



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Effekten av kantvegetasjon på tetthet, lengde, overlevelse og forflytning hos ungfisk av ørret (*Salmo trutta*) i Hølenvassdraget

The effect of riparian vegetation on density, length, survival and movement patterns of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in the Hølen catchment

Eivind Wolden
Naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven er avslutningen på mine to år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er en del av prosjektet «Tiltaksorientert overvåkning av sjøørret i Hølenelva», hvor målet er å kartlegge ungfisktettheter og sjøørretforekomster, samt potensielle problemområder som kan begrense ørretproduksjonen i vassdraget. Prosjektet er et samarbeid mellom NMBU, Vestby kommune, MORSA vannområde og NJFF, og er finansiert av Miljødirektoratet og Vestby kommune. Denne masteroppgaven bygger videre på oppgaven til Stokke (2023), som kartla tettheter og vandringsmønstrene til ørret i Hølenvassdraget gjennom elektrofiske og PIT-merking i 2021.

Jeg ønsker å rette en stor takk til hovedveileder Thrond Haugen for all hjelp gjennom hele prosessen, fra planlegging og feltarbeid til analyser og tilbakemeldinger i skriveprosessen. Videre takkes medveileder Stian Stensland for gjennomlesing, samt all hjelp, koordinering og engasjement rundt Krombekkenprosjektet, et godt samarbeid mellom NMBU, Vestby videregående skole, NJFF, Vannområde Morsa og Vestby kommune. En stor takk til overingeniør Linda Eikaas ved NMBU samt medstudenter Alessandra Uggerud og Jakob Brenningen Bjørklund for deres hjelp under feltarbeidet. Videre takkes Hans-Christian Teien og Yetneberk A. Kassaye ved NMBU for deres hjelp med analyser av skjellprøver. Jeg ønsker også å takke Norsk vannforening for økonomisk støtte gjennom deres studentstipend.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, mai 2025

Eivind Wolden

Sammendrag

Fjerning av kantvegetasjon langs bekker og elver kan føre til store endringer i det akvatiske miljøet og påvirke fiskeartene som lever der. Ørret (*Salmo trutta*) benytter bekker og elver gjennom livssyklusen, og er derfor sårbar for miljøforandringer i vassdrag. Denne studien undersøkte hvordan kantvegetasjon påvirker tetthet, lengde, overlevelse og bevegelsesmønstre hos yngel og ungfisk av ørret.

I oktober 2024 ble det gjennomført elektrofiske på 15 stasjoner fordelt på fire bekker i Hølen-vassdraget i Akershus, Norge. Målet var å merke fisk med PIT-merker (Passive Integrated Transponder), og estimere tetthet av yngel (0+), fjorårsyngel (1+) og eldre fisk (>1+). På hver stasjon ble det kartlagt ulike miljøvariabler som kunne knyttes til fisketetthet, hvor tre variabler var knyttet til kantvegetasjon. To av disse ble benyttet for å kategorisere stasjonen som enten «Med» eller «Uten» kantvegetasjon. De øvrige miljøvariablene ble inkludert i en prinsippal komponentanalyse for å studere deres samvariasjon og å genere ikke-korrelerte prinsippal-komponenter (PC) til bruk som kovariater i andre analyser. Det ble i tillegg gjennomført tre runder med PIT-peiling i oktober, november og februar for å registrere eventuell forflytning av merkede individer. Tetthet og lengde av 0+ ble analysert med lineære modeller, hvor både kantvegetasjon, andre miljøvariabler og tetthet av 1+ inngikk som forklaringsvariabler. Effekten av kantvegetasjon på overlevelse ble analysert med en Cormack-Jolly-Seber-modellstruktur, basert på fangsthistorikk, standardiserte lengder og tilstedeværelse av kantvegetasjon. Effekten av kantvegetasjon på bevegelsessannsynlighet ble analysert ved å undersøke om merkede individer forble på stasjonen, eller om de vandret opp- eller nedstrøms.

Kantvegetasjon, i form av trær og forvedet vegetasjon, hadde en positiv effekt på tetthet av 0+, mens den hadde en negativ effekt på tetthet av 1+. De positive effektene av kantvegetasjon på tetthet av 0+ kan trolig forklares av økt tilgjengelighet av mat, skjulesteder og reduserte predasjonsrisikoer, som følger tilstedeværelsen av død ved. Død ved gir et gunstig miljø for insektlarver, en viktig næringskilde for ung ørret, samt reduserer vannhastigheten, noe som senker fiskens energikostnader. Den negative effekten av kantvegetasjon på tetthet av 1+ kan trolig forklares av ørretens økende preferanse for dybde etter hvert som den blir eldre, og de tre kantvegetasjonsvariablene var negativt korrelert med dybde i denne studien. Videre ble det funnet en negativ korrelasjon mellom lengde hos 0+ og prinsippalkomponenten PC3. Høye PC3-verdier var assosiert med mye død ved og fint substrat, og dette kan ha gitt dårligere vekstvilkår for 0+ gjennom økt ørrettetthet og redusert mattilgang.

Det ble ikke påvist noen signifikant effekt av kantvegetasjon på overlevelsessannsynligheten, men en tendens til lavere overlevelse i områder med kantvegetasjon ble observert. Dette kan henge sammen med tetthetsavhengig dødelighet, ettersom stasjoner med kantvegetasjon hadde høyere tetthet. Det ble heller ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom kantvegetasjon og bevegelsesmønstre, men en tendens til økt nedstrøms vandring på stasjoner med kantvegetasjon ble observert. Dette kan skyldes at utvandring representerer en mer effektiv utnyttelse av tilgjengelig habitat i områder med høy tetthet. Om lag to tredjedeler av individene forble likevel stasjonære, uavhengig av kantvegetasjonens tilstedeværelse.

Funnet av en kjønnsmoden sjøørret (hunn) under feltarbeidet tyder på at Hølenvassdraget har et større potensial for produksjon av laks (*Salmo salar*) og sjøørret enn tidligere antatt, forutsatt at fisken klarer å passere Fabrikkfossen – noe som øker den anadrome strekningen betydelig.

Funnene i denne studien tyder på at kantvegetasjon kan påvirke ulike aldersklasser av ørret på ulikt vis. Samtidig er forholdet mellom fisk og kantvegetasjon komplekst, og påvirkes sannsynligvis også av en rekke andre miljøfaktorer. Dette understreker behovet for et helhetlig forvaltningsperspektiv, der kantvegetasjon inngår som ett av flere virkemidler for å øke habitatdiversiteten i vassdrag, og sikre leveområder for ørret gjennom hele livssyklusen.

Abstract

The removal of riparian vegetation along streams and rivers can significantly alter aquatic ecosystems and affect the fish species that live there. Brown trout (*Salmo trutta*) utilize streams and rivers throughout their life cycle, making them vulnerable to changes in environmental conditions. This study investigated how riparian vegetation influences the density, length, survival and movement patterns of juvenile brown trout.

In October 2024, electrofishing was conducted at 15 stations across four streams in the Hølen catchment, Akershus, Norway. The aim was to tag brown trout using PIT-tags (Passive Integrated Transponder) and to estimate the density of young-of-the-year (0+), one-year-old (1+) and older individuals (>1+). At each station, a range of environmental variables were recorded, including three variables related to riparian vegetation, where two of them were used to classify the stations as either “With” or “Without” riparian vegetation. The remaining environmental variables were included in a principal component analysis to study their covariation and to generate uncorrelated principal components (PC) for use as covariates in other analyses. Additionally, three PIT-scanning sessions were conducted in October, November and February to detect movements of tagged individuals. Density and length of 0+ were analyzed using linear models, with riparian vegetation, other environmental variables, and the density of 1+ included as predictors. The effect of riparian vegetation on survival was analyzed using a Cormack-Jolly-Seber model structure based on detection histories, standardized lengths, and vegetation presence. Movement probability was assessed determining whether individuals remained at the original station or moved upstream or downstream.

Riparian vegetation, in the form of trees and woody plants, had a positive effect on 0+ but a negative effect on 1+ density. The positive effect on 0+ may be explained by increased food availability, shelter and reduced predation risk associated with the presence of large woody debris. Such debris provides habitat for insect larvae – an important food source for juvenile brown trout – and reduces flow velocity, thereby lowering the energetic cost of station-holding. The negative effect on 1+ density may be linked to older trout’s increased preference for deeper water, as the three vegetation variables were negatively correlated with depth in this study. Additionally, a negative correlation was found between 0+ length and the principal component PC3, where higher PC3-scores reflected high amounts of large woody debris and fine substrate, potentially leading to poorer growth conditions due to higher trout densities and reduced food availability.

No significant effect of riparian vegetation on survival probability was detected, although a tendency for lower survival in vegetated areas was observed, possibly due to density-dependent mortality. No significant correlation was found between riparian vegetation and movement patterns, although there was a tendency for more downstream movement at stations with riparian vegetation, possibly reflecting more efficient habitat use in areas of high density. Approximately, two-thirds of individuals remained stationary throughout the study period, regardless of vegetation presence.

The discovery of a mature sea trout (female) during fieldwork also suggests that the Hølen catchment has a greater potential to produce sea trout and Atlantic salmon (*Salmo salar*) than previously assumed, provided fish can pass the barrier at Fabrikkfossen – potentially extending the anadromous section of the catchment considerably.

The findings of this study suggest that riparian vegetation can affect different age classes of trout in different ways. However, the relationship between fish and riparian vegetation is complex and likely influenced by multiple environmental factors. This underscores the importance of an integrated management approach in which riparian vegetation is considered one of several measures for enhancing habitat diversity and securing life-stage appropriate habitats for brown trout throughout their life cycle.

