

Harald Viken Almås

Variasjoner i habitat og fiskepopulasjoner ved naturlige og forbygde elvekanter.



University of South-Eastern Norway
Faculty of Faculty of Technology, Natural Sciences and Maritime Sciences
Department of Natural Sciences and Environmental Health
PO Box 235
NO-3603 Kongsberg, Norway

<http://www.usn.no>

© 2024 Harald V Almås

This thesis is worth 60 credits.

Sammendrag

Det er mange elver i Norge som har fått kantene forsterket for å sikre mot erosjon og flom. Det er gjort for å sikre jordbruk, veier, tettsteder og sentrale bygg. Slike fysiske endringer i vassdraget fører også til endringer til habitatforholdene til fisk. Det er begrenset kunnskap om hvordan disse forbygningene virker inn på lokale bestander av ørret (*Salmo trutta L.*), den mest utbredte ferskvannsfisken i Norge. Dette ble derfor undersøkt i dette masterprosjektet hvor feltarbeidet ble utført høsten 2023 i elven Bygdaråi i Seljord kommune med supplerende data fra nærliggende Vallaråi. Bestandsestimeringer ble utført vha. elektrofiske i fem replikater, dvs. ved fem strekninger hvor den ene elvekanten var forbygd, mens den motsatte elvekanten var naturlig. Etter endt elektrofiske ble mesohabitatet kartlagt med måling av substrat, dyp og vannhastighet. Fangsten besto hovedsakelig av ørret, men det var et betydelig innslag av ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) hovedsakelig i forbygde strekk. Forbygningene ga habitatforhold med større hulrom mellom stein som endret tettheter og bestandsstruktur for ørret. Forbygninger favoriserte ørret større enn 0+, dvs. 7 cm. Tettheter av større ørretrekrutter (over 0+ = 7 cm) var 42.8/100 m² med en lavere tetthet av 0+ på 16.2/100 m².

Totalt antall i fangsten var derimot nesten det dobbelte i de naturlige strekningene pga. større tettheter av 0+. Ørretpopulasjonen i de naturlige kantene hadde en tetthet av 0+ på 79.6/100 m², mens de eldre hadde en tetthet på 11.4/100 m². Konstruering av kantforbygninger i elv vil ikke alltid nødvendigvis ha katastrofale følger for ørret, men det vil være lokasjonsbestemt så det vil være nødvendig å vurdere tiltak i forhold til hver lokasjon. Det vil anbefales å gjøre lokasjonsbestemte vurderinger i forhold til muligheten til å kombinere sikring med stein med vegetasjon og plassering av forbygningen elvekanten.

Innholdsfortegnelse

1.	Innledning	6
2.	Områdebeskrivelse	11
2.1.	Stasjonene i Bygdaråi	15
2.2.	Stasjon i Vallaråi.....	20
3.	Metoder	23
3.1.	Elektrofiske	23
3.2.	Habitatkartlegging	24
3.3.	Behandling av data.....	24
3.4.	Litteratursøk.....	24
4.	Resultater	26
4.1.	Bygdaråi: Elektrofiske fangst og artssammensetning.....	26
4.2.	Aldersfordeling for ørret	27
4.3.	Tettheter av ørret.....	31
4.4.	Lengdefordeling for ørret.....	32
4.5.	Ørret ved nye og gamle forbygninger i Bygdaråi	36
4.6.	Mesohabitat i Bygdaråi	37
5.	Diskusjon	44
5.1.	Tettheter og antall sammenliknet med nærliggende vassdrag	45
5.2.	Habitat og biologi	46
5.3.	Lengde 0+ ørret.....	48
5.4.	Videre arbeid og muligheter	49
5.5.	Feilkilder	49
6.	Konklusjon.....	50
7.	Vedlegg 1-5.....	51
8.	Litteratur	61

Forord

Denne masteroppgaven på 60 stp. konkluderer masterstudie Økologi og miljøforvaltning ved USN campus Bø. Vedlagt ligger tilleggsinformasjon om fangstdata for hver enkelt stasjon i Bygdaråi med ørret og ørekyt og Vallaråi med tidligere data for ørret.

Jeg vil takke veilederen min Jan Heggenes for opplæring i felt, bidrag med et hav av kunnskap om ferskvannsbiologi og skriving. Jeg vil også takke Sander for god hjelp i felt med elektrofiske.

Bø i Telemark/14.05.2024

Harald Viken Almås

1. Innledning

I Norge er det begrenset med kunnskap om hvordan elveforbygninger påvirker populasjonsstrukturen til ørret. Det er ingen norske studier av ørret som har fått lenger tid på å stabilisere seg etter ferdig prosjekt. Det er et par prosjekter som ser på ørret i forbygd elv, men det er ikke hovedfokuset og begge har for mange andre forstyrrende faktorer (Gabrielsen et al., 2014; Svenning & Hanssen, 1999).

I Norge er ørret (*Salmo trutta L.*) fiskearten med størst utbredelse i ferskvann, og størst betydning for fritidsfisket (Skaala, 2019). Etter istiden har den vandret naturlig inn i elver og vann og spredt seg rundt i landet avhengig av muligheten til å passere fosser og stryk. Etter hvert ble ørreten også spredt videre ved hjelp av mennesker, noe som gjenspeiler dens store verdi for mennesket. Ørret har lenge vært en svært viktig fisk for næringsfiske og sportsfiske, og i dag er den viktigere som en rekreasjonsverdi. Det er Norge som har flest naturlige bestander av ørret og laks i Europa (Borgstrøm & Hansen, 2000; Cortey et al., 2009; Mjærum et al., 2016).

Habitat er en av miljøfaktorene som bestemmer et vassdragets bæreevne og populasjonstetthet for ørret (Armstrong et al., 2003; Johnsson & Johnsson, 2011). Fordelingen av fisk i habitatet er oftest strukturert etter størrelsen på fisken (se f.eks. Ayllón et al., 2010; Heggenes, 1996; Neville Jones, 1975) og ser hovedsakelig ut til å være som et resultat av intraspesifikk konkurranse og plassbehov. Vanndybde, vannhastighet, substratstørrelse og skjul er sentrale parametere for habitatvalget til ørret (Heggenes et al., 1999). Valg av substrat påvirkes i stor grad av størrelsen på fisken, kanskje særlig fordi ørret bruker hulrom i substratet aktivt for skjul. Større fisk foretrekker derfor gjerne grovere bunns substrat med større hulrom å skjule seg i (Hauer et al., 2018). Substratvalget til liten parr (< 7 cm) kan ha en variasjonsbredde på 16-256 mm, men de oppholder seg helst blant substrat mellom 8-128 mm (Armstrong et al., 2003). Rekrutter vandrer ofte ut til større vann og elver når de blir større (~ 15-20 cm lange), men enkelte ørreter velger også å forbli stasjonære i elven som voksen dersom det er et gunstig habitat (Armstrong et al., 2003; Rimmer et al., 1984). Heggenes (1988) viser til at større ørret velger grovere substrat (> 128 mm), men unngår glatt berg fordi det gir lite skjulmuligheter. Ungfisken utnytter øvre deler av bunns substratet for skjul, overvintringsområder og refugier under flommer (Ayllón et al., 2010; Mäki-Petäys et al., 1997).

Ørret er generelt sky (Gabrielsen et al., 2014; Heggenes, 1996). Flere studier viser at skjul i form av vegetasjon, elvebredde(n), turbulens og strukturer i elva er viktige for ørreten. Gode skjulmuligheter kan bidra til å øke ørretpopulasjonen i elven (Armstrong et al., 2003; Heggenes et al., 1999; Reid & Church, 2015). Når det gjelder vandyp og vannhastigheter, foretrekker liten parr å oppholde seg langs bunnen i raskere og grunnere vann med dybde på < 29-30 cm og en vannhastighet på 0.20-0.50 m/s. Når ørreten blir større, velger den gjerne å gå i dypere og mer sakteflytende vann, typisk velger den

største ørreten de største kulpene som gir mest plass (Mäki-Petäys et al., 1997). Vanndybden er en sentral faktor særlig for større ørret, og spesielt i mindre elver (Heggenes, 1996), der vanndybden kan være begrensende for større ørret (Armstrong et al., 2003; Heggenes et al., 1999). Ørret er tolerant for ulike vannhastigheter, men unngår gjerne de strieste strekningene.

Ved fysiske endringer i fiskens habitatet, kan det i verste fall føre til at fisken i vassdraget forsvinner, eller mer sannsynlig at artssammensetning, bestandsstruktur eller produksjon endres (Pulg et al., 2018). Men effekten av fysiske habitatendringer kan også være positive, avhengig av utgangspunktet (Quigley & Harper, 2004). Habitatforholdene i norske elver har blitt utsatt for menneskelig påvirkning og modifisering gjennom lang tid. I tidligere år var dette i stor grad i form av flomforbygninger som vernet landbruksjord, mens ifra sent 1800-tall har utbygginger i hovedsak dreiet seg om det økende behovet for bygging av infrastruktur. Dette i form av veier, jernbane og tettsteder - som Seljord, og denne type infrastrukturer er alle er nært knyttet til vannveier i de typisk norske dalbygdene (Myhre, 2015; NOU 1996:16; NVE, 2023b; Roald, 2021).

Når det blir bygd veier og jernbaner går de ofte i et dalføre langs elver. Derfor må elvene ofte forbygges for å unngå elveerosjon, og gjøre veier og jernbane mer sikre. Særlig i episoder med stor vannføring kan det bli flyttet og erodert store mengder med sedimenter fra naturlige elvebanker og bekker. For å forebygge erosjon og unngå oversvømmelse blir elver og bekker gjerne rettet ut og sidene blir forsterket med større stein og blokker (Kristiansen, 2011; Meld. St. 15 (2011–2012)). Også i gamledager ble det bygd mange elveforbygninger. Dette var hovedsakelig for å sikre tilliggende jorder og beiter mot naturlige oversvømmelser. På grunn av mangel på maskinkraft ble det i disse gamle forbygningene hovedsakelig brukt lokal naturlig, og dermed avrundet elvestein, av grovere størrelse om tilgjengelig. I nyere tid blir det tatt i bruk sprengstein. Dette er sprengt og dermed skarpkantet stein som normalt hentes fra skjæringer i berg, tunellanlegg eller dagbrudd. Skråningen med stein ordnes, hver stein plasseres individuelt for å oppnå god stabilitet. Steinen som blir brukt er gjerne blokk, med kvadratisk form og jevn størrelse (Vegvesenet, 2014). I Norges Vassdrags og Energiforbund (NVE) sin 'Modul F1.200: Mulige tiltak mot erosjon (NVE, 2023a) står det at skuddstein er best egnet som erosjonssikring i vassdrag med moderate eller lave vannhastigheter.

Reid and Church (2015) sier at elvekantforbygninger kan ha enten en positiv eller negativ innvirkning på fisk og evertebrater i elv. Det kan også ha positiv innvirkning å plante vegetasjon mellom steinene. Vegetasjon forbedrer stabiliteten og habitatet. Effekten avhenger av utgangspunkt i forkant av forbygningen, omfang og type av forbygning og fiskearten. Gidley et al. (2010) foreslår at de to mest avgjørende faktorene for resultatet av forbygninger er habitatkvaliteten ved ustabiliserte elver og hvor stor andel av elven som stabiliseres. Fischenich (2003) summerer opp en rekke konsekvenser av forbygninger, og selv om utformingen og prosjektene varierte stort, er den gjennomgående trenden at

forbygninger stort sett virker negativt for laksefisk. Flere studier viser at forbygninger av forringede strekk i elv, kan gi positiv effekt på fiskepopulasjoner (Quigley & Harper, 2004; Schmetterling et al., 2001).

Plassering av stor stein og blokk i elvekanten kan gjøre elven smalere og dermed mer raskflytende. Dette er vist av Knudsen and Dilley (1987), som fant sterkest populasjonsnedgang for både regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), coho laks (*Oncorhynchus kisutch*) og strupesnittørret (*Oncorhynchus clarkii*) ved forbygninger i smale elvepartier, og tydeligst for årsyngel. Chapman and Knudsen (1980) rapporterer en litt annen effekt av forbygning der noen strekk var kanalisert eller forstyrret av husdyr mot kontrollstasjoner. Der studie viser at det er strupesnittørreter større enn 7 cm som viste størst nedgang i populasjonstetthet. Årsyngel av både strupesnittørret og regnbueørret greide seg derimot bra. Der elva var mer ødelagt, ble også coho laks og 0+ av strupesnittørret og regnbueørret rammet. Annen litteratur fant positiv effekt: Hunt (1988) fant en økning på nesten 60% i populasjoner av små og middels store ørret. Lister et al. (1995) fant tilsvarende økning, og de begrunner økningen med at forbygningene sannsynlig øker tilgang på skjul i strekk med høyere vannhastighet, der tilførselen av næring også er størst. De observerte høyere tettheter av laksefisk ved forbygninger bestående av stein med større partikkelstørrelser sammenliknet med mindre partikkelstørrelser.

Tabell 1: Sammenliknbare studier som omhandler kantsikringer med stein med førtilstand, type forbygning/omfang, studiedesign, arter studert, og observerte effekter.

Studie og sted	Førtilstand	Type forbygning/omfang	Studiedesign	Fiskeart	Observert effekt
<u>Positiv effekt</u>					
Wisconsin, USA Hunt (1988)	Degradert,	Variierende	2 små elver av sand og grus. Før og etter uten kontroll	Ørret	Stor økning i ørretmengde etter installering
Thomson River, Coldwater River, British Columbia, Canada Lister et al. (1995)	TR hadde allerede eldre forbygninger	Sprengstein av varierende konstruksjon og partikkelstørrelse	2 elver, forbygd mot naturlig kant og type forbygning	Kongelaks, regnbueørret og coho laks	Høyere tettheter av parr (0+ og større parr) ved forbygde strekk. Høyere tettheter ved forbygninger av større stein enn de med mindre stein.
<u>Negativ effekt</u>					

Kirkeselva, Troms Svenning and Hanssen (1999)	Naturlig meander	Kanalisert. Med habitattiltak	1 st. i kanal og 7 utenfor. Bare etter konstruksjon	Laks (<i>Salmo salar</i>), røye (<i>Salvelinus alpinus</i>), ørret	Ikke ødeleggende for oppvekst/gyting, men høyere tetthet ved naturlig streck
5 elver, Washington, USA Knudsen and Dilley (1987)	Ukjent	De 3 store har flyttet kant og endret bunn. De to små har bare fått kanten forsterket	Fem elver, parete før og etter konstruksjon. Skiller 0+ og eldre (utenom coho). Fangst gjenfangst	Regnbueørret, coho laks, strupesnitteørret	Populasjonsnedgang for 0+ i alle strekk. Eldre økte i naturlige, sank ved flere endringer, men de økte ved forbygning av kanten
Washington, USA Chapman and Knudsen (1980)	Degradert. De hadde mer areal, dekke og vegetasjon	Kanalisert eller husdyrpåvirket	Forbygd/kanalisert og husdyrpåvirket mot kontrollstreck*	Strupesnitteørret, coho laks og regnbueørret	Lavere total biomasse i kanal. Størst nedgang i tetthet (Strupesnitte >7 cm). 0+ kun redusert i mer modifiserte strekk.
Nordvest i USA, Peters et al. (1998)	Good tilstand	Stein, stein med stort treverk, ordnet stein, ordnet med treverk og bare stor treverk	Sesongvariasjon i fem ulike typer forbygninger mot naturlige kontrollområder	Kongelaks, Coho laks, og ørret	Voksen, men særlig 0+ av alle undersøkte laksefisk hadde høyere tettheter med naturlig kant enn forsterket kant.

*Kontrollstreckene hadde tidligere blitt utsatt for hogst og andre forstyrrelser

Om steinene i forbygningene ordnes langs kanten som en jevn plastring, kan det øke vannhastigheten. Siden det ofte blir brukt stor blokk, kan det likevel gi flere større hulrom der fisken kan oppholde seg. Ved bruk av ulike steiner kan man lage et mer heterogent miljø mtp. hydraulikk og hulrom (Lister et al., 1995). Om bunnen i utgangspunktet besto av sand, øker strukturen og forbygningen vil øke skjulmulighetene. Ved et en godt etablert kantvegetasjon før konstruksjon, vil skjul reduseres. Mer struktur vil også senke vannhastigheten og gi hulrom (Fischenich, 2003; Reid & Church, 2015). Det kan også være fordelaktig for strekk der al kantvegetasjonen var fjernet og sidene eroderes vekk ved mangel på støtte (Quigley & Harper, 2004). Elvekantforbygninger vil ofte føre til to endringer med grovere substrat og større dyp (Craig & Zale, 2001). Det vil gjøre det vanskelig å skille de fra hverandre og er et iboende designproblem for denne typen undersøkelser. Dette vil undersøkes systematisk i datainnsamlingen.

Et eksempel på hvordan ulike arter tilpasser seg slik forbygninger finner vi i studie til Gidley et al. (2010). I dette studie fant de en signifikant høyere fiskemengde i stabiliserte strekk sammenliknet med ustabiliserte. Her var det fisket opp mot 17 ulike arter, mens laksefisk utgjorde bare 2% av fangsten.

Problemstilling:

Hvordan blir tettheten og størrelsesfordelingen til ørret i elv påvirket av elvekantforbygninger?

Hypoteser:

- 1) Det antas fiskepopulasjoner som befinner seg ved forbygningene er dominert av større fisk i forhold til den naturlige kanten.
- 2) Elvekantforbygninger antas å føre til en samtidig endring av habitat til grovere og mer kantete substrat.

Delmålsettinger:

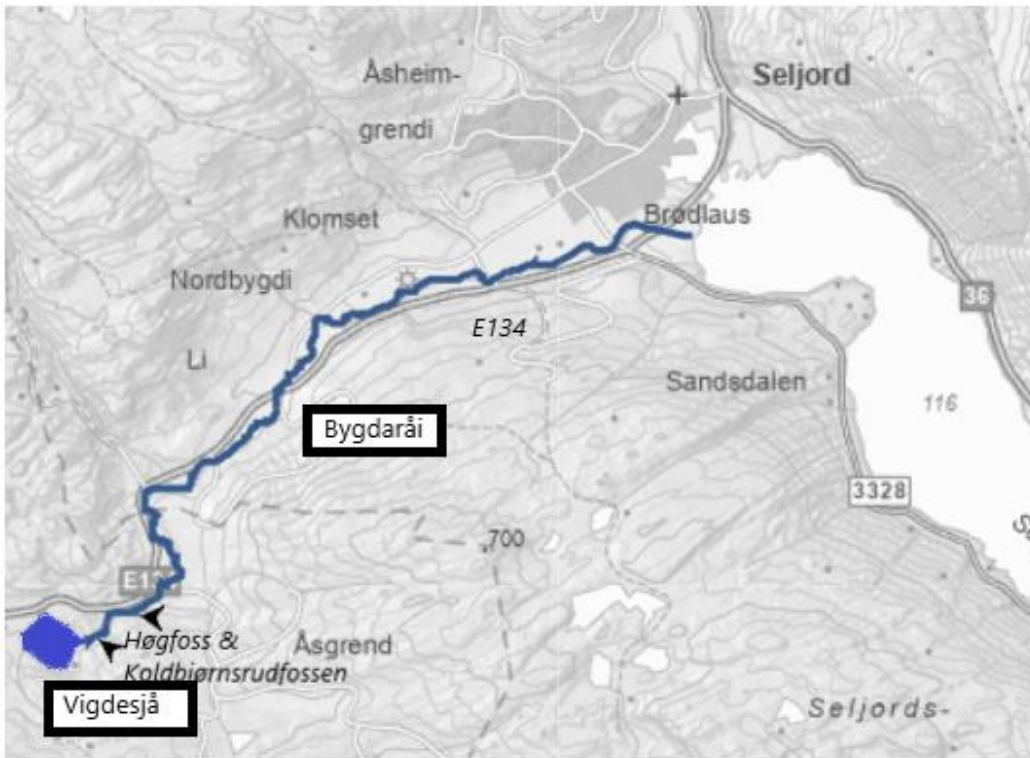
- Flere publikasjoner har funnet høyere tettheter av laksefisk ved naturlige strekk, så jeg vil se om det stemmer for undersøkte stasjoner i Bygdaråi.
- Ut i fra en liknende undersøkelse (Lister et al., 1995) antas det at forbygninger av større stein gir høyere tetthet av ørret.
- Om ørekyt har høyest tetthet ved forbygd eller ved naturlig kant

2. Områdebeskrivelse

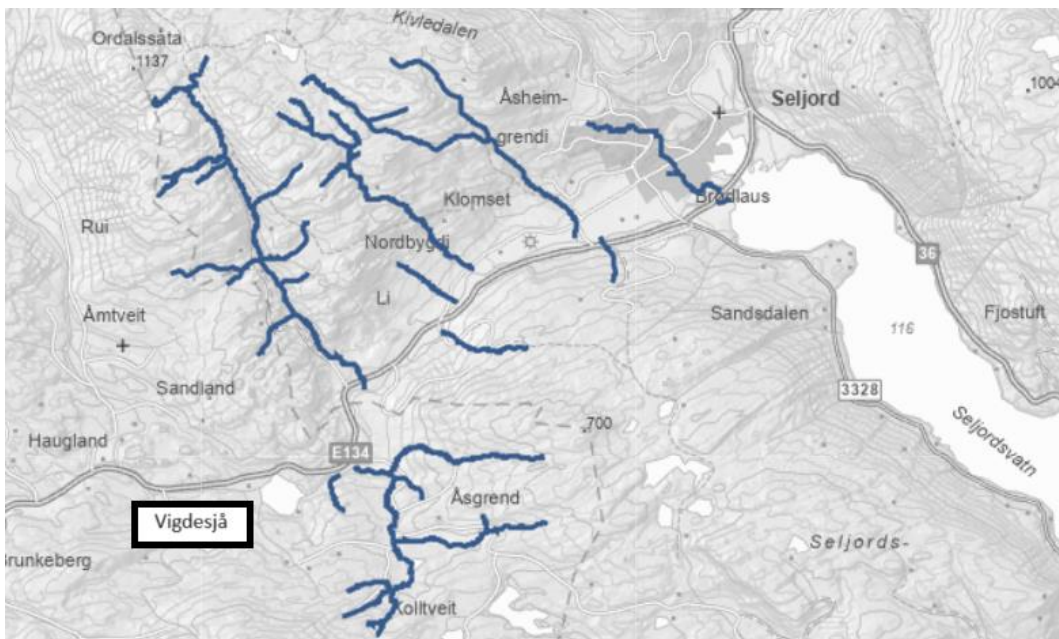
Bygdaråi (016-1050-R, 117 moh. (*VannNett-Bygdaråi*)) er en 8,2 km lang uregulert elv i Seljord og Kviteseid kommuner i Vannområde Midtre Telemark og vannregion Vestfold og Telemark (Figur 2) (nedbørfelt 59,44 km²; 19,27 L/s km²; 117-1131 moh. (Figur 1) (Kartverket; NEVINA, 2024). Hovedtilløpet til Bygdaråi er fra innsjøen Vigdesjø (016-13831-L; 303 moh., areal 0,2 km², nedbørfelt 29,3 km²), med en gradient på (E_G 25,6 m/km). Nedstrøms Vigdesjø renner Bygdaråi først ned Høgfoss og Koldbjørnsrudfossen, før den flater ut over en elveslette ned til utløp i Seljordsvatn (Figur 2). Nedstrøms Koldbjørnsrudfossen får Bygdaråi tilsig fra en rekke bekker i Bygdaråi bekkefelt (016-1051-R; elvelengde 40,4 km) hele veien til Seljordsvatn (Figur 3) (*VannNett-Bygdaråi bekkefelt*). Nesten hele lengden til Bygdaråi ned til innløp i Seljordsvatn går langs E134 (ca. 7 km). Påvirkningsgraden mht. forurensing er vurdert til å være liten (*VannNett-Bygdaråi*). Elven har noe diffus avrenning fra jordbruket fra beite, gjødsellager og husdyrhold. Det er også noe diffus avrenning fra spredt bosetning og infrastruktur. Nedbørfeltet består av 84,2% skog (A_{SKOG}), 5,4% dyrket mark (A_{JORD}), 1,3% myr, 3,4% snaufjell, 0,2% urban og 5,5% uklassifisert areal (NEVINA, 2024).



