringer i ørrettettheten i områdene som ble tilført trevirke. Videre kan for lite tilsatt trevirke i bekken være en årsak. En respons i tetthet og vekst kunne kommet raskere med mye trevirke, da habitatet ville hatt flere skjulesteder og bedret mattilgang. Mer trevirke i bekken øker tilbudet av næringsdyr (Elosegi, Flores, & Díez, 2011). Mye tyder på at forsøket skulle gått over lengre tid, da ørret parr kanskje ikke rakk å respondere på tiltaket slik at eventuelle forskjeller ikke var mulig å registrere. Andre undersøkelser støtter oppunder lengre tidsaspekt i undersøkelsen, kanskje så mye som tre til fire år (Roni & Quinn, 2001). Videre var de undersøkte bekkene begge kanaliserte, med lite kantvegetasjon av trær og ensformig bunnsstrat bestående av silt, sand og småstein. Allikevel må det sies at bekkene har en høy tetthet av ørret parr i alle undersøkelses områdene (Sandlund, et al., 2013). Det var både nærvær av aldersklassene 0+ og 1+, men habitatsklasser er ikke registrert på forhånd i denne undersøkelsen. Ut ifra tetthetsestimater der habitat ikke er beskrevet ligger både Foldvik- og Bjønnesbekken innenfor en bestandstilstand som tilsier svært god (Sandlund, et al., 2013). Svært god bestands- og habitats tilstand karakteriseres i bekker som ikke er påvirket av menneskelig aktivitet. Dette er ikke tilfellet i verken Foldvik- eller Bjønnesbekken. Allikevel blir disse bekkene habitatsklassifisert i kategorien velegnet som en følge av den høye ørrettettheten i bekkene (Sandlund, et al., 2013). Det kan tenkes at den tette kantvegetasjonen av urter og gress langs bekkedanten (se Figur 7) er en god kantvegetasjon og gir bedre habitatsforhold (økt næringstilførsel, skjul, standplasser og en lavere temperatur på grunn av lavere solinnstråling) i forhold til mange andre bekker i jordbrukslandskaper. Videre er det derfor ikke sikkert at

tilførsel av dødt trevirke vil bedre habitatsforholdene i nevneverdig forstand. Ved et senere forsøk kan det muligens være gunstig å fjerne kantvegetasjonen av gress og urter slik at trevirket vil være den eneste form for skjul. Trevirkets funksjon vil da mest sannsynlig gi et bedre bilde på virkningen trevirke har på ørrettettheter og vekst. En eventuell negativ konsekvens for fiskebestanden ved å fjerne kantsonen vil ikke bli langvarig. Kantvegetasjonen består for det meste av ettårige planter, og vil være reetablert året etter.

Bibliografi

- Aasestad, (1999). *Sjørret i kystvassdragene i Larvik kommune. Utbredelse, bestandssituasjon og trusler*. Larvik: Larvik kommune, driftsavdelingen.
- Aasestad, I. (2012). *Rovebeken- overvåkning av ørretbestanden*. Sandefjord: Sandefjord Lufthavn AS.
- Aasestad, I. (1999). *Sjørret i Numedalslågens sidevassdrag i Larvik -og Lardal kommune. Del II: Fiskeribiologisk undersøkelse i 5 sidevassdrag*. Larvik: Larvik Kommune.
- Baglinière, J.-L., & Maisse, G. (Red.). (1991). *Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout*. Paris, Frankrike: INRA.
- Beechie, T., & Sibley, T. (1997, Mars). Relationships between channel characteristics, woody debris, and fish habitat in northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126 (2), ss. 217-229.
- Binns, N., & Eisermann, F. (1979). Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. *Transactions of the American Fisheries Society*, 108 (3), ss. 215-228.
- Bjornn, T. C. (1971). Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover, and population density. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100, ss. 423-438.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos*, 29 (1), ss. 112-117.
- Bohlin, T. (1984). Kvantitativt elfiske efter lax och öring: synpunkter och rekommendationer. *Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 1984:4* (4), ss. -33s.
- Bohlin, T., & Sundström, B. (1977). Influence of Unequal Catchability on Population Estimates Using