Innhold

Forord.....	I
Sammendrag.....	II
Abstract	IV
1. Introduksjon.....	1
2. Material og metode.....	4
2.1 Studieart.....	4
2.2 Studieområde.....	5
2.3 Datainnsamling.....	7
2.3.1 Elektrofiskestasjoner	7
2.3.2 Innsamling av habitatdata.....	7
2.3.3 Elektrofiske og PIT-merking	8
2.3.4 Manuell PIT-peiling.....	10
2.4 Analyse av skjellprøver	11
2.4.1 Aldersbestemmelse	11
2.4.2 Strontiuminnhold.....	12
2.5 Statistiske analyser	13
2.5.1 Analysering av kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+	14
2.5.2 Analysering av kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet	16
2.5.3 Analysering av kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken	18
2.6 Bruk av kunstig intelligens.....	18
3. Resultater.....	19
3.1 Kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+	19
3.1.1 Fangst-, alders-, lengde- og vektfordeling.....	19
3.1.2 Ordinasjon av habitatdata	20
3.1.3 Tetthet av ungfisk	22
3.1.4 Prediktorer for tetthet av 0+	24
3.1.5 Prediktorer for lengde hos 0+	27
3.2 Kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet	29
3.3 Kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken	32
3.4 Strontiuminnhold i skjellprøver.....	33
4. Diskusjon.....	34
4.1 Hovedfunn.....	34
4.2 Kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+	34
4.3 Kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet	37
4.4 Kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken	38
4.5 Metodediskusjon	39

5. Konklusjon	41
6. Litteratur	42
7. Vedlegg	50
Vedlegg A: Studiebekker	50
Vedlegg B: Habitatvariabler	60
Vedlegg C: Fangst	62
Vedlegg D: Kvantitativ analyse	64

1. Introduksjon

Vannets kretsløp, drevet av sola, er avgjørende for livet på jorden (Chaplin, 2001; Tollan, 2002). Kretsløpet opprettholder økosystembalansen, men klimaendringer og menneskelige inngrep forstyrrer denne naturlige syklusen (Allan et al., 2020; Yang et al., 2021). Samtidig tapes biodiversitet (Poff et al., 1997; Sala et al., 2000), og det bør iverksettes tiltak for å sikre at økosystemtjenestene opprettholdes også i fremtiden (Cardinale et al., 2012). Det internasjonale Naturpanelet (IPBES) påpeker at endret arealbruk hos mennesker har hatt den største negative effekten på land- og ferskvannsøkosystemer siden 1970, med utvidelse av jordbruksarealer som den mest omfattende arealendringen (Díaz et al., 2019). Kantvegetasjonen er særlig sårbar som kobling mellom terrestriske og akvatiske miljøer, og selv i tynt befolkede områder er menneskelig påvirkning stor, da mennesker ofte bosetter seg nært vassdrag (Sala et al., 2000; Tabacchi et al., 1998).

Selv om kantvegetasjonen langs vassdrag ofte dekker relativt små områder, kan den ha en uforholdsmessig stor betydning for utvekslingen av vann og næringsstoffer mellom land og vassdrag (Burt & Pinay, 2005; Knight & Bottorff, 1981; National Research Council (NRC), 2002). Vassdragets størrelse, landskap og hydrologisk regime er faktorer som bestemmer kantvegetasjonens rolle og påvirkning på akvatiske økosystemer (Naiman & Décamps, 1997). I små bekker og sideløp fungerer kantvegetasjon som en viktig kilde til alloktont materiale, inkludert dødt organisk materiale (detritus) og terrestriske invertebrater, som ofte utgjør en sentral energikilde for bekken (Gregory et al., 1991; Knight & Bottorff, 1981). Videre påvirker kantvegetasjonen vannkvaliteten ved opptak av næringsstoffer og tilbakeholdelse av partikler, samtidig som røttene reduserer erosjon og forhindrer at hulrom i bunnsubstratet tettes (Dosskey et al., 2010; Karr & Schlosser, 1978; Knight & Bottorff, 1981). Slike hulrom er viktige leveområder for bunndyr, men fungerer også som gyte- og oppvekstområder for laksefisk (Bourassa & Morin, 1995; Heggenes et al., 1999; Sternecker et al., 2013). Kantvegetasjonen skygger for vassdraget og senker vanntemperaturen sommerstid, men den demper også vannhastigheten under flom, noe som fremmer sedimentavsetning (Barling & Moore, 1994; Dosskey et al., 2010; Staubo et al., 2019). Samlet sett bidrar kantvegetasjonen med viktige økosystemtjenester som redusert erodering og flomdemping, som blir stadig viktigere med et klima i endring (Capon et al., 2013; Riis et al., 2020).

Menneskelige inngrep, særlig innen jordbruk, har endret vassdragenes økologi og struktur (Pulg et al., 2017). Etter jordbruksoppgjøret i 1974 subsidierte staten tiltak som utjevning av raviner,

fjerning av kantvegetasjon, kanalisering og rørlegging av bekker for å tilrettelegge for maskinelt jordbruk i Norge (Lundekvam et al., 2003). Fjerning av kantvegetasjon kan ha en betydelig effekt på økologiske funksjoner i akvatiske økosystemer (Pusey & Arthington, 2003). Derfor er kantvegetasjonen nå beskyttet av vannressurslovens §11, som krever opprettholdelsen av et naturlig vegetasjonsbelte langs vassdrag med årssikker vannføring (Vannressursloven, 2001). For å tydeliggjøre regelverket har NVE utarbeidet veiledere om myndighetsutøvelse etter §11 (Staubo et al., 2019), samt en ny skjøtselveileder som klargjør hvilke tiltak som kan gjennomføres uten å bryte loven (NVE, 2025b). Veilederne skal gjøre det lettere å forholde seg til loven og redusere ulovlige inngrep, da hogst av kantvegetasjon kan få konsekvenser for vassdragene (Dosskey et al., 2010). Det kan føre til økt erosjon, avrenning av finpartikler og næringsstoffer, samt høyere vanntemperatur og endringer i vannføring (Karr & Schlosser, 1978; Salemi et al., 2012). Særlig fisk er sårbare for slike endringer, ettersom sentrale deler av livssyklusen, som gyting og oppvekst, avhenger av vassdragets form, bunnforhold og vannføring (Pulg et al., 2017).

Ørreten (*Salmo trutta*) har habitatkrav som varierer gjennom livssyklusen. De ulike livsstadiene bruker gyte-, oppvekst-, nærings- og vinterhabitater i forskjellige deler av vassdraget (Pulg et al., 2017). Ørreten gyter i sideløp, bekker og små elver, og dette fungerer som oppvekstområder for parren de første leveårene. Det gjør de sårbare for endringer i kantvegetasjonen, spesielt der denne består av trær og busker, ettersom laksefisk tiltrekkes av vassdrag med overhengende dekke (Heggenes et al., 1999). Kantvegetasjonen kan gi dekke og skjul i form av bladverk, greiner, røtter, død ved eller overhengende bredder, som alle tiltrekker seg ørret (Boussu, 1954; Degerman et al., 2004; Jonsson & Jonsson, 2011; Pulg et al., 2017). Det er imidlertid viktig å påpeke at samspillet mellom ørret og kantvegetasjon beskrives som komplekst (Sievers et al., 2017). Selv om en rekke studier beskriver positive effekter av kantvegetasjon på tetthet av ørret (Boussu, 1954; Teixeira-De Mello et al., 2016; Wesche et al., 1987), foreligger det studier som har funnet negativ eller ingen korrelasjon mellom ørrettetthet og kantvegetasjon (Fjeldstad, 2024; McCormick & Harrison, 2011; Sievers et al., 2017).

Denne studien bygger videre på masteroppgaven til Stokke (2023), som kartla tettheter og vandringsmønstre til ørret i det sterkt jordbrukspåvirkede Hølenvassdraget, og har som mål å øke kunnskapen om samspillet mellom kantvegetasjon og ungfisk av ørret ved å undersøke effektene på tetthet, lengde, overlevelse og bevegelsesmønstre i de utvalgte bekkene i Hølenvassdraget i Vestby. Ved å sammenligne kantvegetasjon mellom og innad studiebekkene ble følgende forskningsspørsmål (S) og hypoteser (H) stilt:

S1: Er kantvegetasjonens tilstand en viktig forklaringsvariabel for tetthet, lengde og overlevelse hos ung ørret, og i så fall, hvordan påvirker den disse aspektene?

H1.1: Tilstedeværelse av kantvegetasjon har en positiv effekt på tetthet av 0+.

H1.2: Tilstedeværelsen av kantvegetasjon har en positiv effekt på lengde hos 0+.

H1.3: Tilstedeværelsen av kantvegetasjon øker overlevelsen til ung ørret i studieområdet.

S2: Er kantvegetasjonens tilstand en viktig forklaringsvariabel for ørretens bevegelsesmønster innad i bekken, og i så fall, hvordan påvirker kantvegetasjon disse mønstrene?

H2: Omfattende kantvegetasjon er en viktig forklaringsvariabel som reduserer graden av bevegelse for ung ørret.

2. Material og metode

2.1 Studieart

Ørreten har sin naturlige utbredelse i Europa, og er Norges mest utbredte ferskvannsfisk. I områder hvor ørreten ikke forekommer naturlig, har den blitt aktivt introdusert av mennesker (Jonsson & Jonsson, 2011; Pethon et al., 2024). Om høsten gyter ørreten i rennende vann, unntaksvis i stillestående vann i enkelte innsjøer. Eggene klekkes etter omtrent 16 uker, men tidspunktet avhenger av vanntemperaturen (Pethon, 2019). Årsyngelen (0+) oppholder seg i grunne, sakteflytende strekk nær gytegropa de klekket fra (Grant et al., 1998; Heggenes et al., 1999), og slike områder er avgjørende for yngelens overlevelse de første månedene (Armstrong & Nislow, 2006). Ettersom de vokser oppholder parren seg i områder nær stein og grus, der hulrommene i substratet fungerer som skjul, samtidig som det er kort vei til områder med mattilgang (Heggenes et al., 1999; Jonsson & Jonsson, 2011). Parrens diett består av planktoniske krepsdyr og larver av virvelløse dyr (invertebrater) som muslinger, snegler, vår- og døgnfluer (Pethon, 2019). I naturlige elver opprettholder parren territorier som de kan svømme fra når de oppdager driftende invertebrater eller andre matkilder på bunnsubstratet (Elliott, 1994, som sitert i Jonsson & Jonsson, 2011). Slike lokaliteter er energimessig gunstige, og blir ofte valgt av dominante individer (Fausch, 1984, som sitert i Jonsson & Jonsson, 2011). Habitatbruken forventes å maksimere netto energiinntak gjennom en balansegang mellom mattilgang, atferdskostnader og behovet for skjul (Jenkins & Keeley, 2010).