Figur 1: Den grønnskaverte delen av kartet viser nedbørfeltet til Bygdaråi. Området ligger vest for Seljordsvatn. Fra <https://nevina.nve.no/>.



Figur 2: Bilde av Bygdaråi (blå farge) fra tilløpet i Vigdesjø. Fra Vann-Nett (VannNett-Bygdaråi).



Figur 3: Bygdaråi bekkefelt (blå farge).Fra Vann-Nett (VannNett-Bygdaråi bekkefelt)

Bygdaråi ble undersøkt i foreliggende prosjekt, fordi vesentlige deler er forbygd på den ene siden av elven, men med naturlig strandsone på den motsatte siden av elven. Kontrasten mellom forbygd og naturlig elvekant kunne derfor undersøkes på samme sted, men på hver sin side av elven. Dette var

vesentlig for å kunne se bort fra andre eksterne påvirkningsfaktorer enn habitat som f.eks. vanntemperaturer, vandringsveier og avstand til gyteområder (Gosset et al., 2006; Hojesjo et al., 2007; Vollestad et al., 2012).



Figur 4: Kart med detaljert plassering av stasjon 1-5, med A på nordsiden og B til sør. De grønne markeringene betegner stasjonene med naturlig strandsoner. De oransje markeringene viser til de eldre forbygningene på nordsiden. De røde markeringene viser til de nyere forbygningene på sørsiden langs E134.

Det er flere strekninger langs elven som har elvekanter forbygd med sprengstein da ny E-134 ble bygget. Disse nyere veisikringene som ligger på sørsiden av Bygdaråi, ble bygd i perioden rundt 1985 for å sikre denne nye traseen på Europavei 134 (Figur 4). Det er også en del eldre forbygninger på nordsiden av elven (som inkluderer stasjon A i 1, 2 og 5 nedenfor) som ble etablert over lengre tid for å beskytte mot oversvømmelse av landbruksjord og Seljord bygd (Stokseth; & Ivar Olaf Peereboom, 2007), erosjon av landbruksområder og etter hvert også festivalområdet 'Dyrskuplassen' (stasjon 5, Figur 4). Veistrekningen mellom Kongsberg – Haukeli og Haugesund som tidligere ble kalt Rute 10 (fra 1965), gikk lenger nord i Seljord, gjennom Seljord sentrum. Dyrsku'n har holdt på siden 1860-tallet (Dyrsku'n), men landbrukssikringene på nordsiden mot nåværende Dysku-område, er trolig enda eldre. De eldre flomvernforbygningene på nordsiden (stasjon 1A, 2A og 5A, Figur 7, Figur 8 & Figur 11) av Bygdaråi er konstruert med en brattere vinkel enn de nyere forbygningene mot E-134 på sørsiden av elven (stasjon 3B og 4B, Figur 9 & Figur 10).



Figur 5: Bildene viser en bit av stasjon 1A (bilde A) og en del av stasjon 4B (bilde B). Egne bilder fra 25.04.2024.

Type stein i elvekantsonen til de forbygde strekkene er også en sentral forskjell mellom de nyere veisikringene og de eldre landbrukssikringene. Ved konstruering av forbygningene på nordsiden hadde de ikke tilgang på sprengstein. Det ble brukt naturlig, større og avrundet stein som de fant på elvesletten/langs elven. Derfor er steinblokkene i de eldre forbygningene naturlig mer avrundet i kantene. Steinene er heller ikke lagt i ordna steinlag med maskinkraft som de nyere veisikringene (Figur 5). Dette medfører at det er noen vesentlige forskjeller i elvehabitatet som skapes av de eldre og de nye elvekantforbygningene. De nyere veisikringene på sørsiden av Bygdaråi bygd med kantete sprengstein (videre kalt sprengsteinssikringer), har relativt sett betydelig flere sprekker og hulrom som også, pga. lavere vinkel, strekker seg noe lenger ut i elva fra elvekanten.

2.1. Stasjonene i Bygdaråi

Designen for masterprosjektet var å etablere et parvis, replisert utvalg av sampling stasjoner basert på stratifisering primært etter elvekanthabitat, for å sammenlikne forbygde elvekanter med naturlig strandsone i elv (Figur 4). Det ble også stratifisert etter type mesohabitat som skulle være en kulp med innløp (Figur 7). Det ble valgt fem strekninger som skulle representere (pseudo) replikater og med en parvis design (Figur 6), dvs. en naturlig og en forbygd side på samme stasjon (Fowler et al., 1998; Whitlock & Schluter, 2020). Da det viste seg at det var to hovedtyper av elvekantforbygninger (over), ble dette innarbeidet i datainnsamling og analyser. To av stasjonene var representert med elvekanter forbygd med kantete sprengstein (Stasjon 3 og 4), mens tre stasjoner hadde elvekanter forbygd med naturlig, avrundet stein (Stasjon 1, 2 og 5) (Figur 5).

Bygdaråi har, på normal sommervannføring, flere strekninger hvor den ene elvebredden ligger inn mot forbygning, mens motsatte elvebredd er naturlig. Plasseringen av stasjonene ble lagt til strekninger som hadde et visuelt sett homogent strømningsmønster. Stasjonene er lagt i partier dominert av en rolig kulp for å lettere kunne sammenlikne de forklarende variablene substratstørrelse og dybde, mens variasjoner i vannhastighet ble minimalisert. Slik reduseres confounding factors og (pseudo) replikaene blir mest mulig like.



Figur 6: Kart med plassering av stasjonene i Bygdaråi. Hentet fra Norgeskart (Norgeskart, u.å.).

Kantvegetasjonen langs stasjonene i Bygdaråi domineres av bjørketrær og mindre løvvekster, sprengsteinsikringene har svært begrenset kantvegetasjon (Figur 9 og Figur 10). I elvebunnen på en rekke av stasjonene er det observert algevekst, mengden ble redusert ved synkende temperatur.



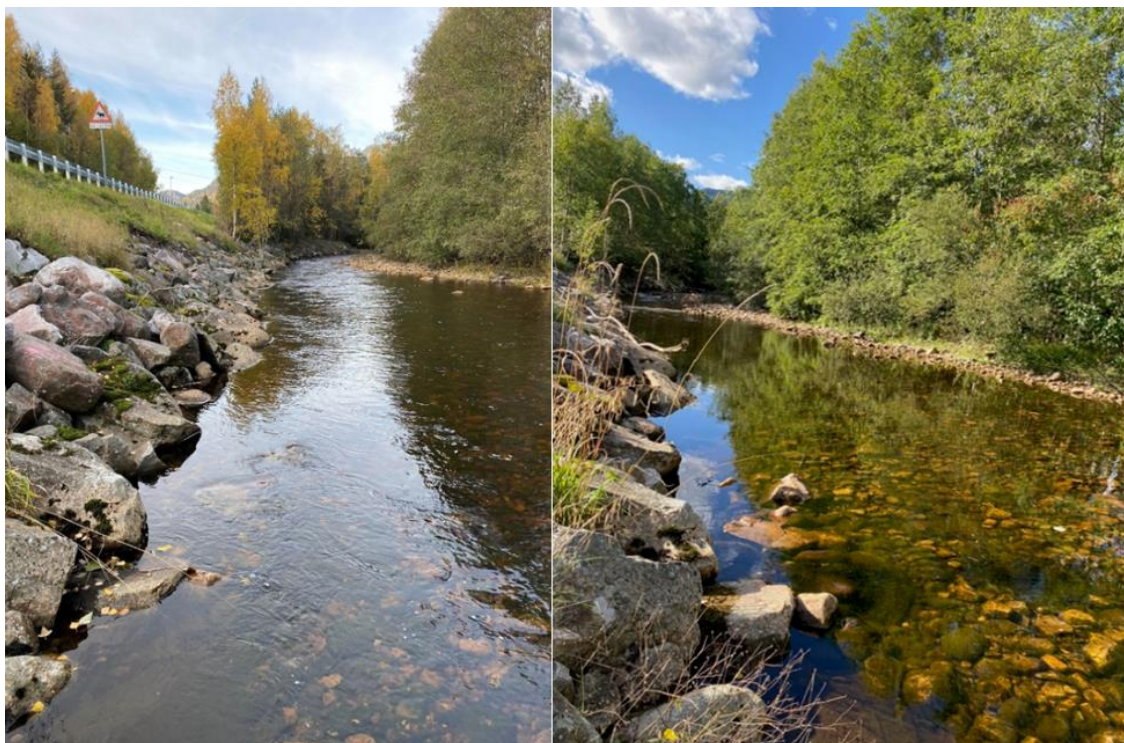
Figur 7: Bildene viser stasjon 1. Til venstre er stasjon 1B på sørsiden, til høyre er stasjon 1A på nordsiden. Eget bilde



Figur 8: Bilde av stasjon 2. Til venstre er stasjon 2B på sørsiden, og til høyre er stasjon 2A på nordsiden. Eget bilde.



Figur 9: Bilde av stasjon 3. Til venstre er stasjon 3B på sørsiden, og til høyre er stasjon 3A på nordsiden. Eget bilde.



Figur 10: Bilde av stasjon 4. Til venstre er stasjon 4B på sørsiden, og til høyre er stasjon 4A på nordsiden. Eget bilde.



Figur 11: Bilde av stasjon 5 i Bygdaråi. Til venstre er stasjon 5B på sørsiden og til høyre er stasjon 5A på nordsiden. Eget bilde.

Tabell 2 gir en kort beskrivelse av hver enkelt stasjon i Bygdaråi. Den gjennomgående trenden er at de naturlige stasjonene har en mer etablert kantvegetasjon med unntak av st. 3A og i mindre grad st. 5B (Figur 9 & Figur 11). Kantvegetasjonen på landbrukssikringene er beskjeden med sporadiske høye trær og busker (Figur 7, Figur 8 & Figur 11), mens sprengsteinsikringene kun har ett eller to trær hver (Figur 9 & Figur 10).

Tabell 2: Beskrivelse av hver stasjon i Bygdaråi

Stasjon	Beskrivelse
1A	Stasjonen er en eldre erosjonssikring. Elvekanten har en bratt gradient. Langs stasjonen står det voksne bjørketrær og busker av rogn og or (Figur 7 & Figur 4).
1B	En naturlig stasjon med kantvegetasjonen bestående av gressvekster og trær. I vannet var det noe algevekster. Elvebankene har flere små bakevjer (Figur 7 & Figur 4).
2A	En stasjon ved en eldre forbygning i en slak yttersving (Figur 8 & Figur 4). Stasjonen begynner ved starten av et stryk. Elvekanten har en bratt gradient. Langs stasjonen står det enkelte bjørketrær og busker av rogn og or. I strømmen er det grupper av større stein og overhengende elvekant. Elvebunnen var begrodd av en matte med alger under elektrofiske.
2B	En naturlig stasjon med noe overhengende vegetasjon (Figur 8 & Figur 4). Stasjonen har en bred kantsone bestående av store busker og trær av selje og or. Elvebunnen var begrodd av en matte med alger ved elektrofiske.
3A	En naturlig stasjon omgitt av rullestein (Figur 9 & Figur 4). Den starter like oppstrøms en bru. I en vik like oppstrøms begynnelsen av stasjonen sto strømmen stille. Stasjonen går i en innersving med en middels bratt gradient fra elvebredden. Oppstrøms i strekket er det et par terskler og kortere stryk. Mot slutten er det et smalere parti.
3B	En forbygd stasjon langs en sprengsteinsikring med noe nyere stein i begynnelsen like oppstrøms en bru ved E134 (Figur 4). Stasjonen ligger i en yttersving. Langs elvebredden er det innslag av mindre bakevjer. Forbygningen har kun et par mindre busker oppstrøms i stasjonen (Figur 9).
4A	En naturlig stasjon i innersvingen av et rolig parti (Figur 4). Over bredden er det en del overhengende trær og busker. Elvebunnen var begrodd av en matte med alger under elektrofiske. Oppstrøms i stasjonen er det et smalere parti med innslag av mindre terskler og korte stryk (Figur 10). Det var et par innslag av større trestokker i vannet.
4B	Stasjonen er forbygd veisikring i en yttersving langs E134 (Figur 4). Langs elvebredden er det flere bakevjer med roligere strøm. Det er også flere dypere partier. Det er et par mindre trær oppstrøms i stasjonen (Figur 10).
5A	En eldre forbygning langs festivalområdet «Dyrskuplassen» (Figur 4). Langs elvebredden er det flere partier med overhengende elvekant. Kantvegetasjonen består

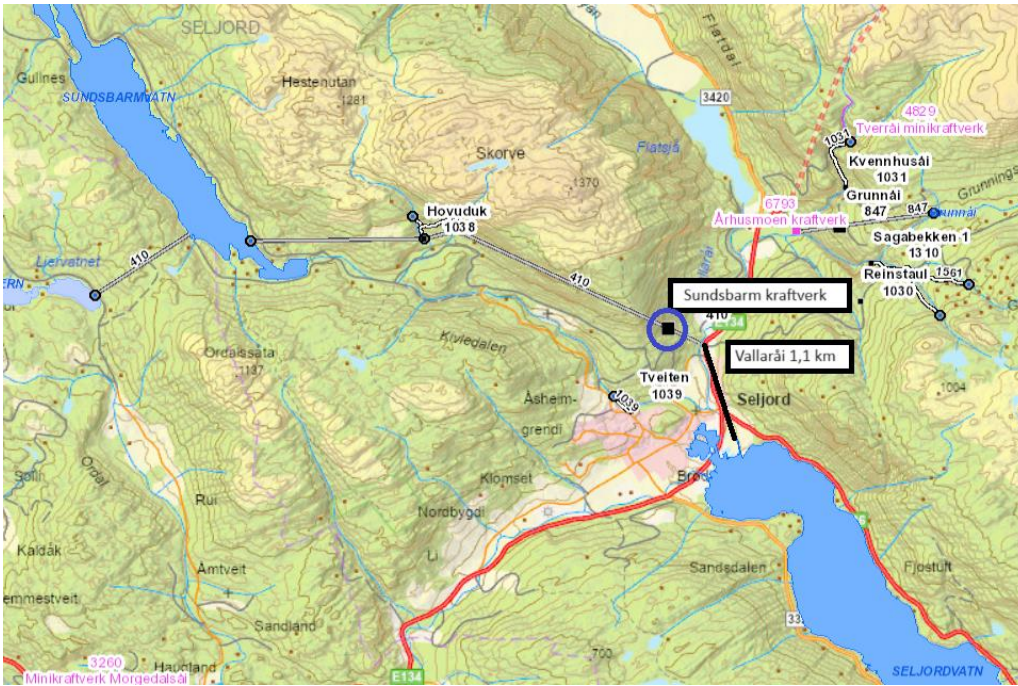
	av bjørketrær og busker. Bunnen hadde flere områder med algevekster under elektrofiske. Det er flere partier med større stein i strømmen (Figur 11).
5B	En naturlig stasjon som ligger noen titalls meter fra E134 (Figur 4). Elvebredden er relativt homogen. På land er det svært tynt med kant vegetasjon og ingen overhengende vegetasjon. Elvebunnen hadde et lavere innslag av algevekster ved elektrofiske (Figur 11).

2.2. Stasjon i Vallaråi

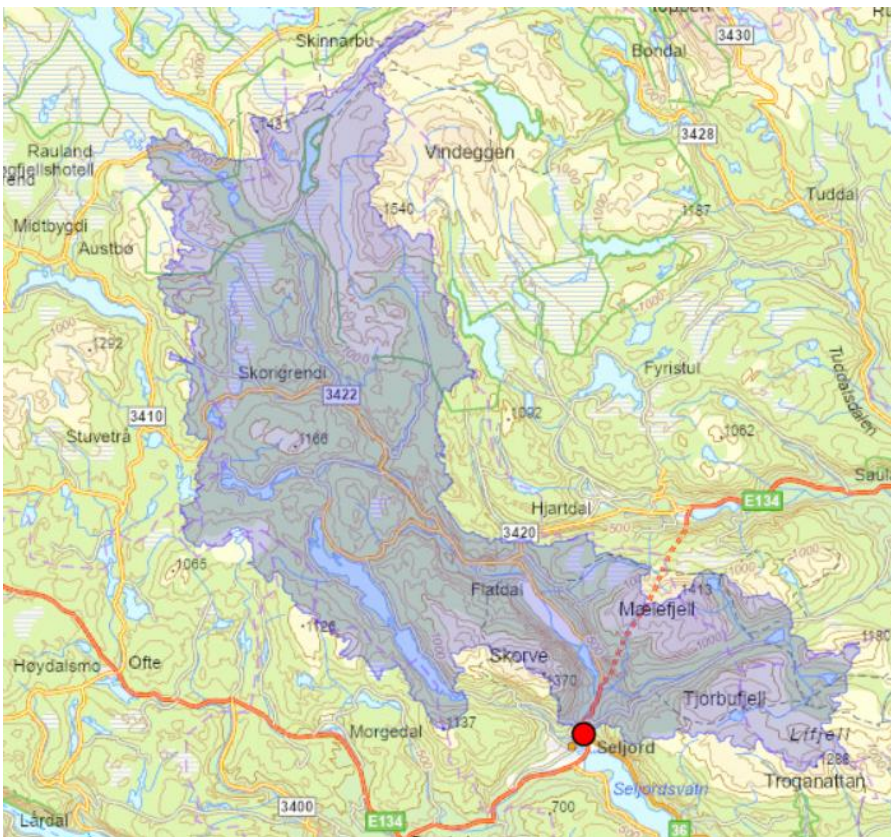
Det ble også hentet inn tilleggsdata fra den nærliggende elva Vallaråi (Figur 12), hvor det har det har pågått fiskebiologiske undersøkelser i flere perioder (2008-2010, 2014-2017 og 2020-2022). De første undersøkelsene ble utført etter oppdrag fra Skagerak Kraft AS, med hensikt å gi kunnskapsgrunnlag for å vurdere om eventuelle tiltak ville ha en gunstig effekt på ørretproduksjonen (Heggenes et al., 2012). Undersøkelsene i senere prosjekter ble utført for å følge opp effekten av konstruerte elvebreddekiler (Heggenes et al., 2018) og for å få et bedre kunnskapsgrunnlag om produksjonsgrunnlaget i Kivleåi (en sideelv til Vallaråi) og Vallaråi og for å følge opp bestanden (Heggenes, 2023; Heggenes et al., 2023).