- the Lincoln Index and the Removal Method Applied to Electro-Fishing. *Oikos*, 28 (1), ss. 123-129.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173, ss. 9-43.
- Borgstrøm, R., & Hansen, L. P. (Red.). (2000). *FISK I FERSKVANN et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (2. utgave. utg.). Norge: Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Pavels, H., & Saltveit, S. (2012). *Del 1. Biologisk tilstandsvurdering av Hølen-vassdraget, basert på bunndyr og fisk*. Universitetet i Oslo (UiO: Naturhistorisk museum, Rapport nr. 15). Oslo: Universitetet i Oslo.
- Braun, D. C., & Reynolds, J. D. (2011, Februar 10). Relationships between habitat characteristics and breeding population densities in sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 68, ss. 758-767.
- Christensen, G., & Skov, A. (1992). *Sjørret- registrering av kystnære vassdrag i Vestfold 1991*. Tønsberg: Fylkesmannen i Vestfold, Miljøvernveddelingen.
- Dahl, K. (1910). *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studier av deres skjæl*. Kristiania: Centraltrykkeriet.
- Degerman, E. (2008). *Ekologisk restaurering av vattendrag*. Stockholm/Göteborg: Naturvårdsverket & Fiskeriverket.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J., & Angelstam, P. (2004). Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins*, 51, ss. 233-239.
- Elliott, J. M. (1990, October). Mechanisms Responsible for Population Regulation in Young Migratory Trout, *Salmo trutta*. III. The Role of Territorial Behaviour. *Journal of Animal Ecology*, 59 (3), ss. 803-818.
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford: Oxford University Press.
- Elliott, J. (1986, Oktober). Spatial Distribution and Behavioural Movements of Migratory Trout *Salmo trutta* in a Lake District Stream. *Journal of Animal Ecology*, 55 (3), ss. 907-922.
- Elosegi, A., Flores, L., & Díez, J. (2011). The importance of local processes on river habitat characteristics: A Basque stream case study. *Limnetica*, 30 (2), ss. 183-196.
- Fausch, K. D. (1984). Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology*, 62 (3), ss. 441-451.
- Fausch, K. D., & Northcote, T. G. (1991, April). Large woody debris and salmonids habitat in small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 49 (4), ss. 682-693.
- Finstad, A. G., Einum, S., Forseth, T., & Ugedal, O. (2007). Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology*, 52, ss. 1710-1718.
- Forseth, T., & Forsgren, E. (. (2009). *El-fiskemetodikk- Gamle problemer og nye utfordringer. -NINA Rapport 488*. Trondheim: NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Fox j. (2009). *The R-commander, A basic-statistics graphical interface to R*. Hentet 12 5, 2012 fra <http://www.r-project.org/>
- Fuller, R. (2001). Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry*, 74 (3), ss. 289-298.
- Geir Thorsnæs, S. n. (2011, Oktober 27). *Store norske leksikon*, 36. Hentet November 29, 2012 fra Store norske leksikon: <http://snl.no/Larvik>
- Gustafsson, P. (2011). *Forest – stream linkages: Brown trout (Salmo trutta) responses to woody debris, terrestrial invertebrates and light*. Karlstad: Karlstad University.
- Hagstrøm, C. (2012). *Density-dependent-and density-independent survival and growth in a small sea trout stream-consequences for smolt produktion*. (Mastergradsavhandling). Evenstad: Hedmark University College.
- Heggenes, J. (1994). Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S.salar*) in spatially and temporal heterogeneous streams: Implications for hydraulic modelling. *Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics*, ss. 12-30.
- Heggenes, J., Krog, O., Lindås, O. R., & Dokk, J. (1993, April). Homeostatic Behavioural Responses in a Changing Environment: Brown Trout (*Salmo trutta*) become Nocturnal during Winter. *Journal of Animal Ecology*, 62 (2), ss. 295-308.
- Imre, I., Grant, J., & Keeley, E. (2002). The effect of visual isolation on territory size and population density of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (2), ss. 303-309.

- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2002). *Ørretens vandring i vassdrag: betydningen av vannføring og temperatur*. NINA Oppdrags- melding. Trondheim: NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Jonsson, B., & LAbée-Lund, J. (1993, Desember). Latitudinal clines in life- history variables of anadromous brown trout in Europe. *JOURNAL OF FISH BIOLOGY*, 43 (Suplement A), ss. 1-16.
- Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E., & Ingebrigtsen, P.-J. (2001, Juni). Life-history traits of Brown Trout vary with the size of small streams. *Functional Ecology*, 15 (3), ss. 310-317.
- Landergren, P. (2004). Factors affecting early migration of sea trout *Salmo trutta* parr to brackish water. *Fisheries Research*, 67, ss. 283-294.
- Lentsch, L., & Griffith, J. (1987). Lack of first-year annuli on scales. Frequency of occurrence and predictability in trout of western United states. (R. Summerfelt, & G. Hall, Red.) *Age and growth of fish*, ss. 177-188.
- Mortensen, E. (1977). Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *OIKOS*, 28 (1), ss. 9-15.
- Muhlfeld, C. C., Bennett, D. H., & Marotz, B. (2001). Fall and winter habitat use and movement by Columbia river redband trout in a small stream in Montana. *North American Journal of Fisheries Management*, 21 (1), ss. 170-177.
- Nordwall, F., Naslund, I., & Degerman, E. (2001). Intercohort competition effects on survival, movement, and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (11), ss. 2298-2308.
- Peterson, J. T., Thurow, R. F., & Guzevich, J. W. (2004, Mars). An Evaluation of Multipass Electrofishing for Estimating the Abundance of Stream-Dwelling Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133 (2), ss. 462-475.
- R development core Team. (2009). *A language and environment for statistical computing*. Hentet 12 5, 2012 fra <http://www.r-project.org/>
- Rice, M. (2010, Februar 26). Niche preference of a coprophagous scarab beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) for summer moose dung in Denali National Park, Alaska. *The Coleopterists Bulletin*, 64 (2), ss. 148-150.
- Roni, P., & Quinn, T. (2001). Density and size of juvenile salmonids in response to placement of large woody debris in western Oregon and Washington streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (2), ss. 282-292.
- Sandlund, O. T., Bergan, M. A., Brabrand, Å., Diserud, O. H., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., et al. (2013). *Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem*. Trondheim: Miljødirektoratet .
- Sundbaum, K., & Näslund, I. (1998). Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Canadian Journal of Zoology*, 76 (1), ss. 56-61.
- Veterinærinstituttet. (2005, September 30). *Veterinærinstituttet*. Hentet 12 21, 2012 fra [http://www.vetinst.no/nor/Temasider/Vill-laksefisk/Kultiveringsveilederen/\(language\)/nor-NO: http://www.vetinst.no/](http://www.vetinst.no/nor/Temasider/Vill-laksefisk/Kultiveringsveilederen/(language)/nor-NO: http://www.vetinst.no/)
- Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A., & Hansen, L. (1993, April). Is there a threshold size regulating smolt size in brown trout and Atlantic salmon? *Journal of Fish Biology*, 42 (4), ss. 541-550.
- Zika, U., & Peter, A. (2002). The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat. *River research and applications* (18), ss. 355-366.
- Zimmer, M. P., & Power, M. (2006). Brown trout spawning habitat selection preferences and redd characteristics in the Credit River, Ontario. *Journal of Fish Biology*, 68, ss. 1333-1346.