Habitatet spiller dermed en viktig rolle i å fastsette bæreevnen og populasjonstettheten for ørret. Faktorer som vannhastighet, vanndybde, substratets struktur og sammensetning, samt overhengende dekke, påvirker ørretens valg av habitat (Heggenes et al., 1999). Samtidig er det interkohort-konkurranse om habitatet, der fjorårsyngel (1+) okkuperer dype, sakteflytende kulper, mens årsyngelen (0+) blir henvist til grunnere områder med større vannhastighet (Bohlin, 1977; Heggenes et al., 1999). Ørreten virker å foretrekke habitater med fysiske strukturer, og populasjonstettheten er positivt korrelert med habitatets strukturelle kompleksitet. I tillegg til beskyttelse fra predatorer og aggressive konkurrenter vil fysiske strukturer, som død ved, redusere størrelsen på territorier, aggresjonsnivåer og ressursmonopolisering av dominante individer (Degerman et al., 2004; Jonsson & Jonsson, 2011).

Interkohort-konkurranse kan gi dominerende årsklasser, men miljøvariabler kan også skape slike årsklasser i irregulære intervaller. Migrasjon kan imidlertid være en tilpasning som reduserer slik konkurranse (Bohlin, 1977). Ved anadromi gjennomgår parren en smoltifisering

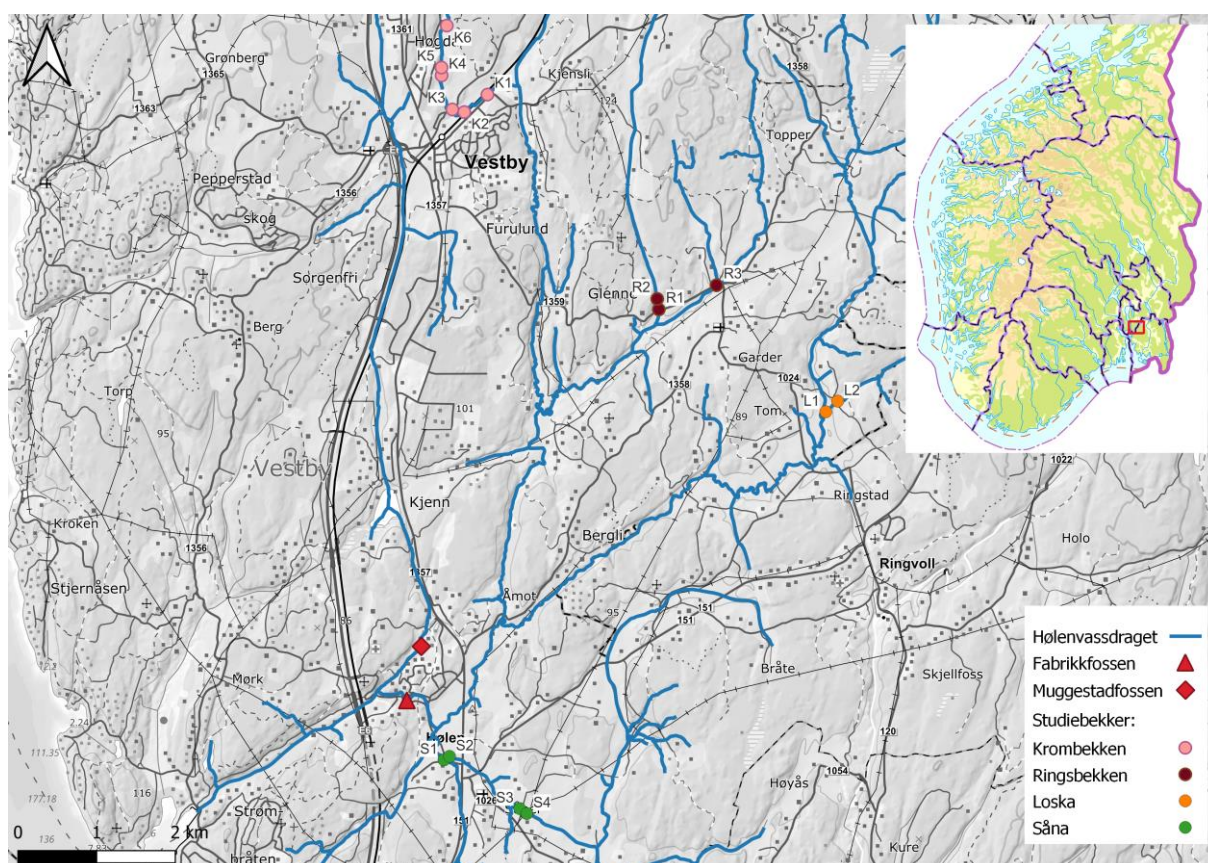
når størrelsen er rundt 15 cm, som gjør at den kan regulere kroppsvæskenes ioneinnhold i saltvann. I vassdrag nær sjøen kan én del av ørretpopulasjonen bli værende i ferskvann hele livet, mens resten blir anadrome (Jonsson, 1989; Jonsson & Jonsson, 2011; Pethon et al., 2024). Den anadrome delen foretar næringsvandring ut i sjøen, som bidrar til å maksimere deres vekst og ofte også overlevelse (Jonsson & Jonsson, 2011). Ørretens habitat inkluderer dermed elver, bekker, innsjøer, elvemunninger og kystvann, som bidrar til at arten har en av de mest mangfoldige livshistoriene blant fisk i verden (Jonsson, 1989; Jonsson & Jonsson, 2011).

2.2 Studieområde

Studien ble gjennomført i fire sidebekker til Hølenvassdraget, som består av flere mindre elver og bekker. Vassdraget ligger i kommunene Vestby, Ås, Nordre Follo, Indre Østfold og Våler kommune, hvor det meste ligger i Vestby kommune. Foruten Kjennsternet på 150 dekar, mangler vassdraget andre tjern og innsjøer. Mangelen på innsjøer kan gi raske og til dels store vannføringsvariasjoner. Hovedløpet utgjør omtrent 21 km, og de største bekkene er Hogstvedtbekken, Loska, Såna, Bråtebekken, Krombekken og Kjennsbekken (Brabrand et al., 2012; Dahl & Arnesen, 1980). Nedbørfeltet preges av små høydeforskjeller og utgjør et areal på 139,11 km², med årlig tilsig på 69,25 millioner m³ (Dahl & Arnesen, 1980; NVE, u.å.). Urbant areal utgjør ca. 4% av nedbørfeltet, mens jordbruksarealer utgjør 31%. Nedbørfeltet ligger i områder med marine avsetninger, som gir gode forhold for kornproduksjon. Avrenning fra landbruket bidrar til høye nitrogen- og fosforkonsentrasjoner, samt en betydelig sedimenttransport i vassdraget (Dahl & Arnesen, 1980; Roseth et al., 2020). Hølenvassdraget munner ut i Oslofjorden, hvor økosystemets tilstand er vurdert som kritisk. Jordbruksavrenning med sedimenter, fosfor og nitrogen forverrer fjordens økologiske tilstand, som blant annet gjenspeiles av dårlige oksygenforhold, oppblomstring av lurv og reduserte fiskebestander (Frigstad et al., 2024; Staalstrøm et al., 2022).

Nedstrøms Hølen sentrum kalles vassdraget enten Såna eller Hølenelva, og renner ut i Sonsbukta. Ørret og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) er utbredt i vassdraget, mens det er påvist arter som laks (*Salmo salar*), abbor (*Perca fluviatilis*), gjedde (*Esox lucius*), mort (*Rutilus rutilus*), ål (*Anguilla anguilla*) og trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) i nedre deler av vassdraget (Enerud & Lund, 1999; Lønnve, 2022). En rapport fra den tidligere Fylkesmannen i Oslo og Akershus avgrensar anadrom strekning til vassdragets nedre del, sør for Hølen. I følge Enerud og Lund (1999) kan anadrom fisk vandre opp til Hølenfossen, som i denne studien omtales som

Fabrikkfossen, ca. 250 meter oppstrøms samløpet med Kjennsbekken, og ca. 1 kilometer opp i Kjennsbekken frem til Muggestadfossen. Totalt ble én kilometer av vassdraget vurdert egnet for produksjon av anadrom fisk (Enerud & Lund, 1999). Navnet Fabrikkfossen stammer fra en fabrikk som tidligere lå ved fossen. I den forbindelse ble det anlagt demninger i fossen, og kulpen nedstrøms fossen er såpass grunn at laksefisk har vanskeligheter med å passere ved normal vannføring (Hjalmar Eide, personlig kommunikasjon, 2025). Dog ser det ut til å være sikre observasjoner av sjørret langt opp i vassdraget i nyere tid, noe som tyder på at vandringsbarrieren i Fabrikkfossen ikke lenger er absolutt ved høy vannføring (Hjalmar Eide, personlig kommunikasjon, 2025). Dette øker Hølenvassdragets potensiale for produksjon av sjørret og laks (Haugen, 2024; Roseth et al., 2020). De fire studiebekkene, samt deres vannforekomst-ID, er Krombekken (004-20-R), Ringsbekken (004-24-R), Loska (004-28-R) og Såna (004-2-R) (Figur 1) (Vann-Nett, 2025a; Vann-Nett, 2025b; Vann-Nett, 2025c; Vann-Nett, 2025d). Disse bekkene ble valgt på grunn av deres egnede habitat for anadrom ungfisk, samt deres geografiske avstand til hverandre (Haugen, 2024; Stokke, 2023).



Figur 1: Oversikt over de 15 stasjonene i Hølenvassdraget. Stasjonsnavnene er basert på den første bokstaven i bekkens navn etterfulgt av et nummer. Stasjon 1 er nærmest utløpet i Oslofjorden, mens stasjon 6 er lengst oppstrøms. Muggestad- og Fabrikkfossen er markert med røde figurer.

2.3 Datainnsamling

2.3.1 Elektrofiskestasjoner

Det ble gjennomført elektrofiske på 15 stasjoner fordelt på fire sidebekker (Vedlegg A-1). Seks av stasjonene var i Krombekken, og er etablert i 2023. De gjenværende ni stasjonene ble undersøkt i 2021 (Stokke, 2023) og fordeler seg med fire stasjoner i Såna, tre i Ringsbekken og to i Loska (Garderbekken). Disse stasjonene ble valgt ut ettersom de er vurdert som egnet gyte- og oppveksthabitat for ørret, samtidig som de var tilgjengelige for ankomst med utstyret som ble benyttet. Videre var det et bevisst valg at stasjonene omfattet ulike bekkestrekningslinjer med varierende avstand til systemets utløp i Son. Felles for de 15 stasjonene var at alle hadde rennende vann, dybde <1 meter og en bredde fra 0,5-3 meter. Stasjonens lengde ble definert slik at overflatearealet ble minimum 100 m² på hver stasjon. Under habitatkartleggingen ble det gjennomført mer nøyaktige undersøkelser, som ga grunnlag for omtrentlig overflateareal (Stokke, 2023).