I Vallaråi er det etablerte stasjoner fra disse tidligere populasjonsundersøkelsene (Figur 14). Stasjonene som ble brukt i foreliggende prosjekt er stasjon 2, 3, 4, 5 og 5b, stasjon 3 var en referansestasjon uten forbygninger (Heggenes, 2023), men den ble ødelagt av forbygning i 2023.

Vallaråi er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) (016-2557-R, Vallaråi nedre) i Seljord kommune i Skiensvassdraget og går under Midtre Telemark vannområde og Vestfold og Telemark Vannregion (*VannNett-Vallaråi*). Vallaråi får vannet sitt hovedsakelig fra Sundsbarm kraftverk (Figur 12). Vallaråi er den største tilløpselva til Seljordsvatnet (Nedbørsfelt, Figur 13) (016-11-2-L; 116 moh., areal 14,51 km², oppstrøms areal 724,64 km²), og har utspring fra Flatsjø i Flatdal (016-24-L; 160 moh., middeldyp 16,2 m, areal 0,69 km², oppstrøms areal 420,24 km²) (*VannNett-Vallaråi*). Sundsbarm kraftverk har utløp i Vallaråi ca. 1,2 km oppstrøms for innløpet til Seljordsvatnet (Figur 12). Sundsbarm kraftverk har en midlere årsproduksjon på 396,4 GWh (ref. 1991-2020) (Vannkraftbase, 2024) med en middelvannføring nedstrøms utløp Sundsbarm kraftverk på 19,34 m³/s kommer fra kraftverket (nedbørsfelt ca. 413 km²; Figur 13) (Skagerak, 2017). Statens vegvesen endret og flytta elveløpet i forbindelse med nåværende E134 rundt 1985.



Figur 12: Skisse over hvordan vannet ledes ned til Sundsbarm kraftverk. (Modifisert fra <https://temakart.nve.no/tema/vannkraft> (Kartverket).



Figur 13: Det blåskraverte området i kartet, viser nedbørsfeltet til Vallaråi. Nedbørfeltet strekker seg fra Møsvatn i nord til Seljordsvatn og Liffjell i sør. Fra <https://nevina.nve.no/>.



Figur 14: Flyfoto der stasjoner for nåværende og tidligere el-fiske er markert med ID-nummer som i Heggnes (2023). De røde ringene med stiplet linje stammer fra stasjoner som nå er ødelagt: St. 5B fra perioden var aktive i perioden 2014-2017, mens stasjon 7 var aktiv i perioden 2008-2010. Begge lokalitetene ble avsluttet grunnet gravearbeid. Stasjon 3 har senere blitt ødelagt av ny forbygning. Stasjonene 2, 4 og 5 ble, med noen modifikasjoner, avfisket som en del av dette masterprosjektet, høsten 2023.

3. Metoder

3.1. Elektrofiske

Det ble gjort kvantitativt elektrofiske av hver stasjon med tre ganger overfiske i henhold til standard metodikk (Bohlin et al., 1989; Norge, 2003). Det ble fisket i en smal, ca. 1,5 m bred, sone langs hver elvebredd. For å unngå mulig overlapp mellom elektrofiskede parallelle soner på smale elvepartier, ble det elektrofisket kun i en smal 1 m sone nær breddene. Det ble benyttet et bærbart elektrisk fiskeapparat fra Terik Technology AS (<https://terik.no/>), konstruert av ingeniør Paulsen, Trondheim. Det leverer kondensatorpulser med spenning på ca. 1600V og det ble brukt en frekvens på 80 Hz.

Etter hver runde med overfiske ble hvert individ artsidentifisert og lengdemålt til nærmeste millimeter. Den målte fisken ble oppbevart i en bøtte før de ble satt tilbake igjen på samme sted i stasjonen etter avsluttende tredje runde. Vanntemperaturen er en viktig parameter som påvirker fiskens adferd, reaksjonsevne og svømmehastighet (Forseth & Forsgren, 2009). Dette må det særlig tas hensyn til ved prøvofiske: så lenge fiskene ble oppbevart i bøttene, ble det etterfylt friskt vann etter behov (mange fisk og/eller varmere vann). Det oppstår raskt oksygenmangel i bøttene når det er mange fisk eller når vanntemperaturen stiger over ca. $> 10^{\circ}\text{C}$.

Forutsetningene for at en fisk skal fanges ved el-fiske er at fisken påvirkes av el-feltet, at fisken trekkes mot feltet og/eller bedøves, at fiskerne oppdager den og at fiskeren er i stand til å fange den med håven. Noen begrensninger for de to første kriteriene er vannets ledningsevne, vanntemperaturen og fiskestørrelsen.

For laksefisk er det mangel på klar og god litteratur for hvordan temperaturen påvirker fangbarheten. Det er ikke dokumentert om det påvirker beregningen av tetthetsestimater. For karpefisk er det dokumentert at optimal temperatur er $10\text{-}20^{\circ}\text{C}$ for best effekt ved el-fiske (Forseth & Forsgren, 2009). Ved lavere ledningsevne ($\sim 40 \mu\text{S/cm}$) reduseres fangbarheten til fisken og man må justere opp spenningen for å øke denne. Synkende temperatur og/eller stor vanntilførsel vil bidra til å senke ledningsevnen (Anderson & Hansen, 2013). På sensommeren og høsten 2023 var det mye regn i området (MET, 2024).

En usikkerhet som særlig gjelder på de forbygde stasjonene, er at en ikke kommer til mellom de store steinene og fisken kan unnsnippe i hulrommene. Sikten er viktig for at fiskerne kan fange fisken om de to første kriteriene møtes, der kan overflateturbulens, flatt eller lite lys være begrensende. Enkelte grupper av fiskeindivider overrepresenteres i fangsten avhengig av blant annet fiskestørrelsen eller bunnsubstratet. En viktig faktor som var spesielt gjeldende for fangsten på stasjon 1B og 3B er

dyktigheten og erfaringen til el-fisketeamet. En usikkerhet er at fisk lenger ute i strømmen kan skremmes å svømme ut av sonen, det er et lite problem i Bygdaråi som er såpass lite.

3.2. Habitatkartlegging

For å beskrive mesohabitatet på elektrofiskestasjonene mer i detalj, ble det tatt mål av substratstørrelsen, vanddybden og strømningshastigheten. Metoden for å kartlegge mesohabitatet til stasjonene i Bygdaråi baseres på metoden beskrevet i Forseth and Harby (2014). I utgangspunktet ble habitatbeskrivelsen i felt gjort systematisk med transekt for hver femte meter. Der ble det tatt målinger i to punkter, ett punkt femti centimeter fra elvebredden og ett som lå halvannen meter ut. Med ekstra formasjoner som bakevjer eller ekstra store steiner, ble det lagt inn ekstra målepunkter. Partikkelstørrelsen til substratet ble målt innenfor en imaginær sirkel med femti centimeters diameter med hvert punkt i sentrum. Substratet ble kategorisert som dominerende og subdominerende kornstørrelser etter dekt areal i området. Substrat partikkel diameter ble målt i cm med en meterstokk. Det ble tatt mål av dypet til nærmeste cm i sentrum av hvert punkt. Vannhastigheter ble målt i hvert punkt i meter/sekund. Som et uttrykk for midlere vannhastighet, ble vannhastighet målt ved 0,6 x totalt dyp, dvs. ca. 40 % fra bunnen. Fra midten av stasjon 2A ble det, pga. teknisk svikt, gjort et bytte av hastighetsmåler til en hastighetsmåler som ga gjennomsnittshastighet integrert over 20 sekunder. Denne ble benyttet på resten av stasjonene. Vannhastighetene ble målt med Höntzsch Flowtherm μp hastighetsmåler utstyrt med en sensor FT 25 GFA (propell med en diameter på 1.8-cm).

3.3. Behandling av data

For analyser av felldata ble de først lagt inn i Microsoft Excel der de ble sortert etter stasjon og vassdrag. Årsyngel ble skilt fra eldre årsklasser basert på lengde-frekvens kurver. I analyseprogrammet 'MicroFish 3.0' (Van Deventer & Platts, 1989) ble fangstdata lagt inn for å beregne estimert tetthet per 100 m² med konfidensintervall og fangbarhet. Figurer og statistiske analyser er utformet ved hjelp av programvare RStudio versjon 2023.12.0369 (Software, 2023). Kodingen av stolpediagrammene og deler av andre figurer ble gjort ved hjelp av kunstig intelligens programmet Perplexity (Perplexity, 2023). I oppgaven brukes ordet signifikant, når signifikansnivået er $\alpha < 0,05$.

3.4. Litteratursøk

Det er utført litteratursøk for å finne relevante artikler og rapporter om habitatkravene til ørret i elv, hvordan forbygninger av elvekanten påvirker fisken (Vedlegg 5). Databasene som er brukt er Google Scholar, Research Gate, Web of Science og Science Direct. De mest sentrale søkeordene er; «brown

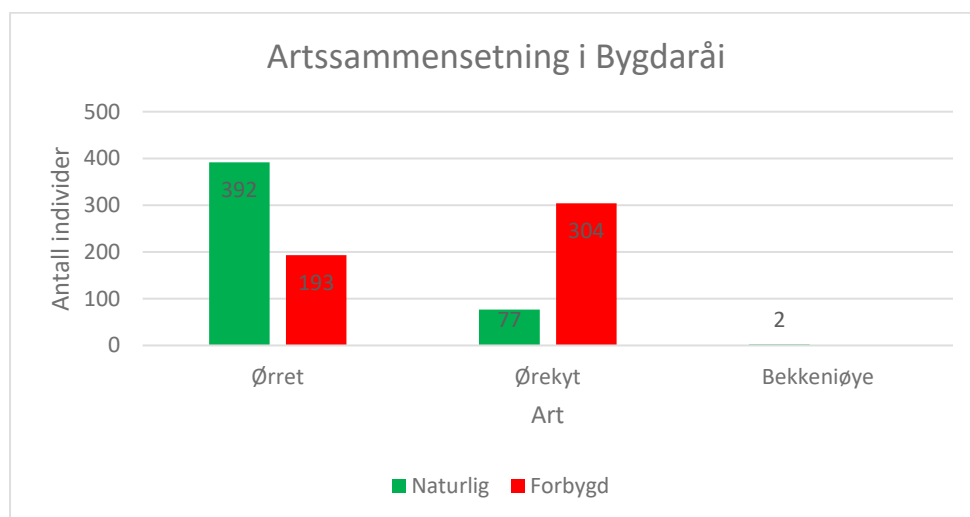
trout habitat riprap», «*trout habitat conditions*», «ecological respons on riprap placement», «ørret i erosjonssikret vassdrag». Flere kilder er også hentet via 'snowballing', dvs. fra referanselisten til bøker eller artikler, særlig kilder som går igjen. Gjentakende og sentrale kilder er blant annet den amerikanske review artikkelen «Geomorphologic and ecological consequences of riprap placement in river systems» (Reid & Church, 2015), «Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams» (Armstrong et al., 2003) og "Effects of Riprap on Riverine and Riparian Ecosystems" (Fischenich, 2003). Se vedlegg 5 og vedlagt dokument med utfyllende tabell med litteratursøket.

4. Resultater

4.1. Bygdaråi: Elektrofiske fangst og artssammensetning

I Bygdaråi er ørret den dominerende arten (total fangst $n = 584$, andel ørret = 60,5%), med en vesentlig andel ørekyt i tillegg ($n = 381$, andel = 39,5%) (Figur 15). Den tredje påviste arten, bekkeniøye (*Lampetra planeri*) hadde en beskjeden forekomst ($n = 2$), der begge individer ble observert i naturlige stasjoner.

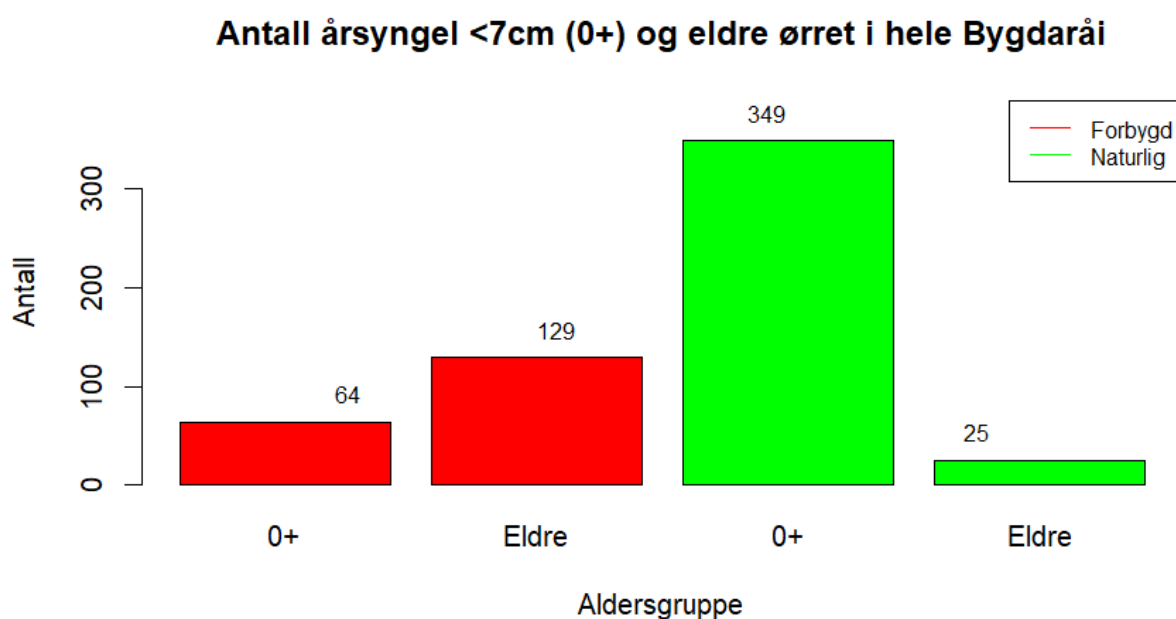
Det ble fanget nesten dobbelt så mange ørret i de naturlige stasjonene ($n = 392$) i Bygdaråi sammenliknet med de forbygde stasjonene ($n = 193$) (Figur 15). Trenden var imidlertid motsatt for ørekyt med en sterk overvekt i forbygde stasjoner ($n = 304$, andel = 79,8%), sammenliknet med naturlige ($n = 77$, andel = 20,2%) (Figur 15).



Figur 15: Artssammensetning i fangstene etter elektrofiske i Bygdaråi høsten 2023. Ørret er den dominerende arten. Antallet ørret er større i de naturlige stasjonene, mens ørekyt hadde en høyere fangst i de forbygde stasjonene. Antallet for hver art oppgis med tall på søylene.

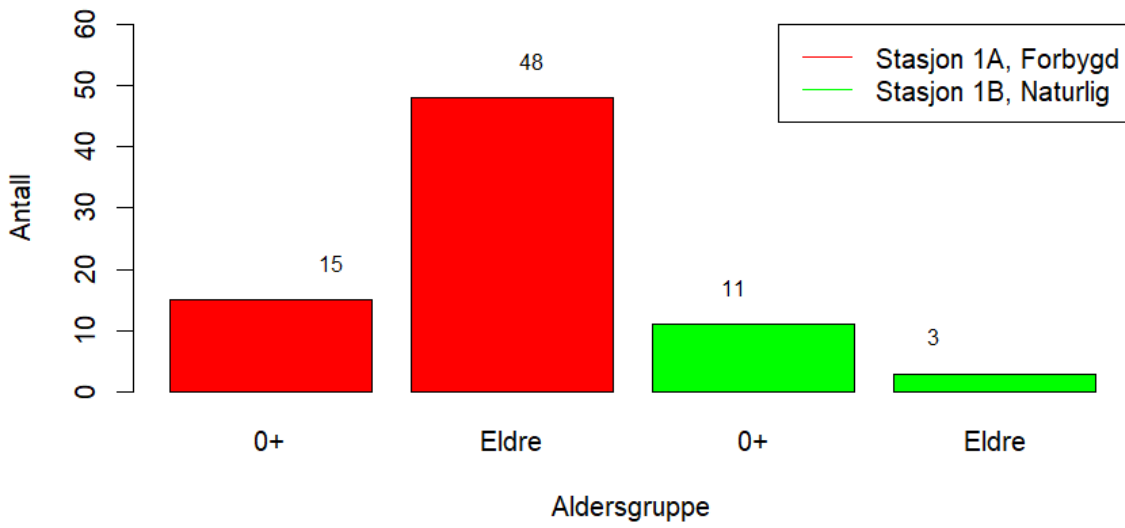
4.2. Aldersfordeling for ørret

For ørret er det samlet for alle undersøkte stasjoner en klar dominans av årsyngel ($n = 414$) i totalfangsten, mens fangsten av eldre ørret var 160 individer. Disse fordelte seg ulikt på forbygde og naturlige strekk (Figur 16). Det var en klar dominans av eldre og større ørret langs forbygde strekk (66,7 % av total fangst på forbygde strekk), mens årsyngel (0+) dominerer langs de naturlige strekkene (33,3 % av total fangst på naturlige strekk) (Figur 16).

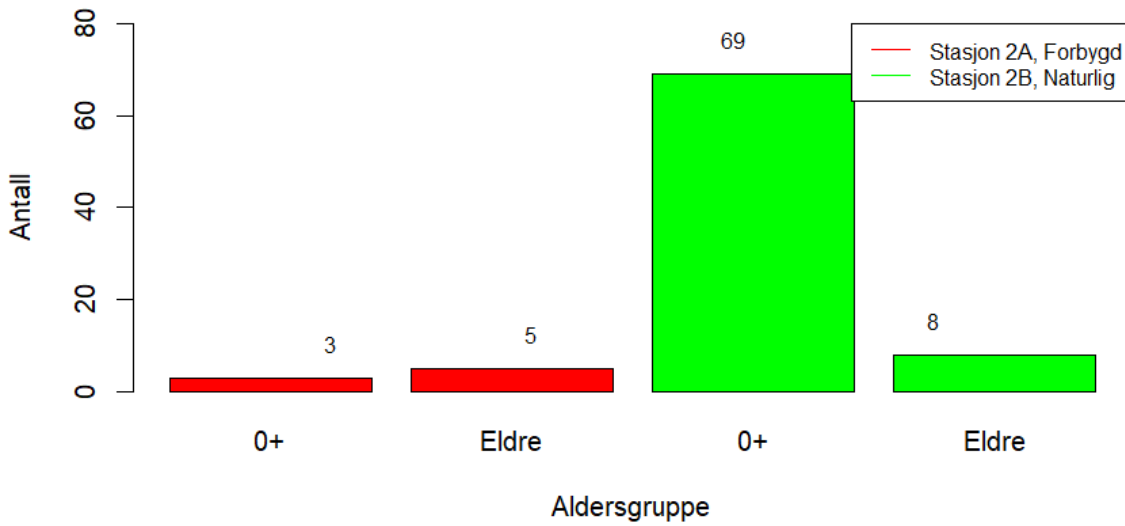


Figur 16: Totalt antall ørret fordelt i aldersklassene 0+ og eldre og for hhv. forbygde og naturlige strekk i Bygdaråi høsten 2023. De røde viser antallet ved de forbygde strekkene, mens de grønne søylene viser antallet ved de naturlige strekkene. Antallet ørret i de ulike årsklassene vises med tall på søylene.