2.3.2 Innsamling av habitatdata

På hver stasjon ble det gjennomført en habitatundersøkelse for å vurdere faktorer som kan påvirke tettheten av ørret, og dette ble gjort samtidig med elektrofisket i perioden 3.-8. oktober 2024. Undersøkelsene omfattet forholdene i selve bekken, men også av kantvegetasjonen i flomsone og langs elvebredden (Vedlegg A-2; A-3; A-4; A-5). Forholdene i bekken ble undersøkt for å isolere effektene av kantvegetasjonen.

Ved hver stasjon ble det trukket fem transekter, først ved stasjonens start nedstrøms (0 %), deretter ved 25 %, 50 %, 75 % og avslutningsvis ved stasjonens slutt oppstrøms (100 %). Ved hvert transekt ble ulike variabler som bredde, dybde, overhengende bredder, substrat, hulrom, trekronedekke, vegetasjon i flomsone og på elvebredd, samt mose- og algedekke, registrert (Tabell 1). Vanndybden ble målt på 10 %, 25 %, 50 %, 75 % og 90 % av transektet ved hjelp av et håvskaff med markerte lengdeintervaller for hver 10 cm. Substratsammensetning ble vurdert som den relative forekomsten innenfor fem kornstørrelseskategorier: «0-2 mm», «2-10 mm», «20-100 mm», «100-250 mm» og «>250 mm».

Ved vurdering av mose- og algedekke, ble forekomsten kategorisert som følgende: 0 %, 1-33 %, 34-66 % eller >66 % dekke. For overhengende bredder ble begge sider av bekken undersøkt ved hvert transekt. Dersom det var antydning til en overhengende bredde, ble håvskaffet ført under bredden frem til den møtte motstand. Lengden av den overhengende bredden ble deretter

målt i cm og registrert. Ved vurdering av hulrom ble metoden til Forseth & Harby (2013) benyttet, hvor man teller antall hulrom innenfor et kvadrat på 50 x 50 cm tilfeldig plassert i transektet. Det ble benyttet en gummislange med diameter på 13 mm, med markeringer for intervallene 2-5 cm, 5-10 cm og >10 cm, som ble dyttet mot substratet for å finne eventuelle hulrom i det avgrensede området innenfor de tre kategoriene (Forseth & Harby, 2013).

Videre ble forekomsten av forvedet vegetasjon i flomsone og langs bekkekant vurdert basert på en samlet vurdering av vegetasjonsdekket langs begge sider av bekken. Det ble benyttet kategorier fra 0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 % og >90 %. For variabelen vegetasjonsskygging over vannspeil ble det angitt et tall mellom 0 og 100 %, hvor 0 % er vegetasjonsfritt, mens 100 % angir et tett kronedekke. Antall kulper (>2 m² flatt vann) og mengden død ved (>10 cm diameter, >1 m lengde) i bekken ble registrert gjennom hele stasjonen.

Tabell 1: Miljøvariablene som ble registrert under habitatkartleggingen i stasjonene.

Miljøvariabel	Detaljer
Stasjonslengde	I meter (m), hele stasjonen
Bredde i transekt	I meter (m), fem transekt per stasjon
Dybde i transekt	I centimeter (cm), målt ved 10 %, 25 %, 50 %, 75 % og 90 % av bredden
Vegetasjonsskygging	Oppgitt i prosent (%)
Vegetasjon ved bekkekant	Oppgitt i prosent (%)
Vegetasjon i flomsone	Oppgitt i prosent (%)
Bunnssubstrat	Oppgitt i prosent (%) av substratet med diameter i millimeter (mm): 0-2, 2-20, 20-100, 100-250 og >250
Mose- og algedekke	Oppgitt i prosent (%): 0 %, 1-33 %, 34-66 % og >66 %
Overhengende bredder	I centimeter (cm), målt på begge sider
Hulrom i transekt	I centimeter (cm): 0-5, 5-10 og >10
Død ved i stasjonen	Antall store kvister og stokker >10 centimeter i diameter og >1 meter i lengde
Kulper i stasjonen	Antall områder med stille vann i stasjonen >2 m ²

2.3.3 Elektrofiske og PIT-merking

Elektrofiske ble gjennomført ved hver stasjon i perioden 3-8 oktober 2024, etter metodene beskrevet av Bohlin (1989). For elektrofiskingen ble apparatet Terik FA-55 (Terik Technologies, Levanger, Norge) benyttet. Apparatet fungerer ved å sende ut en pulserende direktestrøm, som beveger seg fra den håndholdte anoden og videre til katoden, som ligger som en hale ut i vannet bak brukeren av apparatet. Det var minst to personer i felt under elektrofisket, som alltid ble gjennomført i oppstrøms retning. Hele stasjonens areal ble grundig gjennomgått, slik at fisk under kvistvaser og overhengende bredder også ble fanget.

For all fanget fisk ble lengde og vekt registrert, og all ørret på 6,5 cm eller lengre, fanget i første runde (n=239), ble merket med PIT-merker (Passive Integrated Transponder) (Figur 2a). Merkene som ble benyttet i denne studien var OREGON RFID HDX ISO 11784/11785-kompatible ICAR-registrerte dyremerker. Fiskens lengde bestemte merkets størrelse, og det ble benyttet tre merkestørrelser. Ørret i intervallet 6,5-9 cm ble fikk merker på 12 mm, ørret mellom 9 og 15 cm fikk merker på 14 mm, mens ørret over 15 cm fikk merker på 23 mm. Kun fisk fra den første runden med overfiske ble merket, da både gjentatt elektrosjokking og merkeprosedyren kan være belastende for fisken. Ved å begrense merkingen til den første runden, reduseres belastningen på de merkede individene minst mulig (Haugen, 2024). Videre ble det brukt pinsett for å ta skjellprøver av ørret over 15 cm, som kan brukes til å aldersbestemme individene. Tillatelse for merkingen ble gitt av Mattilsynet (FOTS-ID 29887). Fanget fisk ble holdt i perforerte kurver under merkeprosedyren, plassert i bekken for å sikre tilstrekkelig oksygentilførsel.

Før merking ble hver fisk (>6,5 cm) bedøvet i en bøtte med 10 liter vann og 4 ml anestetisk benzokain (Benzoak vet 200 mg/ml). Etter 2-3 minutter i bøtta ble det vurdert om fisken var klar for merkeprosedyren. Dette ble gjort ved å trykke på fiskens halerot, som vanligvis utløser en spinalrefleks. Dersom fisken ikke reagerte på stimulus, var den klar for å bli merket. Med skalpell ble det laget et lite snitt på 2-5 mm mellom fiskens buk og venstre brystfinne. Et PIT-merke, desinfisert med isotonisk klorhexidin for å forhindre infeksjoner, ble satt inn i snittet (Figur 2b). PIT-merkets unike ID ble så avlest med en Oregon RFID EasyTracer FDX/HDX Proximity Reader. Fiskens PIT-ID, lengde, vekt, stasjon og dato ble skrevet ned. På individer hvor kjønn og kjønnsmodning var tydelig, ble også dette registrert. Etter merking ble fisken plassert i en bøtte med vann, hvor gjenværende Benzokain på gjellene ble fjernet ved å forsiktig bevege fisken frem og tilbake. Fisk fra ulike fangstrunder ble holdt separat i bølter og kurver dersom flere elektrofiskerunder ble gjennomført på samme stasjon. Fiskens tilstand ble vurdert før den ble sluppet tilbake i bekken, noe som skjedde i områder med lav vannhastighet og gode skjulmuligheter fra predatorer.

Under den korte perioden for elektrofisket var det svært gode forhold med lite og klart vann, og på flere stasjoner ble det kun elektrofisket én runde grunnet god fangbarhet. Ved noen stasjoner ble det gjennomført to runder, ettersom en andel av sett fisk slapp unna ved første runde. Det var et opphold på minimum 30 minutter mellom hver runde. For beregning av tetthet og fangbarhet skulle det ideelt sett vært fisket over minst to runder, helst tre (Zippin, 1958), men med et kort vær/nedbørsvindu var ikke dette gjennomførbart på alle stasjoner.



Figur 2. *A: Lengde ble målt for all fisk. B: All ørret med lengde på eller over 6,5 cm ble PIT-merket. Merket ble satt inn mellom nedre del av venstre brystfinne og bukens midtlinje. Foto: Stian Stensland & Anders Myhr Nielsen.*

2.3.4 Manuell PIT-peiling

Det ble gjennomført tre runder med manuell PIT-peiling mellom oktober 2024 og februar 2025. Under peilingen ble det benyttet en Oregon RFID HDX Single Antenna PIT Tag Reader (Oregon RFID, Portland, USA), som består av en håndholdt antenne, en ryggsekk med en ORSR Long Range HDX Pit Tag Reader drevet av et oppladbart batteri (Figur 3a; 3b). Ved nærhet til en merket fisk vil merket sende sin unike PIT-ID til mottakeren, som lagrer nummeret sammen med tidspunkt og GNSS-koordinater (O'Donnell et al., 2010). PIT-peiling ble gjennomført over et strekk på 50 meter før stasjonsstart og 50 meter oppstrøms stasjonens slutt (Vedlegg A-6; A-7; A-8; A-9; A-10). Unntaksvis ble peilingen foretatt på kortere strekk, enten ved vandringsbarrierer som fossefall, eller der forhold som vanndybde og isforhold gjorde det krevende. På enkelte strekninger med korte avstander mellom stasjonene, ble peilingen gjennomført sammenhengende. Under peilingen ble antennen ført over vannflaten i en svingende bevegelse. Antennen ble også ført under overhengende bredder og kvistvaser, samt senket ned i kulper og dypere partier for å registrere mindre fisk, samt fisk som benyttet disse områdene som skjul. Dersom GNSS-systemet ikke har kontakt med nok satellitter, er det upålitelig (Thronnd Haugen, personlig kommunikasjon, 2024). Som en ekstra forhåndsregel ble appen Norgeskart Friluftsliv (Ture Apps, 2025) benyttet ved hver peilerunde, hvor bevegelser ble registrert med tidspunkt. Under peilingen i februar var de fleste stasjonene islagt, men det var likevel mulig å registrere fisk gjennom isen.