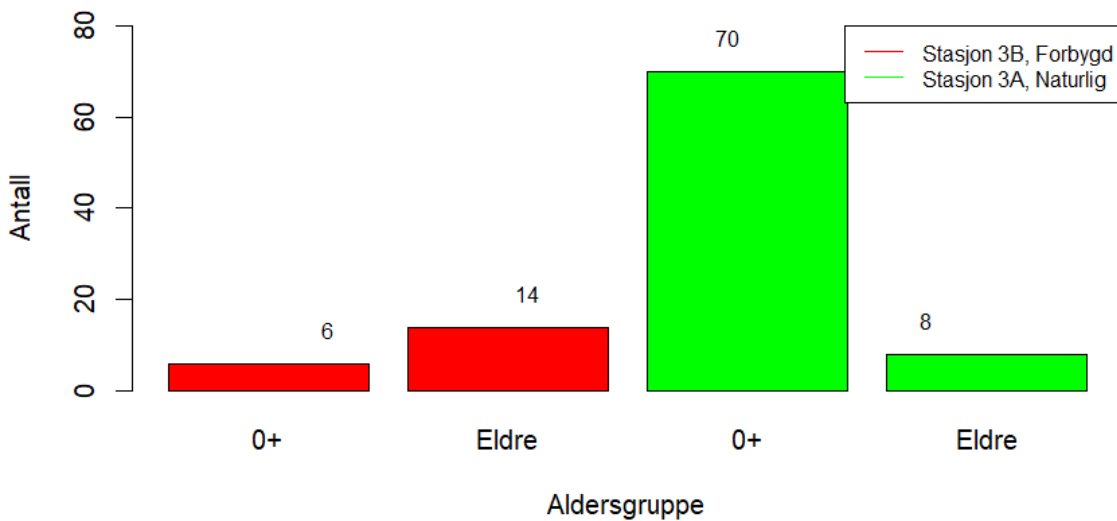
Antall årsyngel <7cm (0+) og eldre ørret på stasjon 1



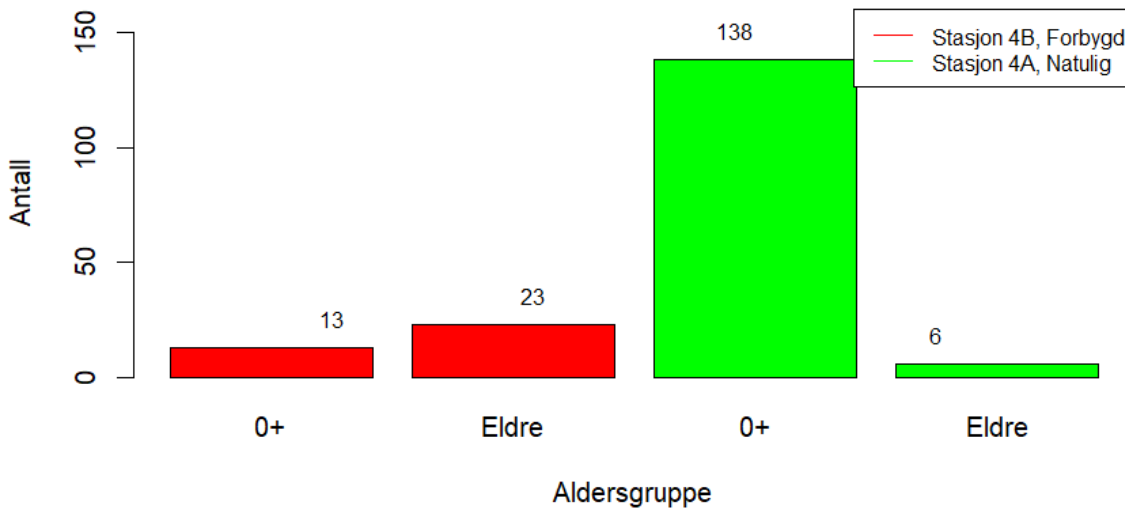
Antall årsyngel <7cm (0+) og eldre ørret på stasjon 2



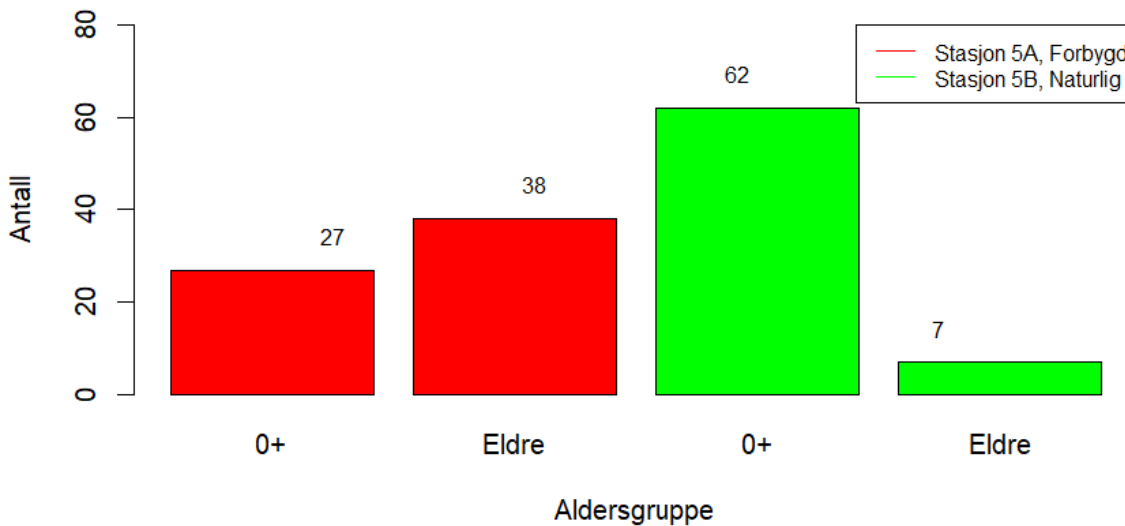
Antall årsyngel <7cm (0+) og eldre ørret på stasjon 3



Antall årsyngel <7cm (0+) og eldre ørret på stasjon 4

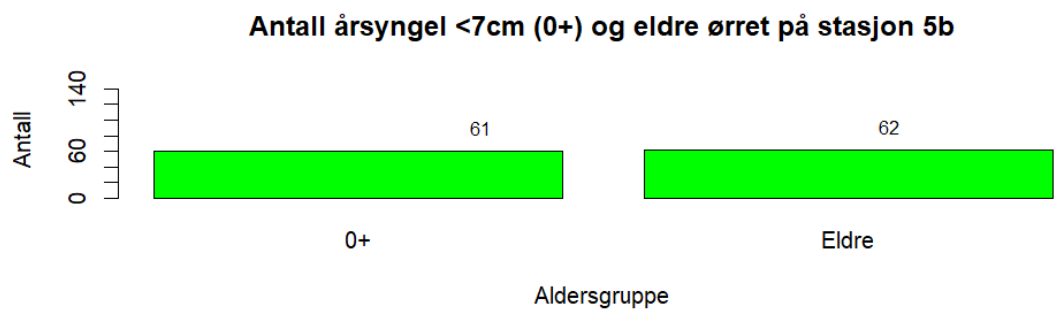
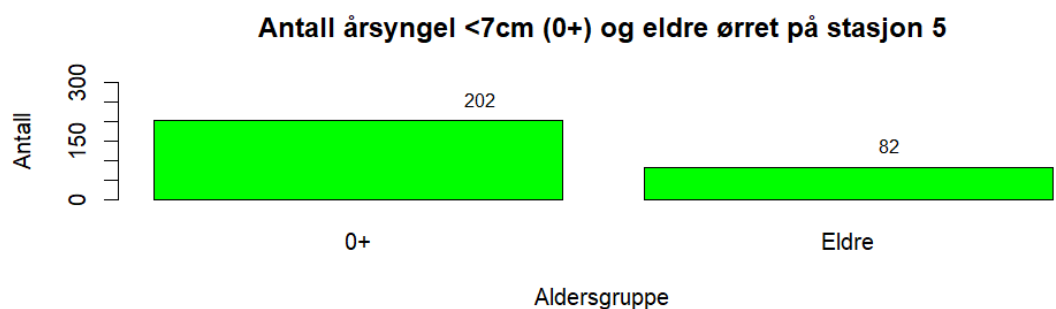
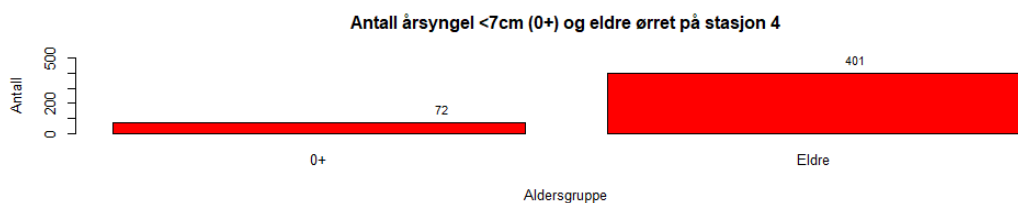
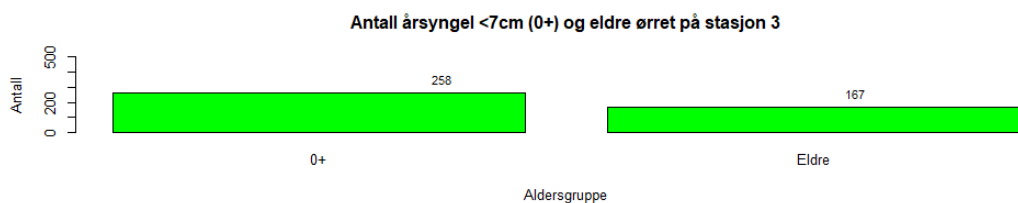
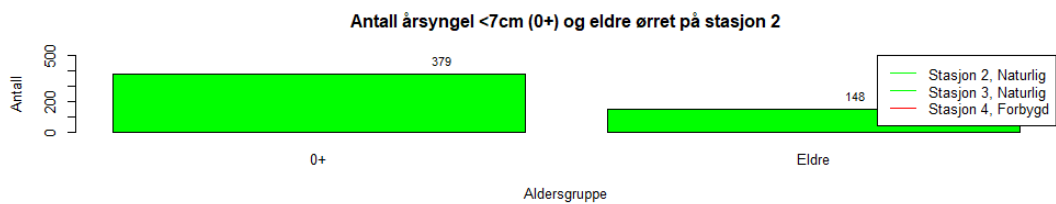


Antall årsyngel <7cm (0+) og eldre ørret på stasjon 5



Figur 17: Antall 0+ og eldre ørret fanget i stasjonene 1- 5. På hver stasjon er det fisket fra en forbygd (rødt) og en naturlig elvekant (grønt). Antallet for hver aldersklasse er vist med tall på hver stolpe.

Aldersfordelingen i Vallaråi holder den samme trenden som i Bygdaråi utenom st. 5b der aldersfordelingen er jevnere. Veisikringen langs E134 (St.4) har en betydelig dominans av eldre fisk (Figur 18).



Figur 18: Aldersfordeling i alle stasjonene for ørret i Vallaråi. De røde søylene viser stasjon 4 som er forbygd, mens de grønne søylene viser de naturlige stasjonene. I Stasjon 5 og 5b er fisken tatt i kilene ekskludert.

4.3. Tettheter av ørret

Tettheten av ørret er svært varierende fra stasjon til stasjon (Tabell 3). Det er en signifikant forskjell på tettheten av årsyngel og eldre ørret (Man-Whitney U, p-verdi = <0.0000001). Den forbygde stasjonen med høyest tetthet var st. 5A med en total tetthet på 88 individer/100m² (eldre og 0+ hhv. 80 og 28), og den forbygde med lavest tetthet var st. 2A med en tetthet på 8 individer/100m² (eldre og 0+ hhv. 5 og 3). På de naturlige stasjonene er tettheten av ørret gjennomgående høyere der stasjon 4A har den høyeste tettheten på 171 individer/100m² (eldre og yngre hhv. 6 og 168) og st. 1B med laveste tetthet på 17 individer/100m² (eldre og 0+ hhv. 3 og 11).

Tabell 3: Stasjon, alder, antall ørret fanget på hver runde, totalt ørret estimert ±SE, konfidensintervall (95%), fangbarhet, areal avfisket (m²) og estimert tetthet per 100m² etter 3 gangers avfisking på ti stasjoner i Bygdaråi 2023. På enkelte stasjoner var andelen ørekyte svært stor, 1A (n ørekyt = 79), 2A (n ørret = 8, n ørekyt = 52) og 4B (n ørret = 36, n ørekyt = 78). Noen stasjoner har nedgang i den totale fangsten, men ikke for eldre fisk ved stasjon 1B, 3A. Under overfiske på stasjon 5B var den målte vanntemperaturen på 8.6° C.

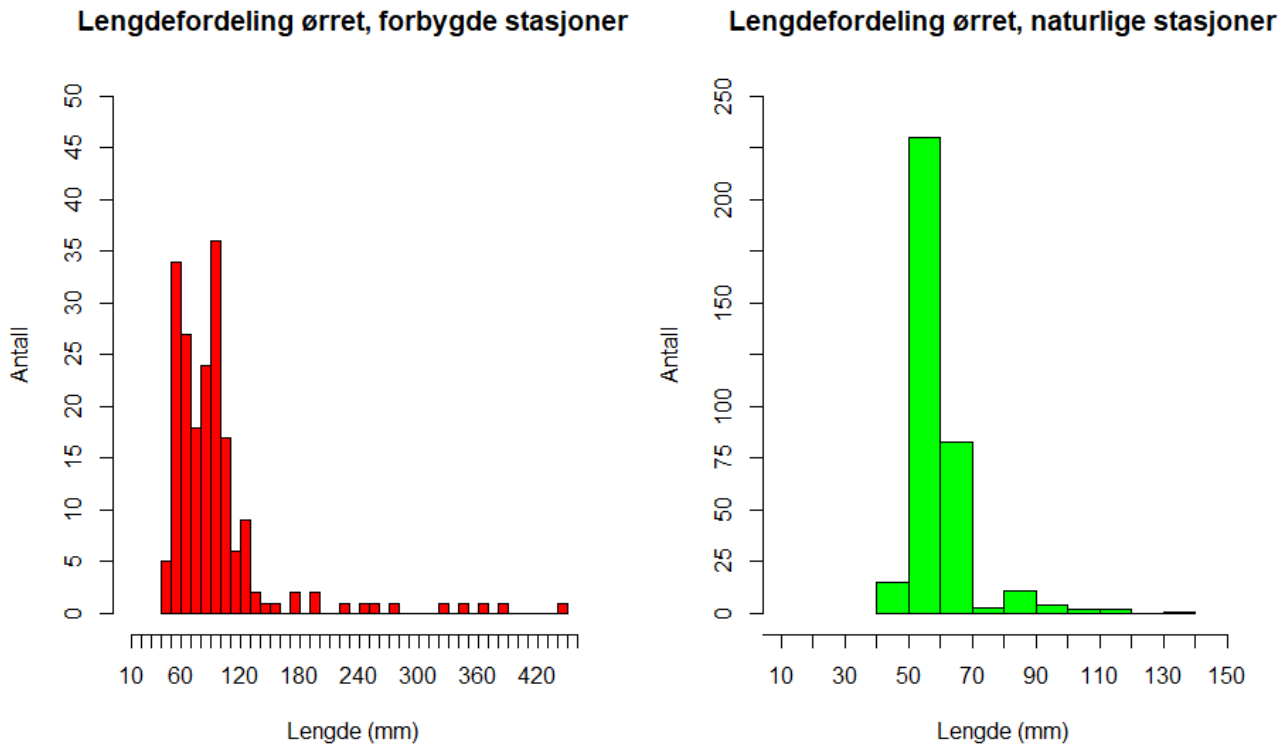
Stasjon	Alder	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidensintervall	Fangbarhet	Areal m ²	Estimert tetthet pr. 100 m ²	Forbygd
2023	Total		585			1000		
1A	0+	6+5+4	15	-2 – 46	0.306	100	22	Ja
	Eldre	32+1+4	48	45 – 55	0.632	100	50	Ja
1B	0+	5+5+1	11	8 – 14	0.611	100	11	Nei
	Eldre	1+2+0	3	0 – 6	0.6	100	3	Nei
2A*	0+	1+1+1	3	-2 – 8	0.5	100	3	Ja
	Eldre	4+1+0	5	5 – 5	0.833	100	5	Ja
2B	0+	46+21+2	69	67 – 73	0.711	100	70	Nei
	Eldre	5+3+0	8	7 – 9	0.727	100	8	Nei
3A	0+	44+13+13	70	67 – 87	0.538	100	77	Nei
	Eldre	3+1+4	8	-231 – 295	0.09	100	32	Nei

3B	0+	4+1+1	6	4 – 8	0.667	100	6	Ja
	Eldre	6+4+4	14	-1 – 41	0.318	100	20	Ja
4A	0+	75+37+26	138	140 – 194	0.439	100	168	Nei
	Eldre	5+1+0	6	6 – 6	0.857	100	6	Nei
4B	0+	5+4+4	13	-14 – 58	0.25	100	22	Ja
	Eldre	8+8+7	23	-87 – 205	0.15	100	59	Ja
5A	0+	21+6	27	24 – 32	0.771	100	28	Ja
	Eldre	21+17	38	-39 -199	0.273	100	80	Ja
5B	0+	32+21+9	62	58 – 86	0.479	100	72	Nei
	Eldre	3+2+2	7	1 – 15	0.438	100	8	Nei
Snitt (min- maks)	0+	Forbygd	64		2.494	16.2 (3-28)		Ja
		Naturlig	350		2.778	79.6 (11-168)		Nei
	Eldre	Forbygd	128		2.206	42.8 (5-80)		Ja
		Naturlig	32		2.712	11.4 (3-59)		Nei
	Totalt	Forbygd	192		4.7	58.4 (8-101)		Ja
		Naturlig	372		5.49	90.8 (17-179)		Nei

*Kun 8 ørret i fangst

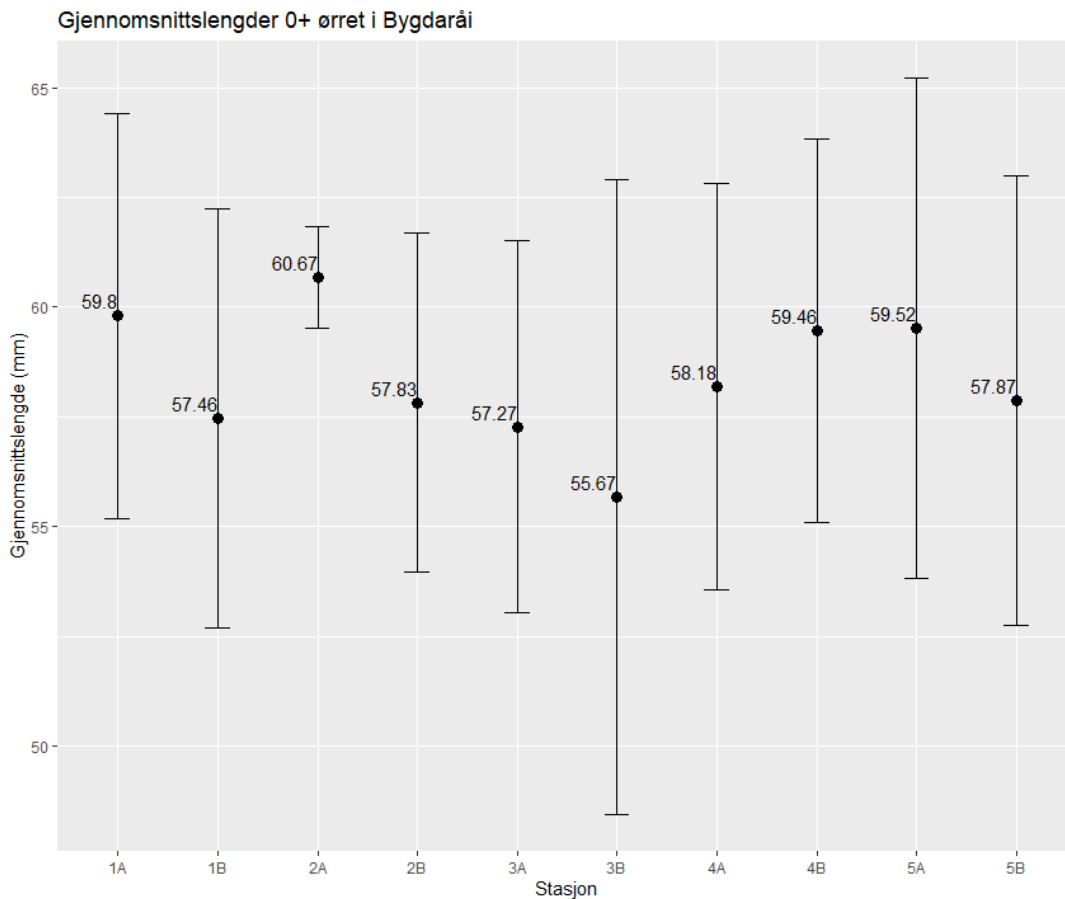
4.4. Lengdefordeling for ørret

Lengden til ørreten har en svært signifikant forskjell ved de forbygde og naturlige strekkene (Figur 19: M-W U test, p-verdi = <0.00001). Lengdefordelingen til ørreten i Bygdaråi viser til en klar overvekt av fisk med en lengde på 50-60 mm, gjennomsnitt på 72,7 mm (SD +/- 39,8). Fangsten ved de forbygde strekkene består av vesentlig større fisk enn de naturlige strekkene med et gjennomsnitt på hhv. 96 mm (SD +/- 58,5 mm) og 59,8 mm (SD +/- 10,4 mm). Det er en signifikant forskjell på antallet rekrutter (<100 mm) i forbygde og naturlige strekk (Figur 19: t-test, t = 13.012, p-verdi = < 0.000001).



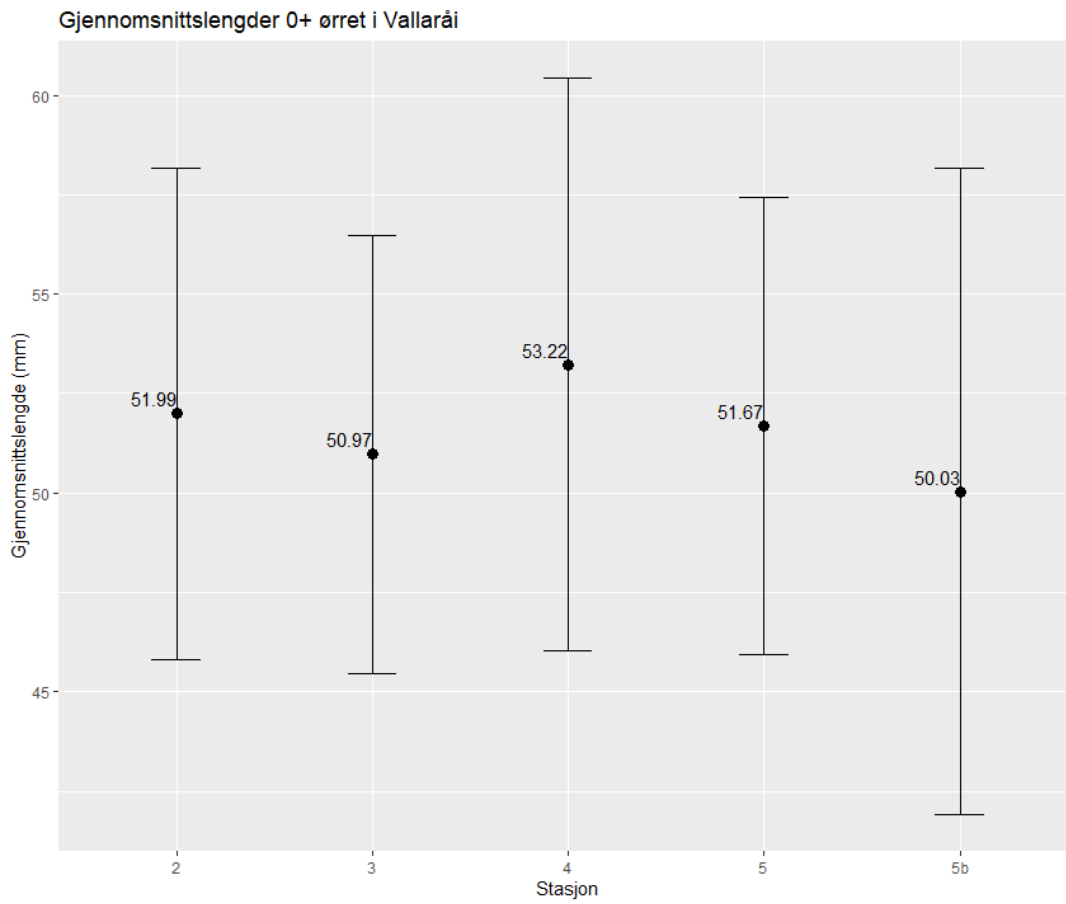
Figur 19: Lengdefordeling til ørret fanget ved elektrofiske på forbygde og naturlige stasjoner i Bygdaråi.

Veksten for 0+ ble analysert nærmere, ettersom dette representerer samme årsklasse på alle stasjoner. Gjennomsnittslengder med standard avvik for 0+ ved alle stasjonene i Bygdaråi varierer litt fra stasjon til stasjon. På tross av varierende verdier mellom stasjonene, så er gjennomsnittslengden til nullpluss er signifikant forskjellig (Figur 20: M-W U test, p-verdi = 0,037) mellom de forbygde (gjennomsnitt = 59.0 mm) og naturlige (gjennomsnitt = 57.7 mm) strekkene.



Figur 20: Gjennomsnitt og standardavvik for lengder til årsyngel for ørret i Bygdaråi ved alle naturlige (1B, 2B, 3A, 4A og 5B) og alle forbygde stasjoner (1A, 2A, 3B, 4B og 5A).

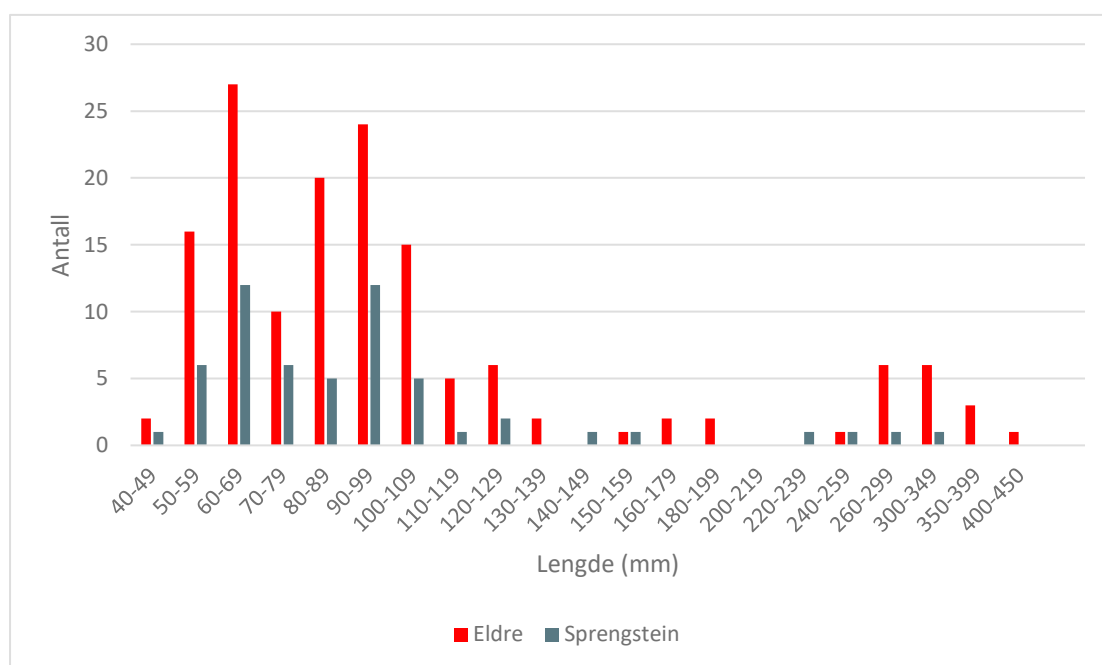
Gjennomsnittslengden til årsyngelen som er fanget i Vallaråi er lavere enn for fisken som er fanget i Bygdaråi, men det er mindre variasjon mellom lokasjonene (Figur 21). Dataen fra Vallaråi representerer et mye større materiale over flere år.



Figur 21: Gjennomsnittslengder med standardavvik for 0+ ørret fanget på stasjonene 2, 3, 4, 5 og 5b i Vallaråi for hele materialet dvs. årene 2008-2010, 2014-2017, 2021-2023.

4.5. Ørret ved nye og gamle forbygninger i Bygdaråi

Antall og lengdefordeling for ørret fanget innen forbygde stasjoner i Bygdaråi ble også analysert nærmere for å undersøke om det var forskjeller mellom de to nyere forbygninger konstruert med kantete sprengstein, og de tre eldre forbygningene bygde av stedegen naturlig avrundet stein. Antallet ørret i fangsten er vesentlig høyere ved de eldre forbygningene (Figur 22: $n = 137$) enn ved de nyere sprengsteinsforbygningene ($n = 56$). Andelen årsyngel og eldre er den samme ved sprengsteinsikringene (hhv. 33,9% og 66,1%) de eldre landbrukssikringene (hhv. 32,8% og 67,2%). Det støttes med en ikke signifikant Man-Whitney U rangerende summary test (M-W U) (p -verdi = 0,57), og med tilnærmet likt gjennomsnitt 96,5 mm (SD +/- 60 mm) og 95 mm (SD +/- 55 mm) ved de eldre og nyere forbygningene.

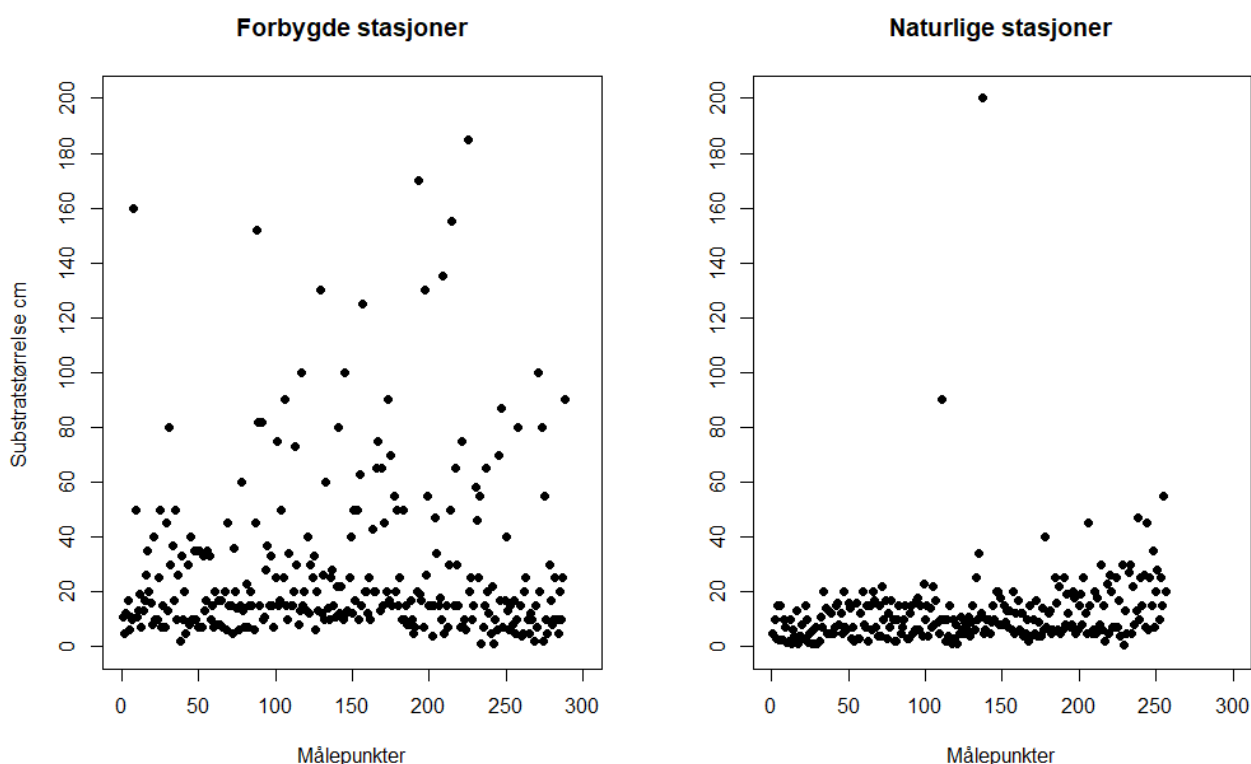


Figur 22: Lengdefordeling til ørret ved de forbygde strekkene i Bygdaråi delt etter de eldre sprengsteinsikringene på nordsiden og de nyere sprengsteinsikringene på sørsiden.

4.6. Mesohabitat i Bygdaråi

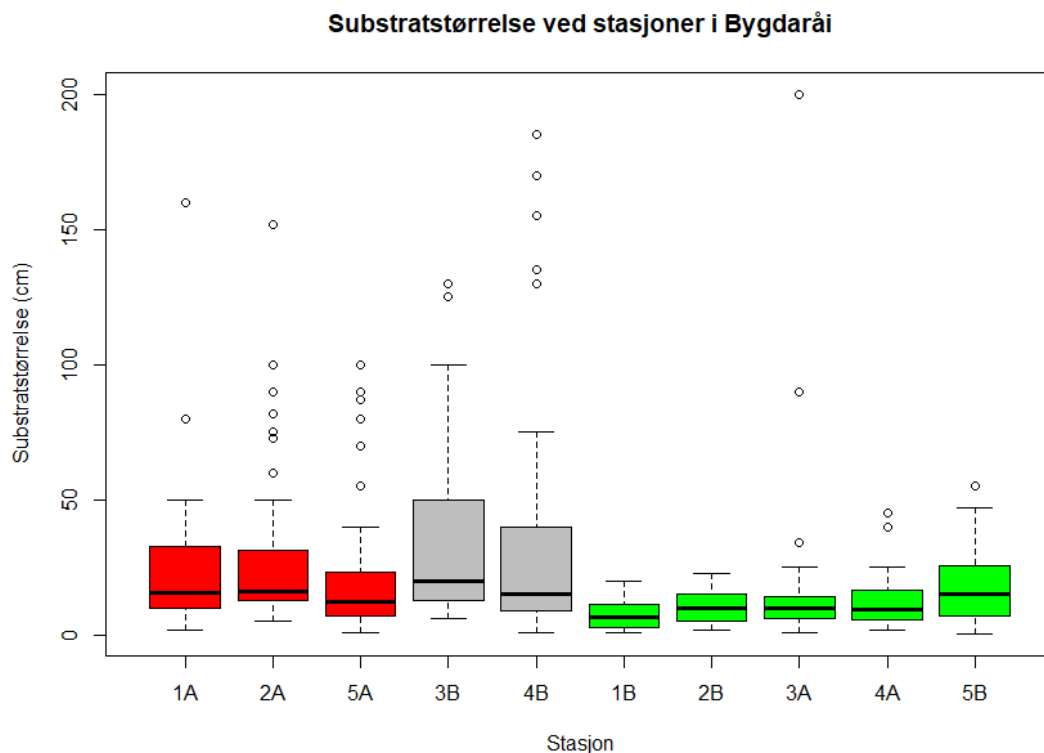
4.6.1. Substrat på forbygde og naturlige strekninger

Partikkelstørrelsen til substratet i de forbygde strekkene (gjennomsnitt = 28 cm, SD \pm 30,5 cm, median = 17 cm) har en mer spredt fordeling (Figur 23) enn ved de naturlige strekkene (gjennomsnitt = 12,5 cm SD \pm 15,4 cm, median = 10 cm) (Figur 23; K-W test, H = 81,7, df = 1, p-verdi = <0.0000001) og med større andel blokk. Det er en signifikant forskjell på substratstørrelsen internt mellom de ulike forbygde og naturlige stasjonene (Vedlegg 1; K-W test, p-verdi = <0.0001).



Figur 23: Samlet fordeling av substrat partikkel størrelse (diameter i cm) for hhv. de naturlige (venstre) og forbygde (høyre) stasjonene i Bygdaråi. De forbygde stasjonene har vesentlig større substrat partikkel størrelse som domineres av større stein >25 cm (64,6 %) med en del punkter der det også er større partikkelstørrelser. Ved de naturlige stasjonene har de fleste steinene en diameter på <20 cm med en mindre variert fordeling.

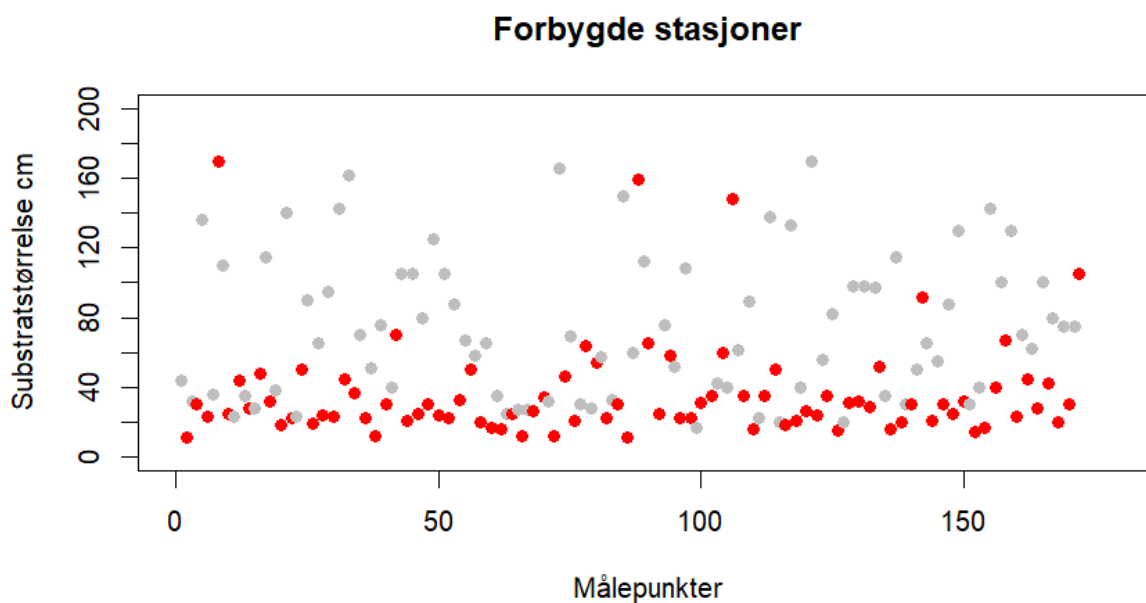
De forbygde strekkene har et mer variert substratfordeling mellom stasjonene enn de naturlige stasjonene, (Figur 24). Med unntak av et innslag av grunnfjell på stasjon 3A, ligger kornstørrelsen på godt under 50 cm diameter ved de naturlige strekkene.



Figur 24: Kornstørrelser innen 2 m fra bredden i Bygdaråi. De røde viser de eldre landbrukssikringene på nordsiden (1A, 2A og 5A), de grå boksene viser de nyere sprengsteinsikringene på sørsiden (3B og 4B), mens de grønne boksene viser de naturlige stasjonene (1B, 2B, 3A, 4A og 5B).

For å kunne se eventuelle forskjeller mellom de nyere sprengsteinsikringene og de eldre landbrukssikringene er det gjort analyser av varians for å teste dette.

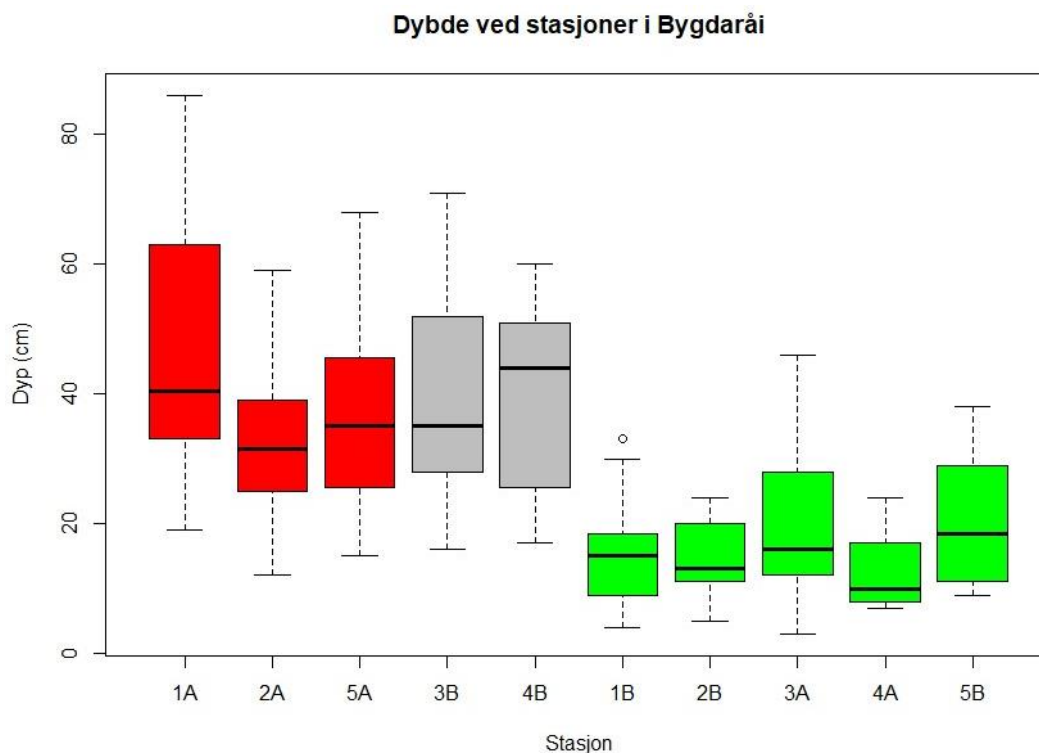
Substratet ved sprengsteinsikringene har en bredere fordeling med større andel blokk, og et gjennomsnitt på 33,31 cm (SD = +/- 36,05 cm) (Figur 25) og største på 185 cm. Landbrukssikringene har en mindre varierende substratfordeling, som domineres av noe mindre partikkelstørrelser med et gjennomsnitt på 24,59 cm (SD = +/- 25,57 cm) og største på 160 cm i diameter (Figur 25).



Figur 25: Substratfordeling til sprengsteinsikringene og landbrukssikringene. De grå punktene viser sprengsteinsikringene og de røde viser de landbrukssikringene.

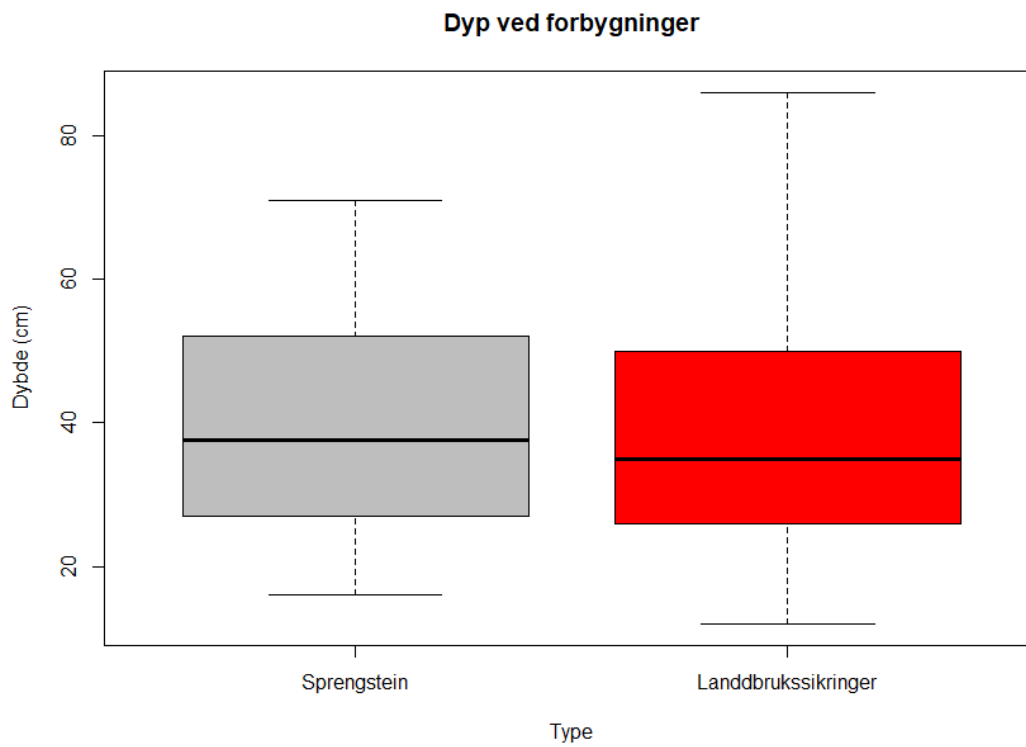
4.6.2. Dybde på forbygde og naturlige strekk

Dybden i de forbygde strekkene (gjennomsnitt = 39.3 cm, SD +/- 15.68 cm) er signifikant større enn i de naturlige strekkene (gjennomsnitt = 16.17 cm, SD +/- 8.4 cm) (Figur 26: M-W U test, p-verdi = < 0.000001). Det er noe interne forskjeller mellom de forbygde og de naturlige stasjonene.