Figur 3. A: Manuell PIT-peiling ble gjennomført med en Oregon RFID HDX Single Antenna PIT Tag Reader. **B:** Mottakeren til antennen var plassert i en ryggsekk med et oppladbart batteri. Foto: Eivind Wolden.

2.4 Analyse av skjellprøver

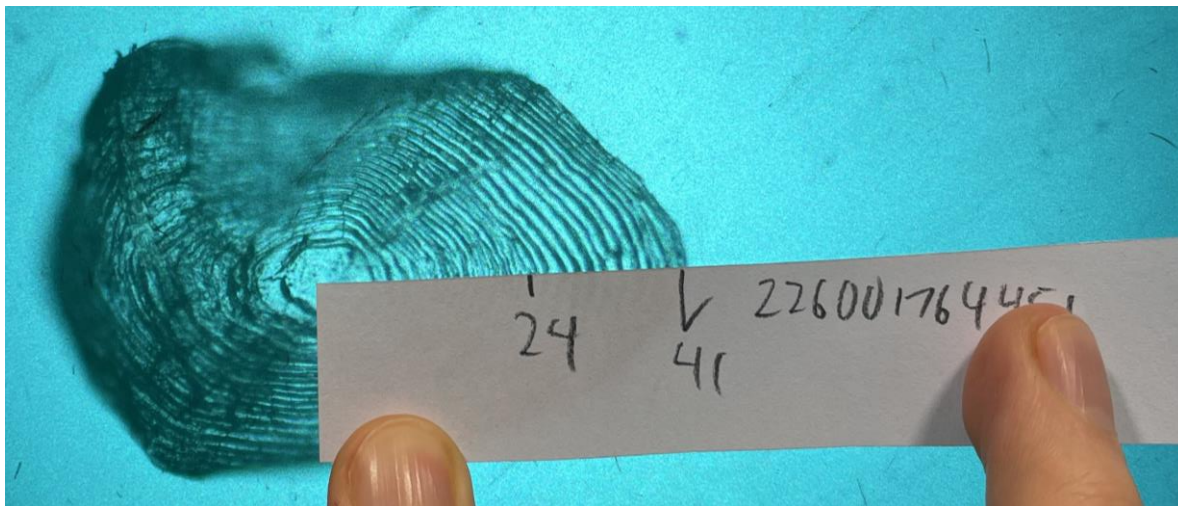
2.4.1 Aldersbestemmelse

Alle skjellprøver fra fisk over 15 cm ($n=59$) ble analysert for å fastslå alder. Dette ble gjort med metoden til Dahl (1910). Ørretens skjelldannelse starter omtrent midtsommers i dens første leveår, med dannelsen av en liten plate. Etter hvert som fisken vokser, dannes konsentriske vekstringer i skjellet, hvor avstanden mellom ringene varierer med årstidene når fisken lever i ferskvann. Det er god avstand mellom ringene om sommeren, mens de er smale og forgreinete om vinteren. Disse sommer- og vintersonene gir uttrykk for årlige epoker i fiskens vekst, og antallet vintersoner kan brukes til aldersbestemmelse. Hvis ørreten vandrer ut i sjøen, vil dette vises som et markant sprang i bredden av vekstringene (Dahl, 1910). For å gi en korrekt aldersbestemmelse er det avgjørende at skjellene stammer fra fiskens opprinnelige skjelldannelse, kontra erstatningsskjell som har blitt dannet på et senere tidspunkt.

Ved aldersbestemmelse ble det brukt en mikrofilmleser fra Minox type K6 33260 (Minox GmbH, Isny im Allgäu, Tyskland) for å forstørre skjellene. Papirstrimler, ca. 3 cm brede og passende lengde, ble lagt på monitoren slik at papirstrimmelens venstre hjørne lå i sentrum av skjellet (Figur 4). Deretter ble det streket av for hver vintersones slutt, samt skjelllets totale

radius ytterst. Strekene ble målt i mm med linjal, og plottet inn i et Excel-ark (Microsoft Corporation, 2025) hvor årlig vekst ble tilbakeregnet med formelen:

$$\text{Tilbakeberegnet lengde} = \left(\frac{\text{Aldersspesifikk skjellradius}}{\text{Skjellets totale radius}} \right) \times \text{Fiskens lengde}$$



Figur 4: Fiskeskjellene ble forstørret med en mikrofيلمleser, som gjorde det mulig å se skillet mellom vinter- og sommersoner. Slutten på vintersonene ble markert, samt skjellets totale radius, før merkene ble målt i mm med linjal. Legg merke til den økte avstanden mellom ringene etter vintersonens slutt ved 24-merket. Dette individet hadde én vintersone, og med en totallengde på 157 mm er det dermed i aldersgruppen 1+. Foto: Eivind Wolden.

2.4.2 Strontiuminnhold

Under feltarbeidet, som ble gjennomført i gytetiden, ble det fanget en gyteklar hunn på 56 cm ved stasjonen Loska 2 (Figur 5). Basert på størrelse og farge var den trolig anadrom. Fisken ble PIT-merket, men mistet senere merket under gyteprosessen, som foregikk mellom stasjonene Loska 1 og Loska 2. Det var derfor ikke mulig å registrere individets eventuelle utvandring til fjorden gjennom den stasjonære antennen installert ved Hølen (Vedlegg A-11). Det ble tatt skjellprøver, men alle viste seg å være erstatningsskjell, noe som gjorde det umulig å identifisere tydelige vekstomslag tilknyttet eventuell fjordbruk. Et alternativ var å analysere skjellenes innhold av grunnstoffet strontium, som kan gi informasjon om hvorvidt individet har hatt opphold i sjøen (Koksvik & Steinnes, 2005). Medianverdien av strontiumkonsentrasjonen i ferskvann er 0,07 mg l⁻¹, mens det i gjennomsnitt er 7,9 mg l⁻¹ strontium i sjøvann (Bowen, 1979, som sitert i Koksvik & Steinnes, 2005). Likevel er ikke strontiuminnhold alene alltid nok for en sikker vurdering, grunnet lav intergruppe- og høy intrapopulasjon-variasjon (Koksvik & Steinnes, 2005). Strontiuminnhold kombinert med individets farge kan likevel gi en indikasjon på hvorvidt individet har vandret ut i sjøen (Eek & Bohlin, 1997).



Figur 5: Den gyteklare hunnrøreten på 56 cm som ble fanget på stasjonen Loska 2 under feltarbeidet i oktober.
Foto: Eivind Wolden

Analysene av kalsium- og strontiuminnhold ble gjennomført av Yetneberk A. Kassaye og Hans-Christian Teien ved NMBU. Det ble benyttet et Micro XRF Spektrometer av typen Bruker M4 Tornado (Bruker, Massachusetts, USA). Ved å sende røntgenstråler mot en prøve, eksiteres atomene i materialet. Når atomene faller tilbake til sin opprinnelige energitilstand, sender de ut sekundærrøntgenstråler (fluorescens). Fluorescensstrålingen har bølgelengder som er karakteristiske for grunnstoffene i prøven, og gjør det mulig å bestemme materialets kjemiske sammensetning (Haschke, 2014). Skjellprøver fra den antatte sjørøreten ble analysert ved både 10 og 100 gangers forstørrelse, og deretter sammenlignet med verdiene fra en Oslofjord-torsk og en stasjonær ferskvannsrøret fra Krombekken.

2.5 Statistiske analyser

Rådataen fra elektrofisket og habitatkartleggingen ble først lagt inn i Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2025). Deretter ble dataen prosessert ved hjelp av dataprogrammet RStudio, versjon 2024.12 (Posit team, 2024). PIT-data ble innhentet fra den mobile antennens mottaker med programmet CoolTerm versjon 2.3.0 (Meier, 2024). Produksjon av kart ble gjort i QGIS LTR 3.28 Firenze (QGIS Development Team, 2025), og kartlag fra Kartverket (Kartverket, 2025b) og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE, 2025a) ble hentet hos Geonorge (Kartverket, 2025a). Analyser ble gjort i RStudio og programmet MARK versjon 11.x (White & Burnham, 1999). Alle statistiske tester ble gjennomført med et signifikansnivå = 0,05. Alle figurer ble laget i RStudio med R-pakken ggplot2 (Wickham, 2016).

2.5.1 Analysering av kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+

Sammenslåing av data fra 2021 og 2024

Under feltarbeidet til Stokke (2023) i 2021 ble det registrert en rekke habitatvariabler som også ble registrert i 2024. Ettersom Stokkes data var basert på tre elektrofiskerunder per stasjon, ble tetthetsdata og habitatdata fra 2021 slått sammen med tilsvarende data fra 2024 i ett felles datasett. Dette ga mer robuste tetthetsestimater for de tre bekkene Såna, Ringsbekken og Loska. For den prinsipale komponentanalysen ble følgende variabler inkludert, da de ble målt i både 2021 og 2024: gjennomsnittlig dybde, gjennomsnittlig vektet skjul, gjennomsnittlig substratstørrelse, gjennomsnittlig vegetasjonsdekke i flomsone, antall kulper og antall død ved. Habitatvariablene gjennomsnittlig mosedekke, gjennomsnittlig algedekke og gjennomsnittlig overheng ble kun målt i 2024, og ble utelatt fra komponentanalysen (Vedlegg B-1).

Habitatdata

Ved prosesseringen av habitatdata ble det beregnet gjennomsnittsverdier for alle variabler. For utregning av hulrom ble de ulike størrelsene vektet ulikt, i tråd med metodene til Forseth og Harby (Forseth & Harby, 2013). Hulrom i kategorien 2-5 cm ble ikke vektet, hulrom i kategorien 5-10 cm ble vektet med en faktor på to, og hulrom i kategorien >10cm ble vektlagt med en faktor på tre. Det geometriske midtpunktet for hver substratkategori ble benyttet for å kalkulere den gjennomsnittlige substratstørrelsen på både transekt- og stasjonsnivå. Ved utregning av gjennomsnittet for mose- og algedekke, ble medianen av de tre kategoriene (1-33 %, 34-66 %, >66 %) brukt, noe som ga verdiene 17 %, 50 % og 83 %. Samme metode ble benyttet for gjennomsnitt av vegetasjonsdekket i flomsone og langs bekkekant. Det var fem kategorier (1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 %, >90 %), som ga medianverdiene 13 %, 38 %, 63 %, 83 % og 95 %. For variabelen overhengende bredder ble verdiene fra høyre og venstre side lagt sammen per transekt, før de fem transektverdiene ble brukt for å regne ut gjennomsnittlig overhengende bredde per stasjon.

Videre ble det laget en kolonne kalt «Behandling», hvor stasjonene ble kategorisert som enten «Med» eller «Uten» kantvegetasjon. Inndelingen var basert på vurderingen av vegetasjonen fra feltarbeidet, underbygget av variablene gjennomsnittlig vegetasjonsskygging og gjennomsnittlig vegetasjonsdekke ved bekkekant. For stasjonene i 2024 ble ti stasjoner (K2, K3, K4, K5, K6, R1, R2, L2, S2 og S4) kategorisert som «Med», mens de gjenværende fem stasjonene (K1, R3, L1, S1 og S3) ble kategorisert som «Uten». I 2021 ble Loska 1 (L1) registrert som «Med», ettersom deler av kantvegetasjonen ble hugget ned etter datainnsamlingen til Stokke (2023). Alle øvrige stasjoner ble registrert med samme behandling i 2021 som i 2024.

Hver elektrofiskestasjon hadde flere variabler knyttet til bekkeforhold og kantvegetasjon. Ettersom flere av disse variablene viste indikasjoner på korrelasjon, ble det gjennomført en ordinasjonsanalyse for å redusere dimensjonaliteten i datasettet, samtidig som de relative sammenhengene mellom variablene ble bevart (Palmer, 2004). For å avgjøre hvilken ordinasjonsmetode som var mest egnet, ble det først utført en korrespondanseanalyse uten trend (Detrended Correspondence Analysis, DCA) på følgende variabler målt i både 2021 og 2024: gjennomsnittlig dybde, gjennomsnittlig vektet skjul, gjennomsnittlig substratstørrelse, gjennomsnittlig vegetasjonsdekke i flomsone, antall kulper og antall død ved. Valget av ordinasjonsmetode ble basert på lengden av den første aksene i DCA, som var 1,22. Denne verdien tilsier at prinsipal komponentanalyse (PCA) er mest hensiktsmessig (Leps & Smilauer, 2003). PCA ble deretter gjennomført ved hjelp av R-pakken «Vegan» (Oksanen et al., 2022).

Variablene gjennomsnittlig vegetasjonsskygging og gjennomsnittlig vegetasjonsdekke ved bekkkant ble utelatt, ettersom disse ble brukt for å kategorisere stasjonene som enten «Med» eller «Uten» kantvegetasjon. Variablene gjennomsnittlig mosedekke, gjennomsnittlig algedekke og gjennomsnittlig overhengende bredder ble utelatt fra analysene, da disse ikke ble registrert i 2021 (Stokke, 2023) (Vedlegg B-1). Datasettet ble deretter oppdatert med de nye hovedkomponentene, slik at de to vegetasjonsvariablene ikke ble testet opp mot seg selv. Stasjonsscorene, som representerer de vektete summene av habitatvariablenes påvirkning på hovedkomponentene PC1, PC2 og PC3 for hver elektrofiskestasjon, ble inkludert som kovariater i datasettet (Vedlegg B-3). Disse fungerte som indirekte mål på habitatforholdene og muliggjorde analyser av sammenhengen mellom habitatkarakteristikk og ungfisktetthet, samt lengde hos 0+ (Vedlegg B-2, Vedlegg B-3). Biplot ble laget for å visualisere hvordan de ulike variablene lastet på hovedkomponentene.

Tetthet av ungfisk

Tettheten av aldersklassene 0+, 1+ og >1+ ble estimert for hver stasjon (Vedlegg C-1). Histogrammer av lengdefordelingen ble brukt for å sette grenser mellom de ulike aldersklassene, og dermed bestemme fangsten for hver aldersgruppe per elektrofiskerunde. Histogrammene hadde en multimodal distribusjon, hvor hver topp for de to yngste aldersklassene representerte en aldersklasse. Lengdegrensene ble trukket midt mellom toppene, som innebærer en antagelse om at alle individer i en årsklasse hadde en totallengde som var innenfor de definerte lengdeintervallene. Makslengden for 0+ varierte fra 100-130 mm, og for 1+ fra 180-200 mm (Figur 5, Vedlegg C-2). På stasjon L2 ble estimatet for aldersklassen 0+ svært høyt, ettersom det ble fanget 12 individer i første runde, og deretter 11 i andre runde.

Dette resulterte også i en svært høy standardfeil. Ved modelleringen ble tetthetsverdiene for 0+ og 1+ $\log(x+1)$ -transformert.

Modellseleksjon for kantvegetasjonens effekt på tetthet av 0+ og 1+

Det ble laget lineære modeller hvor både tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige variabler ble inkludert. Det konseptuelle rammeverket for modellene var som følger:

Tetthet av 0+ = Effekten av bekkens habitatkarakteristikk + 1+ tetthet + Effekten av kantvegetasjon

Tetthet av 1+ = Effekten av bekkens habitatkarakteristikk + Effekten av kantvegetasjon

Akaike's Information Criterion korrigerer for små prøvestørrelser, og AICc ble brukt for modellseleksjonen. Modeller med $\Delta AICc$ under to ble vurdert som å ha empirisk støtte (Anderson, 2007). AICc var tilgjengelig gjennom R-pakken «AICcmodavg» (Mazerolle, 2023).

Modellseleksjon for kantvegetasjonens effekt på lengde hos 0+

Kantvegetasjonens effekt på lengden hos 0+ ble også undersøkt, og fremgangsmåten var tilsvarende den som ble benyttet for tetthet. De lineære modellene inkluderte både tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige variabler. Ved å inkludere tetthet av både 0+ og 1+ i modellene, var det mulig å undersøke hvorvidt lengden hos 0+ var påvirket av intra- og interkohort-effekter. Det ble også laget modeller helt uten tetthetsavhengige variabler. Det konseptuelle rammeverket for modellene var som følger:

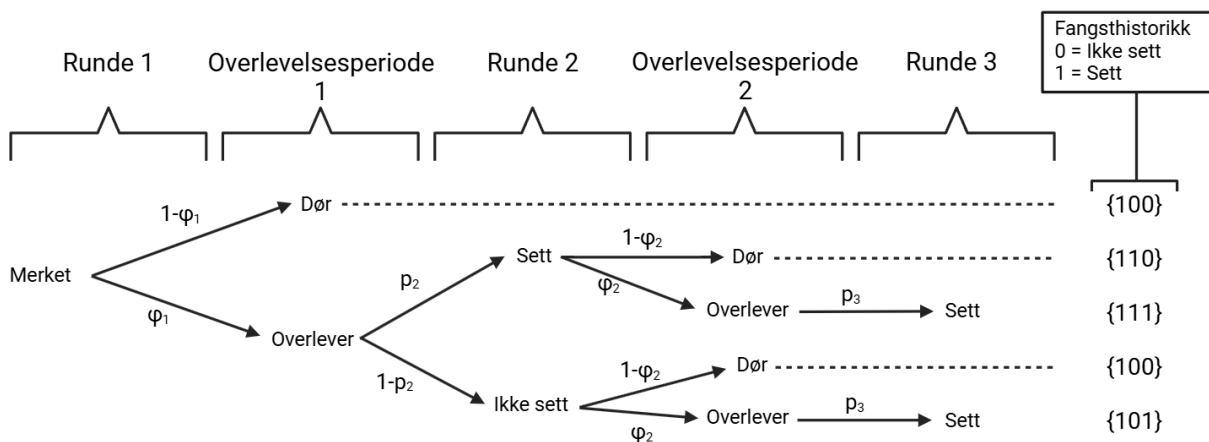
Lengde hos 0+ = Tetthet av 0+/1+ + Effekten av bekkens habitatkarakteristikk + Effekten av kantvegetasjon

Også her ble AICc brukt for modellseleksjon, og modeller med $\Delta AICc$ under to ble vurdert som å ha empirisk støtte (Anderson, 2007).

2.5.2 Analysering av kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet

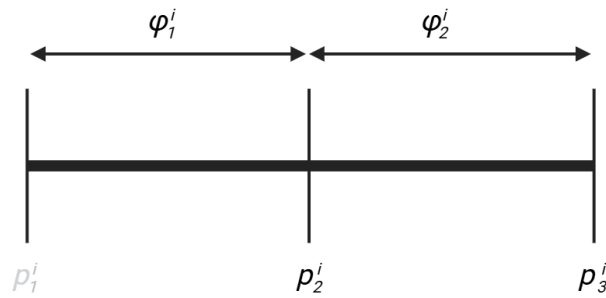
Ved analysen av overlevelsessannsynlighet ble merke-data fra 2021 (Stokke, 2023), 2023 (stasjonsetablering i Krombekken) og 2024 benyttet. Fangsthistorikker ble konstruert for hvert individ ($n = 430$) (Lebreton et al., 1992), og fiskelengde ble standardisert (gjennomsnitt = 0 (± 1 SD)). Fangsthistorikkene ble gruppert etter bekk og kantvegetasjon (med/uten), som resulterte i seks kategorier med de tre bekkene Krombekken, Ringsbekken og Loska. Såna ble utelatt fra analysen, da kun fire individer ble merket, og ingen gjenfangster ble registrert. Ved hver merking-gjenfangstrunde får individene enten verdien 0 (ikke sett /fanget) eller verdien 1 (sett/fanget). Hvert individ ender opp med en tallstreng av 1 og 0, som kalles fangsthistorikk. Lengden på fangsthistorikken er tilsvarende det totale antallet merke-gjenfangstrunder, og det

første tallet vil være 1 fra merkeprosedyren. Fangsthistorikker som f.eks. 111, 110, 100 og 101 vil bety «sett alle tre runder», «sett runde en og to, men ikke i tredje», «kun sett første runde» og «merket i runde en, ikke sett i runde to, men sett i runde tre» (Figur 6).