Figur 26: Dybde målt på stasjonene i Bygdaråi ved de eldre forbygningene (rød; stasjon 1A, 2A og 5A), sammenlignet med de nyere forbygningene (grå; 3B og 4B) og de naturlige stasjonene (grønn; 1B, 2B, 3A, 4A og 5B).

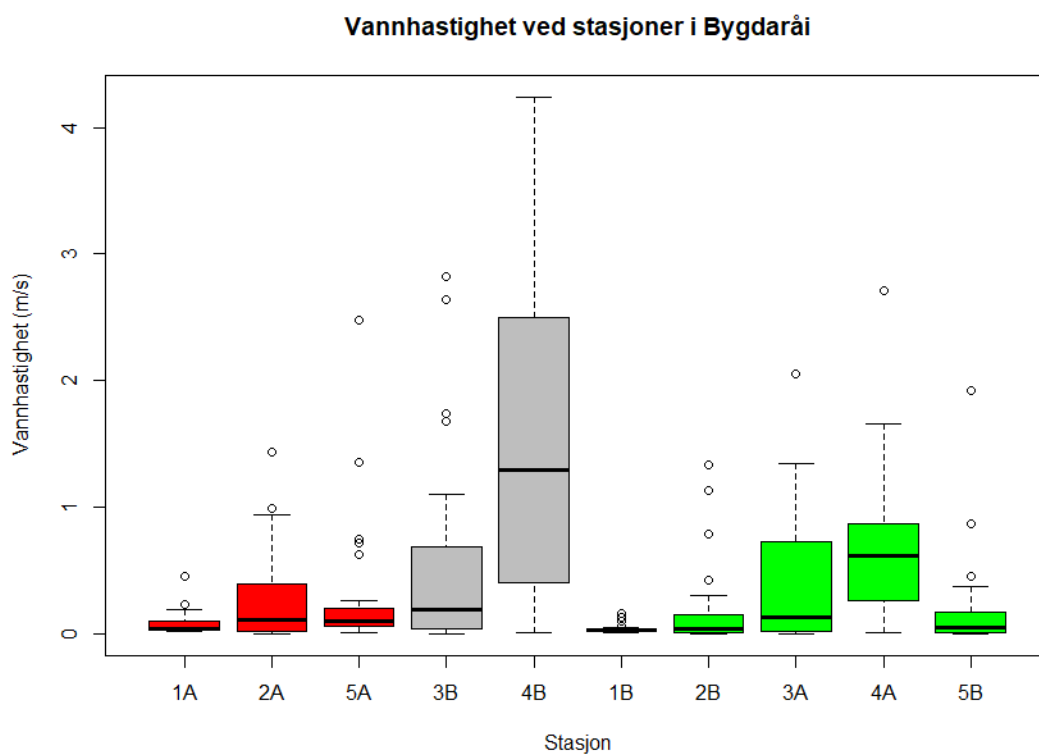
Det er ingen signifikant forskjell (Figur 27: M-W U test, p-verdi = 0.41) på dybden ved sprengsteinsikringene og landbrukssikringene. Landbrukssikringene har en noe mer variert dyp (gjennomsnitt = 38.9 cm, SD +/- = 16,3 cm) enn sprengsteinsikringene (gjennomsnitt = 39,8 cm, SD +/- 14,8 cm).



Figur 27: Vanndybde (cm) ved sprengsteinsikringene i grått og landbrukssikringene i rødt.

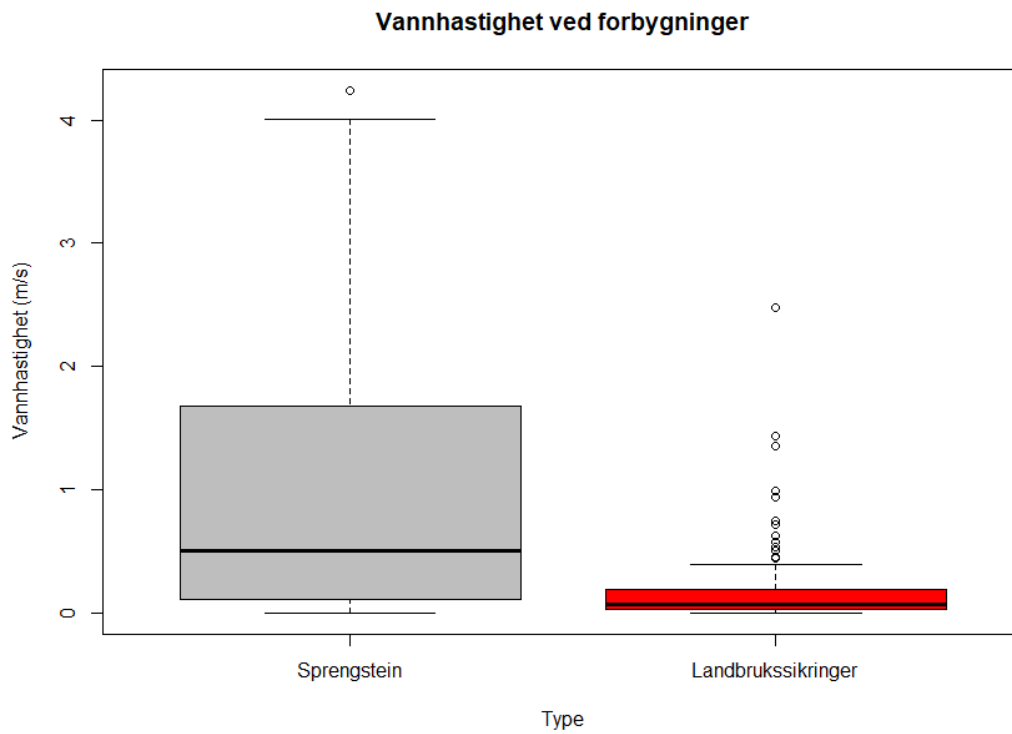
4.6.3. Vannhastighet på forbygninger og naturlige strekk

Det er en signifikant forskjell på vannhastigheten mellom de naturlige og forbygde strekkene (Figur 28: M-W U test, p-verdi = <0.00017). De fleste stasjonene har ikke en stor kontrast mellom hver side av elven med unntak av stasjon 4 og noe mindre grad stasjon 2 (Figur 28).



Figur 28: Vannhastighet på 0.6x av total dyp for stasjoner i Bygdaråi. De røde markeringene viser de eldre forbygningene (1A, 2A og 5A), de grå markeringene viser til de nyere forbygningene (3B og 4B) og de grønne viser de naturlige stasjonene (1A, 2B, 3A, 4A og 5B).

Det er svært signifikante forskjeller på vannhastigheten (Figur 29: M-W U test, p-verdi = <0.0001) målt på sprengsteinsikringene og eldre landbrukssikringene.



Figur 29: Vannhastigheter (m/s) 0.6 av totalt dyp ved landbrukssikringer i rødt og sprengsteinsikringene i grå.

5. Diskusjon

Hypotese 1: Det antas at fiskepopulasjoner som befinner seg ved forbygningene er dominert av større fisk i forhold til den naturlige kanten.

Ved de ulike stasjonene var det signifikant forskjell i forholdet mellom årsyngel og eldre fisk. Funnene viser at de eldre dominerer ved forbygningene mens årsyngelen dominerer de naturlige strekkene (Figur 16 og Figur 17), unntaket er st. 5b i Vallaråi der det er likt antall 0+ og eldre (Figur 18). Lengdefrekvenskurvene viser en tydelig større andel eldre rekrutter (<7-20 cm) ved forbygd kant enn den naturlige kanten (Figur 22) med enkelte individer over 20 cm. Lengdefordelingen til ørret i Bygdaråi (Figur 19) viser at de naturlige strekkene har en sterk dominans av ørret på 5-7 cm med innslag av individer lenger enn 7 cm.

Som vist i tabell 1, er ikke litteraturen entydig på effekten av å etablere forbygninger på livet i vassdrag. Noen viser at forbygninger er svært ødeleggende, andre finner ingen eller svake utslag, mens det også er noen studier som viser positiv effekt. Sett i forhold til mine observasjoner, er det er flere sammenliknbare studier som også har observert samme effekter på størrelsesfordelingen mellom forbygninger og naturlig kant, som vises her. For eksempel rapporter Chapman and Knudsen (1980) og Knudsen and Dilley (1987) at forbygninger favoriserer større laksefisk.

At eldre ørret dominerer i forbygningene mens årsyngel dominerer den naturlige kanten (Figur 16 og Figur 19), samsvarer med funnene til flere studier som observert like tetthetsvariasjoner av laksefisk ved forbygd og naturlig kant (se f.eks. Heggnes, 2023; Knudsen & Dilley, 1987; Peters et al., 1998).

I Bygdaråi var det for øvrig også lavere samlet tetthet av ørret i de forbygde enn i de naturlige strekkene (Figur 15 og Tabell 3). Dette støttes av andre undersøkelser, som også har funnet lavere totale tettheter av laksefisk ved strekk med forbygd kant sammenliknet med naturlig kant (Peters et al., 1998; Thurow, 1988). Den samme trenden stemmer for fangsten i Bygdaråi (Tabell 3) der tettheten av ørret var rundt det dobbelte ved stasjonene med naturlig kant. Det ser ikke ut til at det er spesielt dårlig rekruttering i Bygdaråi. Undersøkelser av gyteområder ligger utenfor fokuset i prosjektet.

Selv om noe av litteraturen rapporterer andre utslag enn funnene i den oppgaven, er det også flere tidligere rapporters som viser det samme som mine undersøkelser. Siden mye av litteraturen samsvarer med resultatene her, som for øvrig er veldig tydelige og signifikante, er det ikke grunnlag til å forkaste hypotese 1. Det vil likevel alltid være en fordel å fortsette elektrofiske langs de samme stasjonene for å verifisere funnene, og reduser mulige feilkilder

Hypotese 2: Elvekantforbygninger antas å føre til en samtidig endring i habitat til grovere og mer kantet substrat.

Strandsonen ved elvekantforbygningene besto av stein med vesentlig større partikkelstørrelse (Figur 23 og Figur 24) og høyere dyp (Figur 26) enn ved den naturlige kanten. Disse forskjellene ble funnet å være signifikante, og det er ikke grunnlag for å forkaste hypotesen.

I utgangspunktet var oppsettet til prosjektet hovedsakelig å sette forbygd side mot naturlig side med fem replikaer, men det endte opp med to ulike typer forbygninger. Derfor ville jeg se om ørreten hadde signifikante tetthetsforskjeller i de nyere sprengsteinssikringene og de eldre landbrukssikringene. Veisikringene av skuddstein består av blokk med vesentlig større stein (Figur 25). Fangsten ved landbrukssikringene har et svært signifikant høyere antall ørretindivider enn ved sprengsteinsikringene (Figur 22).

På tross av at det var to ulike forbygningstyper var hovedtrendene for ørret mellom forbygde og naturlige strekk var fortsatt tydelig.

5.1. Tettheter og antall sammenliknet med nærliggende vassdrag

Det ser ikke ut til at tetthetsestimaterne i Bygdaråi er svært mye lavere eller høyere enn ved nærliggende vassdrag (Tabell 4). Kivleåi som er uten forbygd elvekant har høyere tettheter av årsyngel og spesielt eldre ørret. De fleste nærliggende undersøkelsene oppgir ikke om stasjonene er i forbygde eller naturlige strekk.

Tabell 4: Oversikt over tettheter av årsyngel og eldre ørret i Bygdaråi sammenliknet med tettheter rapportert i nærliggende vassdrag. Data som er publisert før 2023 er hentet fra Heggenes (2023).

Elv og referanser	Tid	Kategori	Ørret 0+ Tetthet/ 100 m ² (min-maks)	Ørret eldre Tetthet/ 100 m ² (min-maks)
Bygdaråi Egne data	2023	Utbygd	16.2 (3-28)	42.8 (5-80)
	sept-okt	Naturlig	79.6 (11-168)	11.4 (3-59)
Vallaråi (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011;	2008-2010,	Utbygd	3.3 (1-7)	34 (22-51)
	2014-2017,		12,5 (3-22)	60 (40-77)
	2021-2022, 2023 okt		29 (11-60)	62,67 (54-77)

Heggenes, Roed & Torp 2018, Heggenes 2022; egne tall)	2008-2010, 2014-2017, 2021-2022, 2023 okt	Naturlig	34.11 (4-119) 23,33 (5-41) 42,5 (26-65)	13 (5-28) 10,87 (1-27) 10,69 (4,5-20)
Kivleåi (Heggenes 2023)	2020-2022	Naturlig	85.7 (12 – 312)	48 (3 – 112)
Heddøla (Solhoi 1992) (Hvidsten 2010) (Schartum et al. 2022)	1992, juni 2009, sept 2016-2021	Ukjent	6 36 11-35	3 8 4-8
Bøelva (Solhoi 1992) (Halari, Olsen & Sydtveit 2005) * (Hvitsten 2010) (Schartum et al. 2022)	1992, juni 2005, sept. 2010, sept. 2016-2021	Naturlig	51 - 18 5-26	18 18 2 3-8
Tokkeåi (Kraabøl et al. 2015) Saltveit et al. In press	2010-2013, sept-okt 2011-2022	Ukjent	28,3 (24,6-32,4) 18,1 (8,5-26,8)	12,4 (10-14,1) 13,6 (4,5-25,6)

*omregnet areal til 100 m² og 0+ tatt ut av materialet

5.2. Habitat og biologi

Klassefordelingen og tettheten kan komme av interkohort konkurranse om plass (Keeley & McPhail, 1998). Fisken posisjonerer seg ved strukturer der de kan oppnå maksimal energiopptak. For å holde på den beste plassen vil de beskytte territoriet sitt (Sloman, 2024). Når fisken blir større, vil den flytte territoriet. Størrelsen på territoriet avhenger av fiskestørrelsen og det er delvis negativt korrelert med substratkompleksiteten (Titus, 1990).

Dynamikken til hydrologi, sedimentologi og elvemorfologi danner grunnlaget for hele økosystemet i elver (Maddock, 1999). Habitatheterogenitet er viktig for en bred fordeling av fisk av ulik størrelse (Heggenes et al., 1999), For god habitatheterogenitet er det viktig med variasjon i oppbygning og struktur til substratet og god kantvegetasjon. I naturlige elveløp vil strømmen grave ut sedimenter i yttersvingene særlig i flomperioder og gi større dyp. Derfor er de fleste forbygningene plassert i yttersvingen. Forsterkning av elvekanten gjør at det helles graver i dybden (Craig & Zale, 2001;

Harby et al., 2020). Det er vanskelig å skille faktorene dyp og grovheten til substratet siden de stort sett forekommer sammen. Det er ingen av kildene jeg har funnet som har diskutert denne sammenhengen.

5.2.1. Substrat og skjul

Forandringer i sedimentoppbygningen har en direkte innvirkning på det akvatiske livet. Endring på tilgang til hulrom og morfologisk heterogenitet påvirker fisk i elv. (Hauer et al., 2018). Størrelsen på steinene kan påvirke trofistrukturen til fisken (Reid & Church, 2015). De naturlige stasjonene har bunns substrat dominert av middels stor stein og grus (Figur 23). En faktor som virker inn på klassefordelingen, er at de naturlige strekkene har mindre plass i hulrommene mellom steinene (Armstrong et al., 2003; Ayllón et al., 2010; Heggenes et al., 1999). Det er også flere hulrom der fisken kan unngå kontakt med andre fisk (Kielland, 2013).

Innstallering av forbygninger bidrar til fjerning av kantvegetasjon. Wesche et al. (1987) så at overskyggende dekke ble redusert med 57-80% innen to år. Kantvegetasjonen gir tilførsel av organisk materiale, skygge, og stabilisering av massene (Harby et al., 2020; Reid & Church, 2015). Et naturlig erosjonsregime vil grave på sidene og danne overhengende dekke (Schmetterling et al., 2001). Skygge fra overhengende bredde og kantvegetasjon bidrar til regulering av vanntemperaturen og skjul, det er spesielt viktig for laksefisk (Rutherford et al., 1997; Schmetterling et al., 2001).

Utformingen og materialbruket ga varierende habitatet i de ulike forbygningene. Landbrukssikringene har et mer heterogent habitat med noe overhengende kant og litt kantvegetasjon.

Det anbefales å bruke stor stein for god stabilitet (NVE, 2023a), sedimentering og refugier for fisk (Fischenich, 2003; Reid & Church, 2015). Kantvegetasjon og enkelte dype hulrom under elvekanten kan ha vært avgjørende for den høyere tettheten av ørret ved landbrukssikringene (vedlegg 4 & Figur 22). Det er sannsynlig at fangbarheten var lavere for individer i hulrommene mellom sprengsteinen på grunn av tilgjengelighet. Lister et al. (1995) fant høyere tettheter av laksefisk ved forbygninger med større stein (>30cm) enn ved forbygninger med mindre stein (<30 cm) og naturlige bredder. Der var de undersøkte strekkene med ingen eller lite vegetasjon.

5.2.2. Vanndybde

I tillegg til større hulrom mellom steinene i forbygningene, er det flere områder med dypere partier (Figur 26) der større fisk gjerne oppholder seg sammenliknet med naturlige strekk med mindre dyp (Heggenes, 1996; Mäki-Petäys et al., 1997). Små parr er som oftest i grunne områder <20-30 cm (Heggenes et al., 1999). Fangstdata (Tabell 3) og dybdemålinger (

Figur 26) i Bygdaråi viser den samme fordelingen der fiskestørrelsen er større i dypere områder.

5.2.3. Vannhastighet

Vannhastigheten er en viktig fysisk faktor for habitatvalget til ørret (Heggenes et al., 1999), men vi valgte strekk med en tilsynelatende homogen vannhastighet for å dempe effekten av vannhastighet. Av praktiske grunner og bytting av måler, ble ikke vannhastigheten målt samme dag på begge sidene av elven. Vannhastigheten for stasjon 4 ble målt et par dager etter noen dager med kraftig regn. Utenom stasjon 4 er trenden er at det ikke er signifikant forskjell på vannhastigheten i de parete stasjonene (Figur 28). Vannhastigheten ble målt et par uker etter utført elektrofiske. Derfor vil det ikke kunne brukes til å forklare fangsten, men heller eventuelle forskjeller mellom naturlig og forbygd side. Som nevnt så ble ikke vannhastigheten målt i samme dag, så resultatene kan ha vært forstyrret av den tidvise variasjonen i nedbøren høsten 2023 (MET, 2024).

5.2.4. Ørekyt i Bygdaråi

Ørekyt har en mye høyere tetthet ved strekkene med forbygd kant (Figur 15, Vedlegg 3). Innførsel av ørekyt regnes som uheldig siden den er en næringskonkurrent for ørreten, den konkurrerer særlig med yngelen (Berg, 2005). Konkurransen med ørekyt er en faktor som reduserer rekruttering, individuell vekst og kondisjon ved introduksjon i systemet (Bilstad & Bilstad, 2006). Ørekyt har blitt spredt langt utover sin naturlige utbredelse av mennesker for bruk av levende agn eller satt ut. Den har en naturlig utbredelse i Norge, men den har ikke en naturlig utbredelse i Telemark. Ørekyten i Bygdaråi har sannsynligvis vandret fra Seljordsvatnet der den ble observert på 1980-tallet (Hesthagen, 2016). Den lave fangsten på st. 5B (Vedlegg 3) er sannsynligvis påvirket av det kalde vannet ved overfiske. Ørekyt har en fakultativ stimadferd, som kan forklare at mange ørekyt ble fanget på samme sted (Pitcher, 1973).

5.3. Lengde 0+ ørret

Gjennomsnittslengdene for årsyngelen i Bygdaråi ligger mellom 60mm og 55mm (Figur 20). Flere stasjoner hadde svært lave fangster som gir større usikkerhet, spesielt stasjon 1B, 2A 3B og 4B (Tabell 3). Gjennomsnittet er litt jevnere mellom de naturlige stasjonene. I Vallaråi (Figur 21) er lengden for 0+ jevn, men litt lavere enn i Bygdaråi. Det kan være fordi Vallaråi er en større elv og fangsten dekker mindre del av tverrsnittet. Variasjonen i Vallaråi er nok mindre fordi datasettet er betydelig større og fra flere år.