Figur 6: Skjebnediagram som illustrerer konseptet med fangsthistorikk. Skjebnediagrammet består av runder og overlevelsesperioder. ϕ er tilsynelatende overlevelse og p er gjengefangstsannsynlighet. En 0 representerer en runde hvor individet ikke ble sett, mens 1 indikerer at individet ble sett. Skjebnediagrammet er basert på en Cormack-Jolly-Seber modellstruktur. Figuren ble laget i BioRender.com.

Ved analysering av merke-gjengefangstdataene ble programmet Mark (White & Burnham, 1999) benyttet. Med en Cormack-Jolly-Seber modellstruktur, som baserer seg på individspesifikke binomiske gjengefangst-historikker, kan man regne ut deteksjonssannsynligheten og dermed også den tilsynelatende overlevelsen. I utgangspunktet skulle det vært fire gjengefangstrunder i denne studien, men den første peilerunden i oktober ble slått sammen med runden i november ettersom den bærbare PIT-antennen sluttet å detektere fisk etter de to første stasjonene. Dermed ble det gjennomført tre gjengefangstrunder, men ettersom første runde var merkerunde, kunne kun to ϕ -estimer beregnes, da det ikke var noen gjengefangster i første runde (Figur 7). Videre er ϕ tilsynelatende overlevelse, ettersom dødelighet ikke kan separeres fra utvandring under studieperioden (Pledger et al., 2003). Utvandrede individer vil derfor bli modellert som døde, da analysemetoden antar at dette er et lukket system.



Figur 7: Parametrisering av Cormack-Jolly-Seber-modellen for merke-gjenfangststudien av ørret i Hølen-vassdraget, med data fra 2021 og 2024. φ_t^i er tilsynelatende overlevelse for fisk i bekk i ved tid t , mens p er gjenfangstsannsynlighet. Figuren ble laget i BioRender.com.

2.5.3 Analysering av kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken

Fiskens bevegelsesmønstre i bekken ble også analysert. Analysen baserte seg på egne merkedata, samt data fra Stokke (2023) fra 2021 og data fra etableringen av stasjoner i Krombekken i 2023. Merkedata fra alle tre år med elektrofiske ble kombinert med data fra egne peilerunder, deretter filtrert og sortert for å kun inkludere individer som var registrert mer enn én gang under feltarbeidet. Datasettet inneholdt informasjon om hvor hver fisk var merket, og hvor den senere ble gjenfunnet under peilingen. For å kategorisere fiskens bevegelser i bekken, ble individene klassifisert som enten værende, vandret oppstrøms eller vandret nedstrøms. Hver stasjon ble tildelt en tallverdi, der stasjon 1 fikk verdien 1, stasjon 2 fikk verdien 2, osv. Sonene mellom stasjonene ble også nummerert, hvor sonen mellom stasjon 1 og 2 fikk verdien 1,2, mens området før stasjon 1 fikk verdien 0,9. Fiskens bevegelse ble registrert ved å sammenligne tallverdien for observasjonene. Dersom verdien økte, hadde fisken vandret oppstrøms, mens en lavere verdi indikerte nedstrøms vandring. En fisk merket på stasjon 1 og deretter detektert i sonen mellom 1 og 2 (verdi 1,2), har vandret opp, mens en fisk merket og detektert på samme stasjon har blitt værende. Dersom en fisk merket på stasjon 1 ble detektert i sonen før stasjon 1 (verdi 0,9), har den vandret ned.

2.6 Bruk av kunstig intelligens

I denne oppgaven ble kunstig intelligens (KI) benyttet til språkvask, i tråd med NMBUs retningslinjer for bruk av KI. Verktøyet ChatGPT, versjon 4o, (OpenAI, 2025) ble brukt for å gjennomgå setninger og foreslå grammatiske endringer for bedre flyt. Den endelige teksten ble deretter redigert, kvalitetssikret og innlemmet i oppgaven.

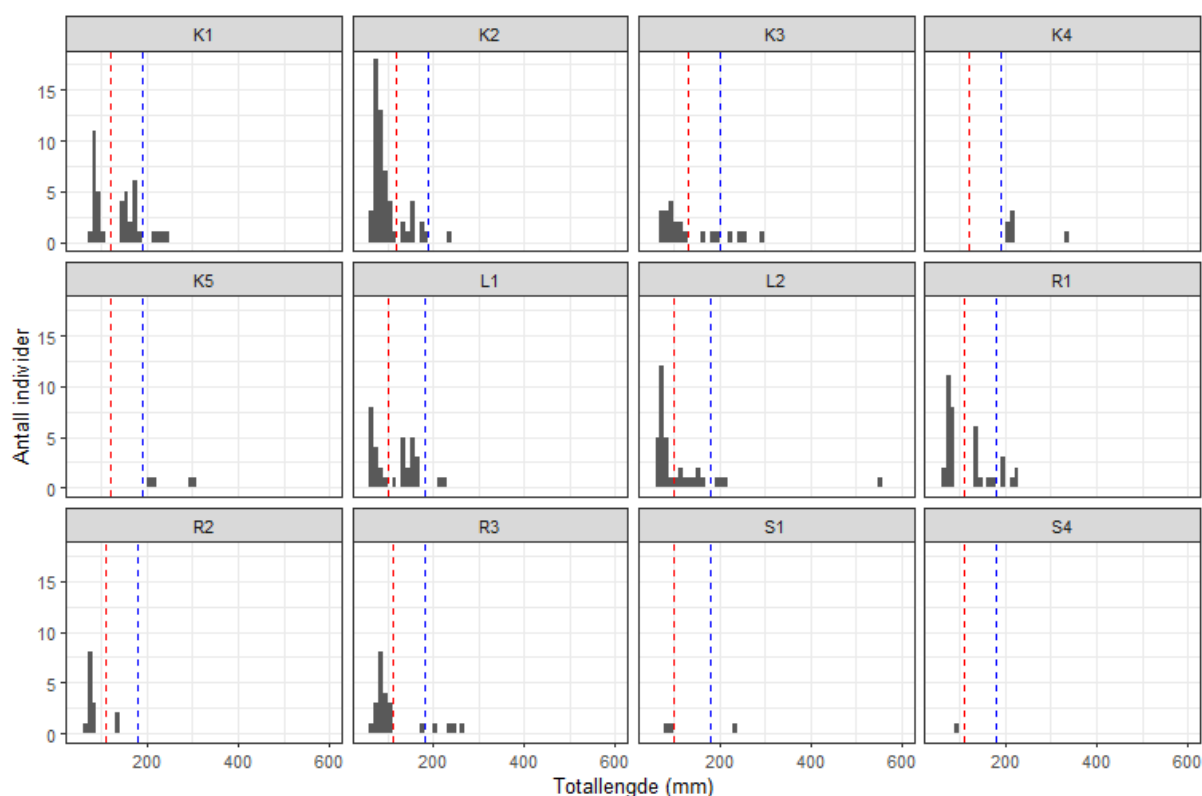
3. Resultater

3.1 Kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+

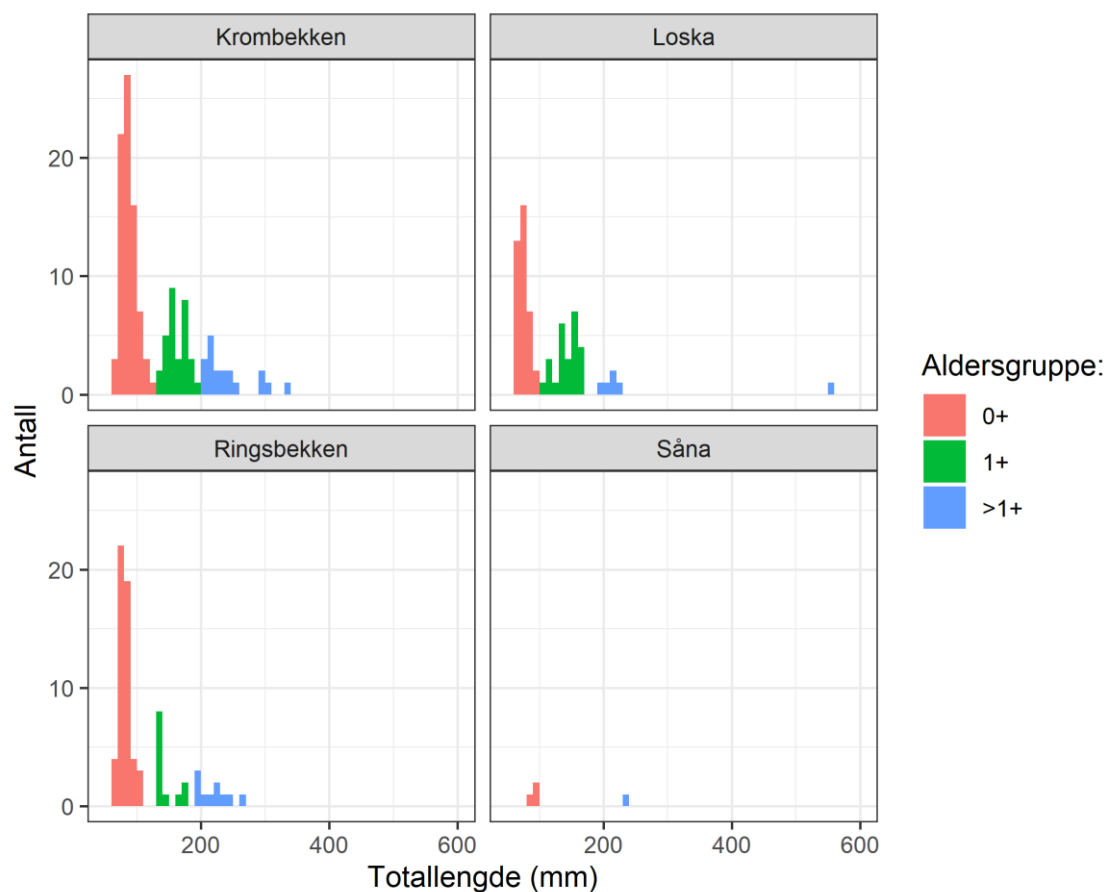
3.1.1 Fangst-, alders-, lengde- og vektfordeling

Under elektrofisket i oktober 2024 ble det fanget totalt 276 ørret, 103 ørekyt, 20 nippigget stingsild (*Pungitius pungitius*) og to gjedder fordelt på de 15 stasjonene. Hos ørret varierte lengden fra 63 til 560 mm, med en gjennomsnittslengde på $120,9 \text{ mm} \pm 60,7 \text{ mm}$. Vekten hos ørret varierte fra 2,7 til 417 g, og gjennomsnittsvekten var $60,7 \text{ g} \pm 52,9 \text{ g}$. Dette utelater vekten til det største individet på 560 mm, da medbragt vekt var for liten til å veie det.