5.4. Videre arbeid og muligheter

Det er ikke gjort noen systematiske undersøkelser i Norge som går inn på forbygninger med parete sammenlikning med naturlige strekk uten mange forstyrrende elementer. Det er også begrenset med undersøkelser som ser på ørret spesifikt. Derfor vil resultatene mine være nyttige for å gi et kunnskapsgrunnlag ved fremtidige prosjekter med kantsikring i elv. Laks er også en interessant fiskeart ettersom de har mye felles med tanke på habitat og ofte forekommer sympatrisk og har mange felles habitatkrav med ørret.

Uten begrensninger ville jeg ha forlenget prosjektet over flere år for å få et datasett som er mindre følsomme for årlige variasjoner i rekrutering og overlevelse. Jeg ville også ha gjennomført mer omfattende habitatundersøkelser med mål av skjul og grundigere beskrivelse av substratet og dybde. For å minke variasjoner mellom forbygningstypene og naturlige stasjoner ville jeg ha lagt til flere stasjoner lenger oppstrøms i elven.

5.5. Feilkilder

Erfaringen til fiskerteamet er viktig for fangbarheten (Forseth & Forsgren, 2009). Derfor er fangsten fra enkelte stasjoner usikre. Flere fiskeindivider kan ha sluppet unna på grunnlag av manglende erfaring. Særlig sammenlikningen mellom forbygningene trenger flere sesonger for å styrke analysene. Komplikasjonene i sammenheng med datainnsamling av vannhastigheter gjorde de mindre pålitelige.

6. Konklusjon

Ørretpopulasjonene i strekkene med forbygd kant domineres av individer lengre enn 7 cm. De naturlige strekkene i Bygdaråi har et vesentlig høyere antall ørret, med en svært svak tilstedeværelse av eldre ørret. I Bygdaråi er det merkbart høyere tettheter av ørret ved landbrukssikringene bestående av naturstein enn ved sprengsteinssikringene av mer kantet stein. Det trekkes frem at forskjellen på tilgangen på skjul kunne være avgjørende for at det var høyere tetthet av ørret ved de gamle forbygningene. Substratet på de forbygde strekkene hadde mye grovere partikkelstørrelser enn på de naturlige strekkene.

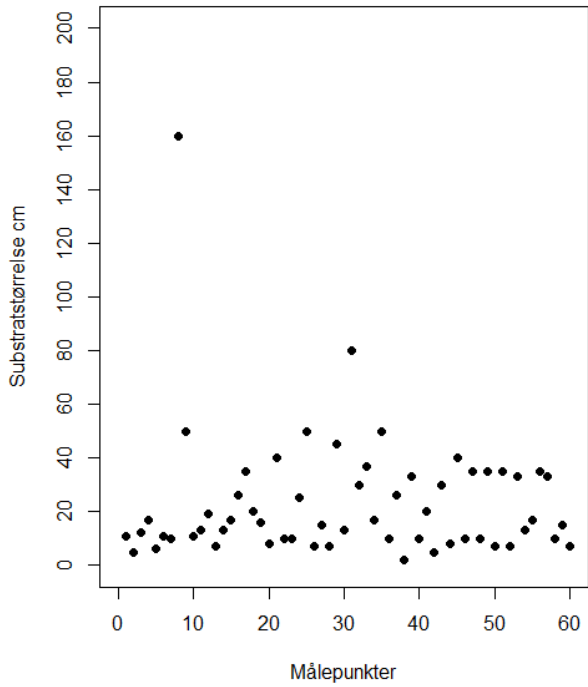
Det er flere stasjoner med svake fangster av ørret. Derfor vil det være en stor fordel om noen vil fortsette arbeidet med elektrofiske på de samme stasjonene i flere år fremover for å styrke datagrunnlaget. Det gjelder særlig st. 1B, 2A og 3B.

Det vil anbefales å gjøre lokasjonsbestemte vurderinger i forhold til muligheten til å kombinere sikring med stein med vegetasjon og plassering av forbygningen ift. elvekanten.

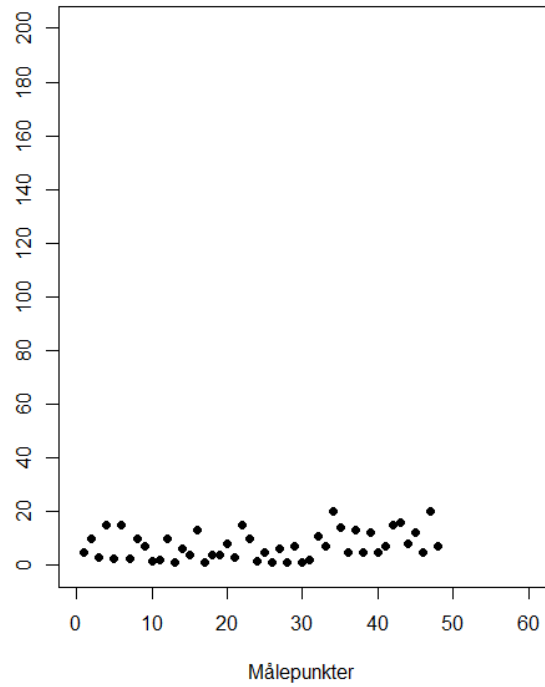
7. Vedlegg 1-5

Vedlegg 1: Substratfordeling for hver stasjon i Bygdaråi.

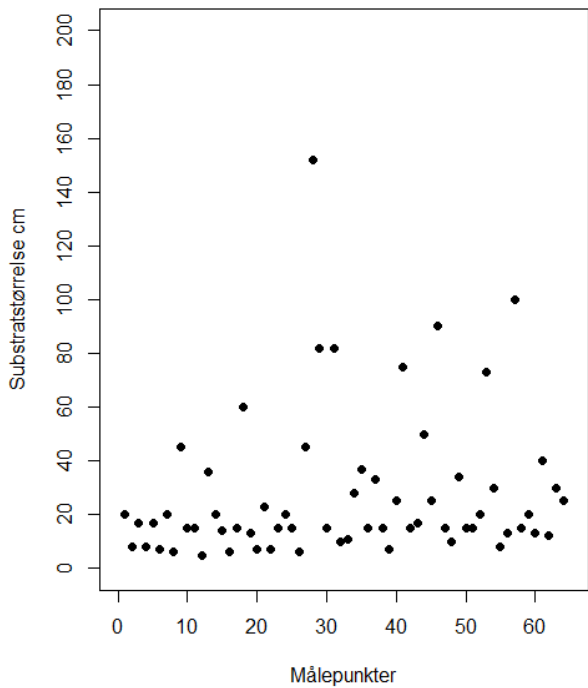
Stasjon 1A



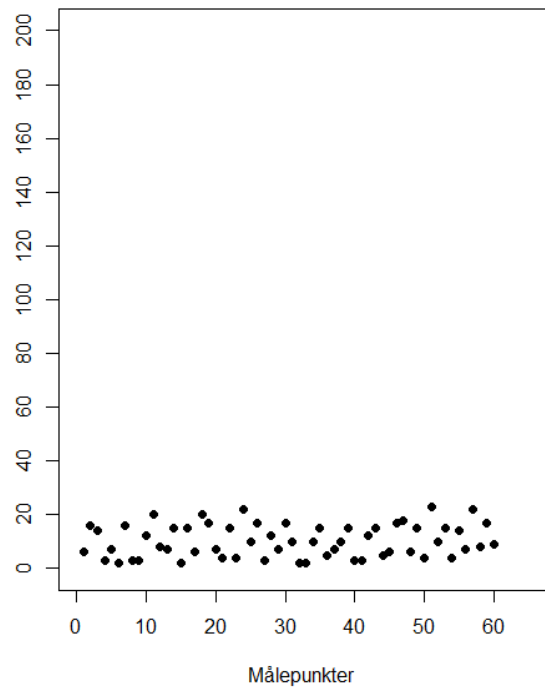
Stasjon 1B



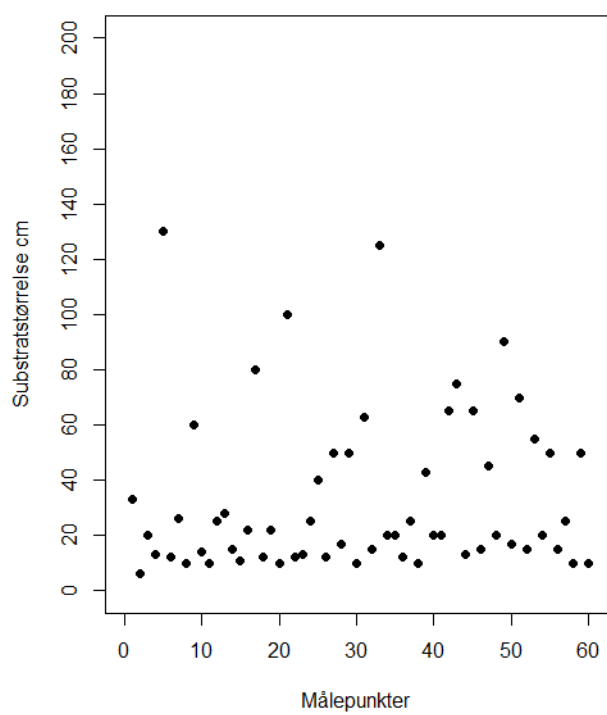
Stasjon 2A



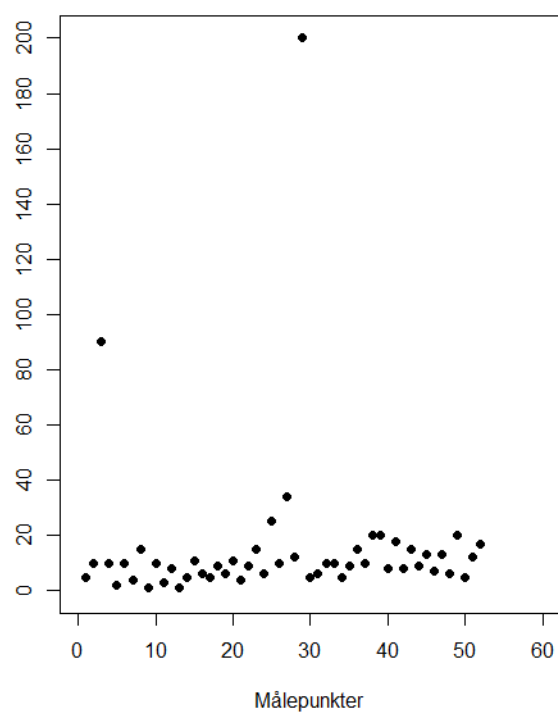
Stasjon 2B



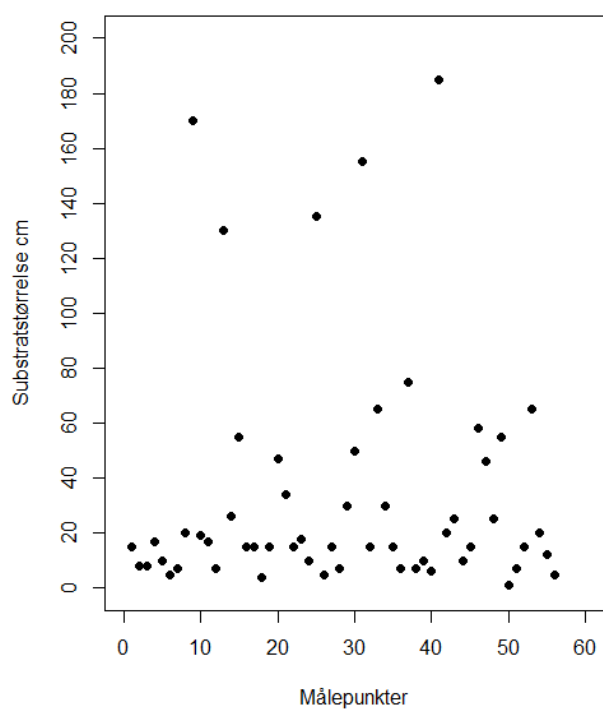
Stasjon 3B



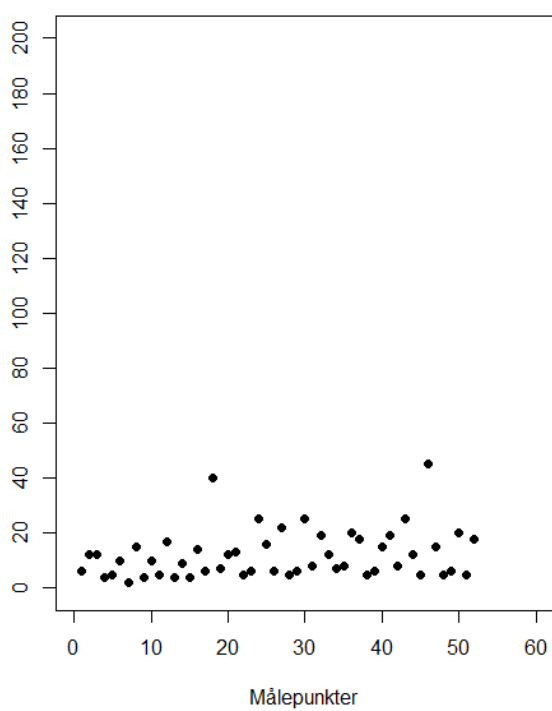
Stasjon 3A



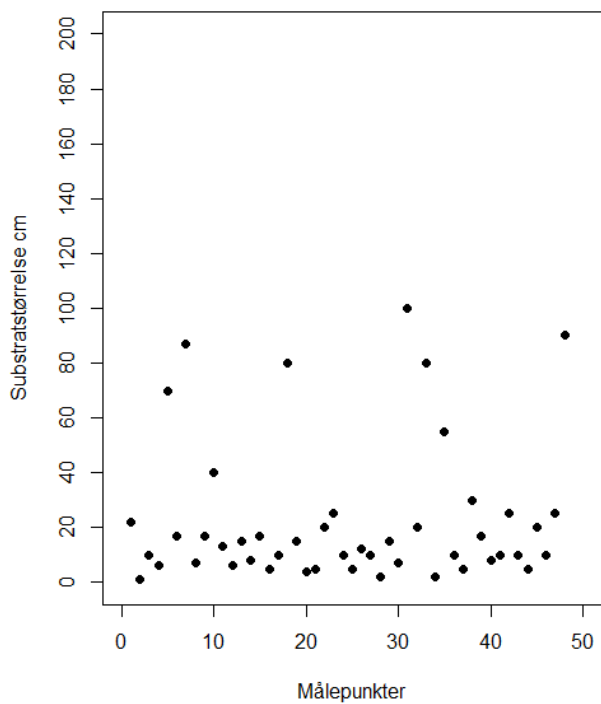
Stasjon 4B



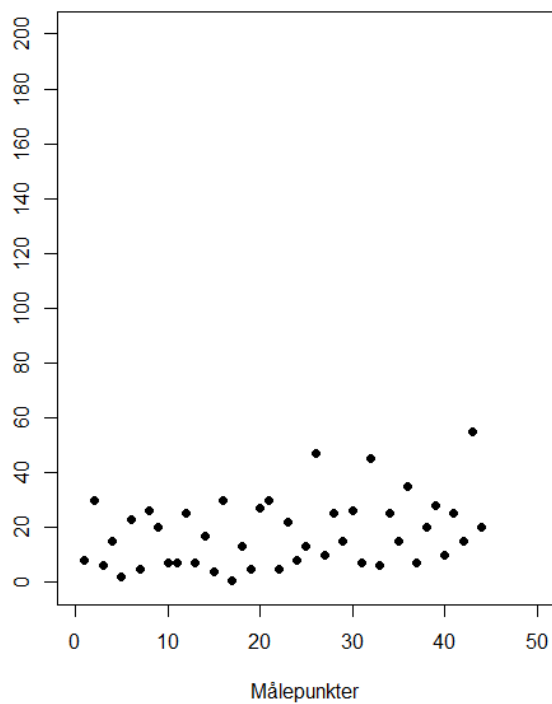
Stasjon 4A



Stasjon 5A



Stasjon 5B



Vedlegg 2: Stasjon og år, aldersklasse, antall fisk per runde, antall fanget, 95% konfidens intervall (CI), fangbarhet, areal (m²), tetthet per 100 m², og kategori etter tre gangers overfiske i Vallaråi fra tre ulike perioder (2008-2010, 2014-2017, 2021-2023). Enkelte stasjoner har bortgått gjennom årene grunnet ødeleggelse, st. 7, 5b og 3.

*: antall fanget fisk benyttet som absolutt minimumsestimat, ordinært estimat ikke gyldig.

I åpne celler kunne ikke elektrofiske gjennomføres grunnet vanskelige forhold/fysiske inngrep (Heggenes, 2023).

Stasjon	Alder	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidens Intervall	Fangbarhet	Areal m ²	Estimert tetthet pr. 100 m ²	Forbygd
2023	Total		164			345	163	
2	0+	26 + 10 + 6	45	42 - 52	0.612	150	47	Nei
	Eldre	6 + 1 + 1	8	7 - 9	0.727	150	8	Nei
4	0+	6 + 3 + 2	11	8 - 14	0.611	100	11	Ja
	Eldre	33 + 10 + 8	51	48 - 60	0.593	100	54	Ja
5	0+	11 + 9	20	-17 - 87	0.339	95	35	Nei
	Eldre	6 + 2	8	6 - 10	0.8	95	8	Nei
2022	Total		275			545	227.5	
2	0+	25 + 12 + 8	52	40 - 64	0.479	150	35	Nei
	Eldre	8 + 2 + 1	11	10 - 11	0.733	150	7	Nei
3	0+	13 + 11 + 8	52	9 - 98	0.269	200	26	Nei
	Eldre	5 + 4 + 0	9	7 - 11	0.692	200	4,5	Nei
4	0+	8 + 5 + 2	16	11 - 21	0.556	100	16	Ja
	Eldre	26 + 15 + 8	57	44 - 70	0.471	100	57	Ja
5	0+	19 + 16 + 9	62	30 - 94	0.333	95	65	Nei
	Eldre	5 + 2 + 4	16	-5 - 37	0.303	95	17	Nei
2021	Total		311			445	310	
2	0+	45+19	75	58-92	0.61	150	50	Nei
	Eldre	19+4	23	21-25	0.852	150	15	Nei
3	0+	20+11+5	40	32-48	0.522	100	40	Nei
	Eldre	9+6+3	20	13-27	0.5	100	20	Nei
4	0+	11+11+8	60	-25-145	0.204	100	60	Ja

	Eldre	41+17+11	77	66-88	0.523	100	77	Ja
5	0+*	11+19+10	40	Na	Na	95	42	Nei
	Eldre	3+3+0	6	4 – 8	0.667	95	6	Nei
2017	Total		205			620	204	
2	0+	10+7+4	29	25 – 33	0.349	125	23	Nei
	Eldre	1+0+0	1			125	1	Nei
3	0+	9+6+6	41	13 – 70	0.210	200	21	Nei
	Eldre	1+1+1	3			200	2	Nei
4	0+					60		Ja
	Eldre	17+7+7	38	19 – 57	0.357	60	63	Ja
5	0+	17+10+7	42	26 – 58	0.472	134	34	Nei
	Eldre	12+2+1	14	14 – 16	0.802	134	11	Nei
5b	0+	5+3+5	15	14 – 16	0.789	100	31	Nei
	Eldre	7+5+3	22	18 – 26	0.583	100	18	Nei
2016	Total		210			620	205	
2	0+	10+5+7	38	0 – 94	0.243	125	30	Nei
	Eldre	18+3+0	22	21 – 23	0.818	125	18	Nei
3	0+	20+10+5	40	40 – 40	0.5	200	20	Nei
	Eldre	12+4+5	24	13 – 119	0.490	200	12	Nei
4	0+*	2+0+0	2			100	22	Ja
	Eldre	23+9+5	40	37 – 43	0.572	100	40	Ja
5	0+			8 – 28	0.429	95	19	Nei
	Eldre	5+1+1	7	6 – 8	0.7	95	7	Nei
5b	0+	12+2+1	15	14 – 16	0.789	100	15	Nei
	Eldre	13+4+4	22	18 – 26	0.583	100	22	Nei
2015	Total		404			620	260	
2	0+	18+14+6	118	31 – 182	0.368	125	41	Nei
	Eldre	17+5+6	51	31 – 205	0.688	125	20	Nei
3	0+	8+14+5	25	32 – 70	0.194	200	29	Nei
	Eldre	16+6+6	57	24 – 26	0.489	200	16	Nei
4	0+*	2+0+1	3			100	3	Ja
	Eldre	31+15+14	77	47 – 107	0.391	100	77	Ja

5	0+*	4+9+4	17	Na	Na	95	18	Nei
	Eldre	4+2+2	9	3 – 15	0.471	95	9	Nei
5b	0+	8+6+3	20	11 – 29	0.447	100	20	Nei
	Eldre	3+6+3	27	-52 – 106	0.174	100	27	Nei
2014	Total		123			395	82	
2	0+							Nei
	Eldre							Nei
3	0+	21+11+9	53	39 – 67	0.388	200	27	Nei
	Eldre	24+4+4	31	26 – 36	0.756	200	16	Nei
4	0+							Ja
	Eldre							Ja
5	0+*	0+2+1	5	-22 – 32	0.232	95	5	Nei
	Eldre	5+0+0	5	Na	1	95	5	Nei
5b	0+	10+5+2	17	14 – 20	0.654	100	17	Nei
	Eldre	12+0+0	12	NA	1	100	12	Nei
2010	Total		86			250	77	
2	0+*	2+3+3	8			125	7	Nei
	Eldre	4+1+1	6		0.642	125	5	Nei
3	0+							Nei
	Eldre							Nei
4	0+	5+1+1	7	6 – 8	0.710	100	7	Ja
	Eldre	22+5+2	29	28 - 30	0.750	100	29	Ja
5	0+	4+3+3	26	5 – 47	0.149	125	21	Nei
	Eldre	4+3+0	10	6 – 14	0.419	125	8	Nei
2009	Total		172			550	113	
2	0+	8+5+3	21	18 - 25	0.384	125	17	Nei
	Eldre	7+4+5	31	0 – 74	0-209	125	25	Nei
3	0+	3+7+5	15	-	-	200	9	Nei
	Eldre	13+4+5	24	14 – 35	0-525	200	12	Nei
4	0+	1+0+0	1	-	-	100	1	Ja
	Eldre	33+12+4	51	50 – 52	0.643	100	51	Ja
5	0+	4+6+3	13			125	10	Nei

	Eldre	9+3+3	16	11 – 21	0.538	125	13	Nei
2008	Total		299			550	222	
2	0+	56+31+25	149	112 - 187	0.367	125	119	Nei
	Eldre	21+7+5	35	29 – 40	0.593	125	28	Nei
3	0+	27+7+6	41	33 – 48	0.652	200	21	Nei
	Eldre	27+3+2	32	30 – 34	0.855	200	16	Nei
4	0+	0+2+2	2	-	-	100	2	Ja
	Eldre	18+2+2	22	19 – 24	0.835	100	22	Ja
5	0+	2+1+1	5	3 – 8	0.884	125	4	Nei
	Eldre	8+3+0	13	11 – 14	0.634	125	10	Nei

Vedlegg 3: Fangstdata med antall ørekyte fisket, 95% konfidensintervall (CI), fangbarhet, areal avfisket og estimert tetthet per 100m² i Bygdaråi etter tre runder elektrofiske.

Stasjon	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidensintervall	Fangbarhet	Areal m ²	Estimert tetthet pr. 100 m ²	Temperatur (° C)
2023	Totalt				1000	995	
1A	40+27+12	79	75 - 115	0.444	100	95	15.1
1B	3+8+0	11	6 – 18	0.5	100	12	15.8
2A	23+17+12	52	35 – 119	0.310	100	77	NA
2B	9+4+2	15	13 – 17	0.652	100	15	NA
3A	7+7+5	19	-13 – 79	0.244	100	33	12.5
3B	8+5+9	22	-582– 802	0.071	100	33	15.7
4A	16+10+3	29	25 – 37	0.569	100	32	13
4B	46+27+5	78	76 – 90	0.6	100	83	NA
5A	39+34	73	-225-681	0.175	100	228	12.6
5B	2+0+1	3	0 – 6	0.6	100	3	8.6

Vedlegg 4: Koordinater til alle stasjoner i Bygdaråi. Koordinatene er hentet med applikasjonen Norgeskart Friluft.

Stasjon	Koordinater
1A	Nedstrøms: 59.479410° N 008.631016° E Oppstrøms: 59.479853° N 008.629483° E
1B	Nedstrøms: 59.479410° N 008.631016° E Oppstrøms: 59.479853° N 008.629483° E
2A	Nedstrøms: 59.479853° N 008.629483° E Oppstrøms: 59.479098° N 008.629890° E
2B	Nedstrøms: 59.479853° N 008.629483° E Oppstrøms: 59.479098° N 008.629890° E
3A	Nedstrøms: 29.477997° N 008.628918° E Oppstrøms: 59.477795° N 008.625533° E
3B	Nedstrøms: 29.477997° N 008.628918° E Oppstrøms: 59.477795° N 008.625533° E
4A	Nedstrøms: 59.4771165° N 8.6270582° E Oppstrøms: 59.4771164° N 8.6256888° E
4B	Nedstrøms: 59.4771165° N 8.6270582° E Oppstrøms: 59.4771164° N 8.6256888° E
5A	Nedstrøms: 59.475643° N 008.617104° E Oppstrøms: 59.475583° N 008.616250° E
5B	Nedstrøms: 59.475643° N 008.617104° E Oppstrøms: 59.475583° N 008.616250° E

Vedlegg 5: Liste over mest sentrale litteratursøk med database, søkeord, antall treff og kriterier for utvalg.

Database	Søkeord	Treff	Kriterier for utvalg
Google Scholar	<i>Brown trout habitat riprap</i>	3410	Inneholdt trout og riprap i overskrift og sammendrag
Science Direct	<i>Trout habitat conditions</i>	10 644	Habitatforhold for ørret i elv og en anerkjent kilde
Google Scholar	<i>Flomsikring og økologisk respons</i>	77	Norsk rapport med relevans for morfologiske og biotiske konsekvenser
Google Scholar	<i>Ecological response riprap placement</i>	5550	Review artikler fra etter år 2000 med riprap og fisk. Brukte 3 stk
Google Scholar	<i>Fisk i flomsikret vassdrag</i>	198	Sammenliknbare undersøkelser i Norge
Google Scholar	<i>Ørret i erosjonssikret vassdrag</i>	103	Endret søkeord for å finne norske undersøkelser med samme tema. Brukte ingen.
Kildeliste til Reid & Church*		Brukt 6+	Relevans i teksten eller litteraturtabell
Kildeliste til NVE sikringshåndbok*			Pulg et al 2018. som igjen ga flere kilder

*Flere av referansene som er tatt i bruk er hentet fra disse med 'snowballing'.

8. Litteratur

- Anderson, I. C., & Hansen, T. V. (2013). *Ørretens bruk av små sidevassdrag til Glomma* [Bachelor thesis, <https://brage.inn.no/inn-xmlui/handle/11250/133342>]
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M., & Milner, N. J. (2003). *Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams*. *Fisheries Research*, 62(2), 143-170. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00160-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00160-1) (The Scientific Basis for Management of Salmonid stocks in the British Isles)
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. (2010). *Ontogenetic and spatial variations in brown trout habitat selection: Plasticity of brown trout habitat selection*. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(3), 420-432. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00426.x>
- Berg, O. K. (2005). *FISKER, AMFIBIER OG KRYPDYR KOMPENDIUM I ZO 2001 - FAUNISTIKK*. 55-56.
- Bilstad, A., & Bilstad, B. (2006). *Bestandsdynamikk hos ørret (Salmo trutta) i Øvre Heimdalsvatn 36 år etter etablering av ørekyt (Phoxinus phoxinus)* [Norwegian University of Life Science].
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., & Saltveit, S. J. (1989). *Electrofishing — Theory and practice with special emphasis on salmonids*. *Hydrobiologia*, 173(1), 9-43. <https://doi.org/10.1007/BF00008596>
- Borgstrøm, R., & Hansen, L. P. (Eds.). (2000). *Fisk i ferskvann* (2 ed.). Landbruksforlaget.
- Chapman, D. W., & Knudsen, E. (1980). *Channelization and Livestock Impacts on Salmonid Habitat and Biomass in Western Washington*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(4), 357-363. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1980\)109<357:CALIOS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1980)109<357:CALIOS>2.0.CO;2)
- Cortey, M., Vera, M., Pla, C., & García-Marín, J.-L. (2009). *Northern and Southern expansions of Atlantic brown trout (Salmo trutta) populations during the Pleistocene*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 97(4), 904-917. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01220.x>
- Craig, A., & Zale, A. (2001). *Effects of Bank Stabilization Structures on Fish and their Habitat—A Literature Review*. US Geological Survey, Washington Department of Ecology, and Montana State University: Bozeman, MT.
- Dyrsku'n. Dyrsku'n sidan 1866. Dyrsku'n. <https://www.dyrskun.no/dyrskun-sidan-1866/>
- Fischenich, J. C. (2003). *Effects of Riprap on Riverine and Riparian Ecosystems* [Review](ERDC/EL TR-03-4). <https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA414974>
- Forseth, T., & Forsgren, E. (2009). *El-fiskemetodikk - Gamle problemer og nye utfordringer*. Norsk institutt for naturforskning. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/284672>
- Forseth, T., & Harby, A. (2014). *Handbook for environmental design in regulated salmon rivers*. NINA Special Report(53).
- Fowler, J., Cohen, L., & Jarvis, P. (1998). *Practical Statistics for Field Biology* (2 ed.). WILEY.
- Gabrielsen, S.-E., Velle, G., Skår, B., & Wiers, T. (2014). *Restfeltet i Daleelva i Hordaland Effekter av flomsikringsarbeid på ungfisk og bunndyr* (LFI-233). https://norceresearch.brage.unit.no/norceresearch-xmlui/bitstream/handle/11250/2629296/LFI_233.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Gidley, C. A., Scarnecchia, D. L., & Hansen, J. A. (2010). *Fish community structure associated with stabilized and unstabilized shoreline habitats, Coeur d'Alene River, Idaho, USA*. *River Research and Applications*, 28(5), 554-566. <https://doi.org/10.1002/rra.1476>
- Gosset, C., Rives, J., & Labonne, J. (2006). *Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (Salmo trutta L.)*. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(3), 247-254. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00144.x>

- Harby, A., Bakken, T. H., Hansen, B. T., Lindholm, M., Museth, J., Schönfelder, L. H., & Zinke, P. (2020). *Hydromorfologisk klassifisering av elver og økologisk relevans - testing av metode* (SINTEF 2020:01246).
- Hauer, C., Leitner, P., Unfer, G., Pulg, U., Habersack, H., & Graf, W. (2018). *The Role of Sediment and Sediment Dynamics in the Aquatic Environment*. In (pp. 151-169). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_8
- Heggenes, J. (1988). *Effect of Experimentally Increased Intraspecific Competition on Sedentary Adult Brown Trout (*Salmo trutta*) Movement and Stream Habitat Choice*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(7), 1163-1172. <https://doi.org/10.1139/f88-139>
- Heggenes, J. (1996). *Habitat Selection by Brown Trout (salmo Trutta) and Young Atlantic Salmon (s. Salar) in Streams: Static and Dynamic Hydraulic Modelling*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(2-3), 155-169. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199603\)12:2/3<155::AID-RRR387>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199603)12:2/3<155::AID-RRR387>3.0.CO;2-D)
- Heggenes, J. (2023). *Elektrofiske og ungfiskundersøkelser i Vallaråi og Kivleåi 2020-2022* (Skriftserien fra Universitetet i Sørøst-Norge nr. 116). (USN Skriftserien, Issue.
- Heggenes, J., Bagliniere, J. L., & Cunjak, R. A. (1999). *Spatial niche variability for young Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (S. trutta) in heterogeneous streams*. *Ecology of Freshwater Fish*, 8(1), 1-21. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x>
- Heggenes, J., Bergan, F., Lydersen, E., & Sageie, J. (2012). *Rehabilitering av elvehabitatet i Vallaråi, Seljord i Telemark: Forslag til tiltak* [HiT skrift](HiT skrift nr 10/2012). (HiT skrift, Issue.
- Heggenes, J., Rolseth, K., Lydersen, E., & Schartum, E. (2023). *Gytegrepregistreringer i Vallaråi og Kivleåi høsten 2022* (Skriftserien fra Universitetet i Sørøst-Norge nr. 115). (USN Skriftserien, Issue.
- Heggenes, J., Røed, A., & Torp, J. D. (2018). *Effekt av elvebreddeskiler på tetthet og størrelse til ørret i Vallaråi, Seljord i Telemark* (Skriftserien fra USN nr. 8). (USN Skriftserien, Issue.
- Hesthagen, T. S., Odd Terje. (2016). *Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015* (NINA Rapport: 1205). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2383974>
- Hojesjo, J., Okland, F., Sundstrom, L. F., Pettersson, J., & Johnsson, J. I. (2007). *Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 70(1), 257-268. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01299.x>
- Hunt, R. L. (1988). *A compendium of 45 trout stream habitat development evaluations in Wisconsin during 1953-1985*. *Technical bulletin/Wisconsin, Dept. of Natural Resources (USA)*(162).
- Johnsson, B., & Johnsson, N. (2011). *Habitats as Template for Life Histories*. In: *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout*. In *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout* (Vol. 33). Springer, Dordrecht.
- Kartverket. *NVE Temakart (Bygdaråi)*. Seljord, Retrieved 2023/09/25/12:28:47 from <https://temakart.nve.no/tema/nedborfelt>
- Keeley, & McPhail. (1998). *Food Abundance, Intruder Pressure, and Body Size as Determinants of Territory Size in Juvenile Steelhead Trout (Oncorhynchus Mykiss)*. *Behaviour*, 135(1), 65-82. <https://doi.org/10.1163/156853998793066393>
- Kielland, Ø. N. (2013). *Size-dependent habitat use of juvenile brown trout (Salmo trutta L.) in an artificial river* [Master, Norges teknisk-vitenskapelige universitet]. https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/bitstream/handle/11250/2353766/10248_FULLTEXT.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Knudsen, E. E., & Dilley, S. J. (1987). *Effects of Riprap Bank Reinforcement on Juvenile Salmonids in Four Western Washington Streams*. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(3), 351-356. [https://doi.org/https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1987\)7<351:EOBRBRO>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1577/1548-8659(1987)7<351:EOBRBRO>2.0.CO;2)
- Kristiansen, A. G. (2011). *Miljøtiltak i vassdrag med erfaringer fra Nord-Norge*.
- Lister, D., Beniston, R., Kellerhals, R., & Miles, M. (1995). *Rock size affects juvenile salmonid use of streambank riprap*. *CR Thorne, SR Abt, FJB Barends, ST Maynard, and KW Pilarczyk. River, Coastal and Shoreline Protection: Erosion Control Using Riprap and Armourstone*. NY: John Wiley and Sons, 621-632.
- Maddock, I. (1999). *The importance of physical habitat assessment for evaluating river health*. *Freshwater Biology*, 41(2), 373-391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>
- Meld. St. 15 (2011–2012). *Hvordan leve med farene - om flom og skred*. Retrieved from <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld-st-15-20112012/id676526/sec3>
- MET. (2024, 26.04.2024). *Observasjoner og værstatistikk* Meteorologisk institutt (MET). Retrieved 26.04.2024 from <https://www.yr.no/nn/historikk/graf/5-32850/Noreg/Telemark/Kviteseid/Kviteseid>
- Mjærum, A., Wammer, E. U., Kulturhistorisk, M., Kulturhistorisk, m., Norsk Maritimt, M., Oppland, Heggenes, J., & Bjørkli, B. (Eds.). (2016). *Fjellfiske i fortiden: årtusener med svømmende rikdom*. Portal forlag.
- Myhre, O. (2015). *Landet bindes sammen - Norgeshistorie*. <https://www.norgeshistorie.no/bygging-av-stat-og-nasjon/1407-landet-bind-es-sammen.html>
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P., & Kreivi, P. (1997). *Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, Salmo trutta, in a northern boreal river* [Article]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(3), 520-530. <https://doi.org/10.1139/cjfas-54-3-520>
- Neville Jones, A. (1975). *A preliminary study of fish segregation in salmon spawning streams* *Journal of Fish Biology - Wiley Online Library*, 7, 95-104. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1095-8649.1975.tb04579.x>
- NEVINA. (2024). Retrieved 2024/01/25/10:21:44 from <https://nevina.nve.no/>
- Norge, S. (2003). *Norsk Standard - Vannundersøkelse Innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat* (NS-EN 14011). (Water quality, Issue.
- NOU 1996:16. (1996). *Tiltak mot flom*. Retrieved from <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/NOU-1996-16/id140631/?ch=6>
- NVE. (2023a). *Sikringshåndboka*. In N. v.-o. energidirektorat (Ed.).
- NVE. (2023b, 2023/10/26/). *Vassdragstekniske anlegg - NVE*. <https://www.nve.no/om-nve/nves-listefoerte-kulturminner/vassdragstekniske-anlegg/>
- Perplexity, A. I. (2023). *PerplexityKI*. In Perplexity AI. <https://www.perplexity.ai/>
- Peters, R. J., Missildine, B. R., & Low, D. L. (1998). *Seasonal fish densities near river banks stabilized with various stabilization methods*. *US Fish and Wildlife Service, Western Washington Office, Lacey, WA*.
- Pitcher, T. J. (1973). *The three-dimensional structure of schools in the minnow, Phoxinus phoxinus (L.)*. *Animal Behaviour*, 21(4), 673-686. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(73\)80091-0](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(73)80091-0)
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., & Gabrielsen, S.-E. (2018). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk miljø: God praksis for miljøforbedrende tiltak i elver og bekker* (LFI-Rapport nr. 296). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1051/m1051.pdf>
- Quigley, J. T., & Harper, D. J. (2004). *Streambank Protection with Rip-rap: An Evaluation of the Effects on Fish and Fish Habitat*. *Fs 97-4(2701)*, 76. https://publications.gc.ca/collections/collection_2007/dfo-mpo/Fs97-4-2701E.pdf

- Reid, D., & Church, M. (2015). *Geomorphic and Ecological Consequences of Riprap Placement in River Systems*. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 51(4), 1043-1059. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jawr.12279>
- Rimmer, D. M., Paim, U., & Saunders, R. L. (1984). *Changes in the Selection of Microhabitat by Juvenile Atlantic Salmon (Salmo salar) at the Summer–Autumn Transition in a Small River*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(3), 469-475. <https://doi.org/10.1139/f84-056>
- Roald, L. A. (2021). *Floods in Norway* (NVE Rapport nr. 1/2021). https://publikasjoner.nve.no/rapport/2021/rapport2021_01.pdf
- Rutherford, J. C., Blackett, S., Blackett, C., Saito, L., & Davies-Colley, R. J. (1997). *Predicting the effects of shade on water temperature in small streams*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31(5), 707-721. <https://doi.org/10.1080/00288330.1997.9516801>
- Schmetterling, D. A., Clancy, C. G., & Brandt, T. M. (2001). *Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the western United States*. *FISHERIES*, 26(7), 6-13. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2001\)026<0006:EORBRO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0006:EORBRO>2.0.CO;2)
- Skagerak, K. (2017, 2017/11/30/T13:58:34+01:00). *Sundsbar*. <https://www.skagerakkraft.no/kraftverk/kraftverksoversikt/sundsbar/>
- Skaala, Ø. (2019, 14.01.2024). *Tema: Ørret/aure*. Havforskningsinstituttet. Retrieved 22.04.2024 from <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/orret-aure>
- Sloman, K. A. (2024). *Dominance behaviors*. In S. L. Alderman & T. E. Gillis (Eds.), *Encyclopedia of Fish Physiology (Second Edition)* (pp. 502-508). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90801-6.00045-8>
- Software, P. (2023). *RStudio*. In *Posit* <https://posit.co/download/rstudio-desktop/>
- Stokseth, S., & Ivar Olaf Peereboom. (2007). *Flomsonekart, Delprosjekt Seljord* (NVE Rapport nr. 13/2007). https://publikasjoner.nve.no/flomsonekart/2007/flomsonekart2007_13.pdf
- Svenning, M.-A., & Hanssen, Ø. K. (1999). *Konsekvenser av elveforbygning på fiskebestandene i Kirkeelva* [Oppdragsmelding](NINA Oppdragsmelding566). <https://www.nina.no/archive/nina/PppbasePdf/oppdragsmelding/566.pdf>
- Thurow, R. F. (1988). *EFFECTS OF STREAM ALTERATIONS ON RAINBOW TROUT IN THE BIG WOOD RIVER, IDAHO* *Proceedings of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*. , 175-178.
- Titus, R. G. (1990). *Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (Salmo trutta): new perspectives*. *Annales Zoologici Fennici*, 27(2), 119-130. <http://www.jstor.org/stable/23736028>
- Van Deventer, J. S., & Platts, W. S. (1989). *Microcomputer software system for generating population statistics from electrofishing data : user's guide for MicroFish 3.0*. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. <http://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/100117>
- Vannkraftbase. (2024). *Vannkraftdatabase, Sundsbar* - NVE. Retrieved 01.08.2024 from <https://www.nve.no/energi/energisystem/vannkraft/vannkraftdatabase/>
- VannNett-Bygdaråi. <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/016-1050-R>
- VannNett-Bygdaråi bekkefelt. <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/016-1051-R>
- VannNett-Vallaråi. <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/016-2557-R>
- Vegvesenet. (2014). *Grunnforsterkning, fyllinger og skråninger*. <https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/handboker/hb-v221.pdf>
- Vollestad, L. A., Serbezov, D., Bass, A., Bernatchez, L., Olsen, E. M., & Taugbol, A. (2012). *Small-scale dispersal and population structure in stream-living brown trout (Salmo trutta) inferred by*

- mark-recapture, pedigree reconstruction, and population genetics [Article]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(9), 1513-1524. <https://doi.org/10.1139/f2012-073>
- Wesche, T. A., Goertler, C. M., & Frye, C. B. (1987). *Contribution of Riparian Vegetation to Trout Cover in Small Streams*. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(1), 151-153. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1987\)7<151:CORVTT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1987)7<151:CORVTT>2.0.CO;2)
- Whitlock, M. C., & Schluter, D. (2020). *The Analysis of Biological Data* (3 ed.). Macmillan International, Macmillan Learning. <https://www.macmillanlearning.com/ed/uk/product/The-Analysis-of-Biological-Data--3rd-edition/p/1319325343#collapseTwo> R