Det ble ikke funnet ørret på stasjon 6 i Krombekken, samt stasjon 2 og 3 i Såna. 0+ var den dominerende aldersklassen på stasjon 1-3 i Krombekken, stasjon 1 og 2 i Loska samt stasjon 1-3 i Ringsbekken. >1+ var den dominerende aldersklassen i stasjon 4 og 5 i Krombekken, og her ble det ikke funnet individer fra aldersklassene 0+ eller 1+ (Figur 8). 0+ var den dominerende aldersklassen i alle fire studiebekker (Figur 9).



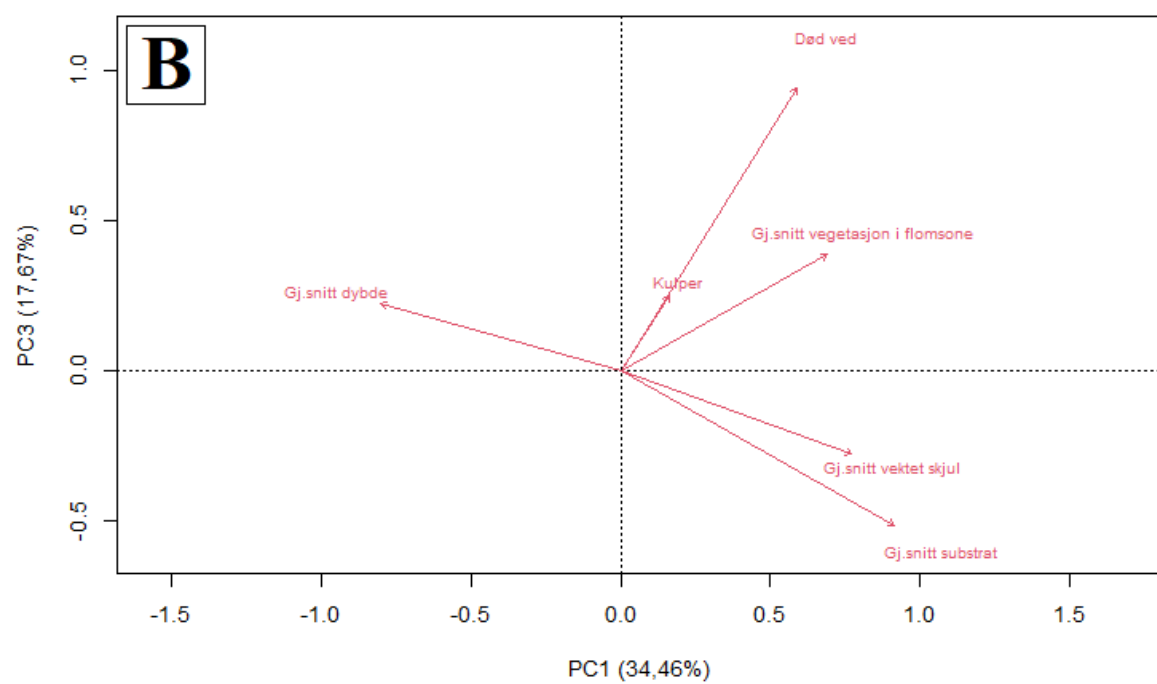
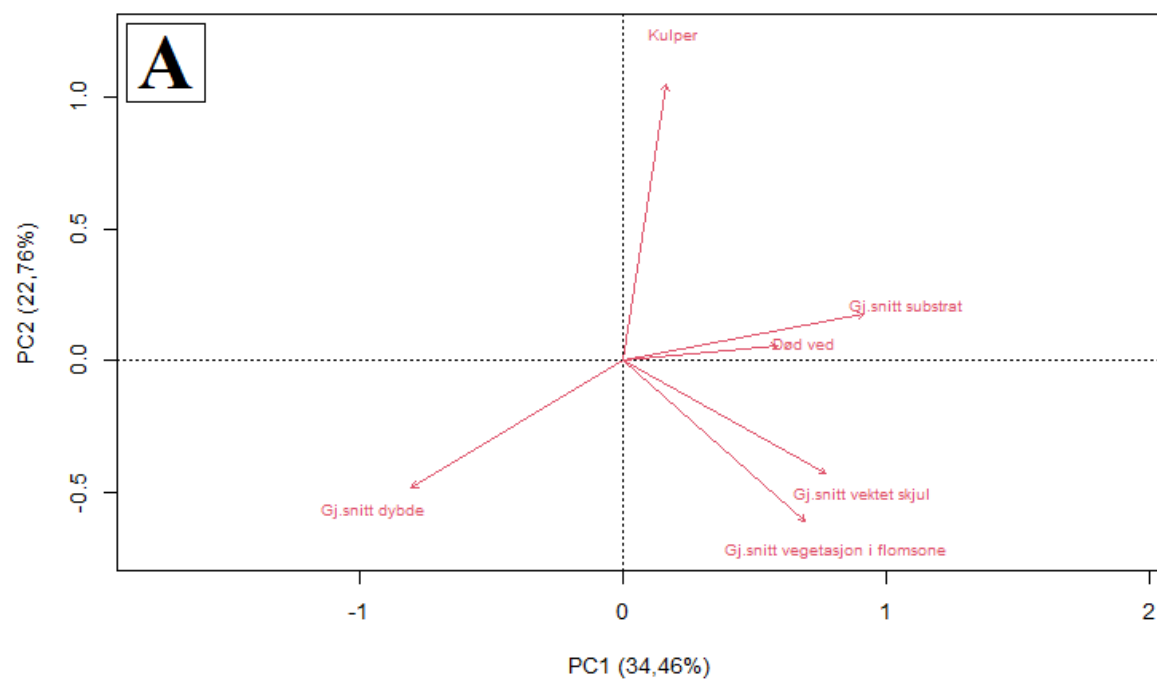
Figur 8: Lengdedistribusjon ble brukt for å beregne tettheten av hver årsklasse. Røde linjer viser den antatte maksimumslengden for 0+. Blå linjer viser den antatte maksimumslengden for 1+. K1-K5 representerer stasjonene i Krombekken, L1 og L2 representerer Loska, R1-R3 representerer Ringsbekken og S1 og S4 representerer Såna. På stasjonene K6, S2 og S3 ble det ikke fanget ørret.

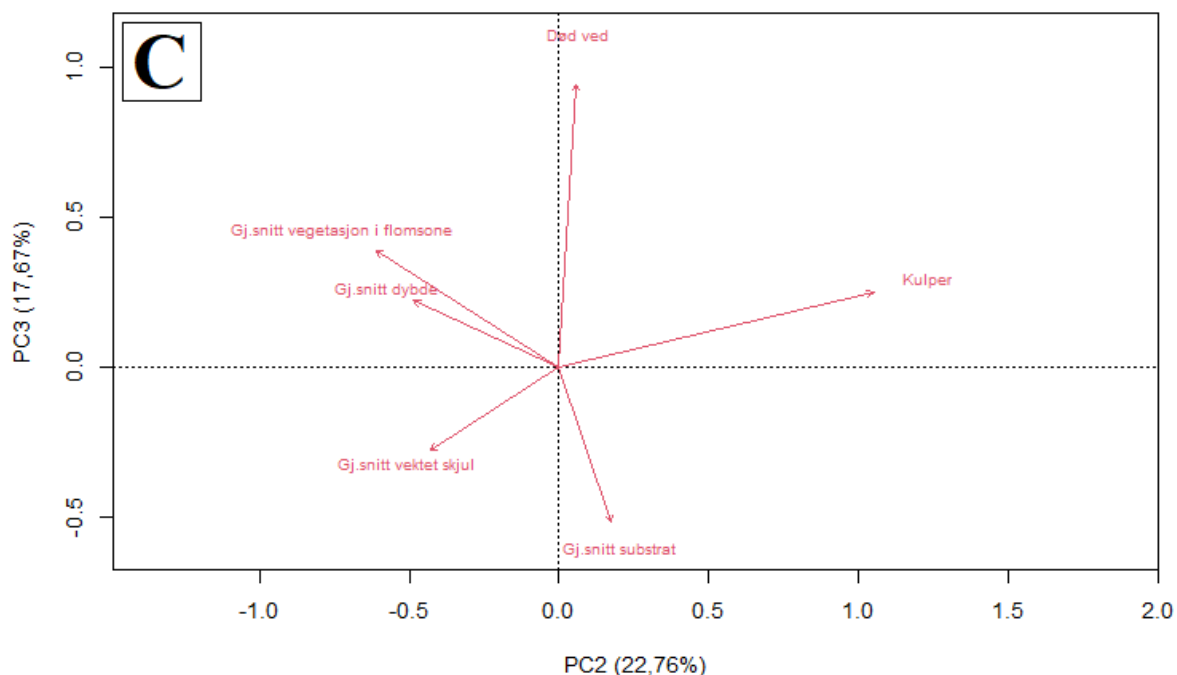


Figur 9: Aldersfordeling for de fire studiebekkene. 0+ var den dominerende årsklassen i alle fire bekker. Totalt ble det fanget 172 individer i aldersgruppen 0+, 68 individer i aldersgruppen 1+ og 36 individer i aldersgruppen >1+.

3.1.2 Ordinasjon av habitatdata

Den prinsipale komponentanalysen viste at PC1, PC2 og PC3 til sammen forklarte 74,89 % av variasjonen. PC1 forklarte 34,46 % av den totale variasjonen, og alle variabler bortsett fra gjennomsnittlig dybde ladet positivt på denne akse. Gjennomsnittlig substratstørrelse var variabelen med den høyeste positive faktorladningen. PC2 forklarte 22,76 % av variasjonen, og her hadde antall kulper den største positive faktorladningen, mens gjennomsnittlig vegetasjonsdekke i flomsone hadde den største negative faktorladningen. PC3 forklarte 17,67 % av variasjonen, og antallet død ved hadde den høyeste positive faktorladningen. Gjennomsnittlig substratstørrelse hadde den største negative faktorladningen (Figur 10; Vedlegg B-2, Vedlegg B-4).





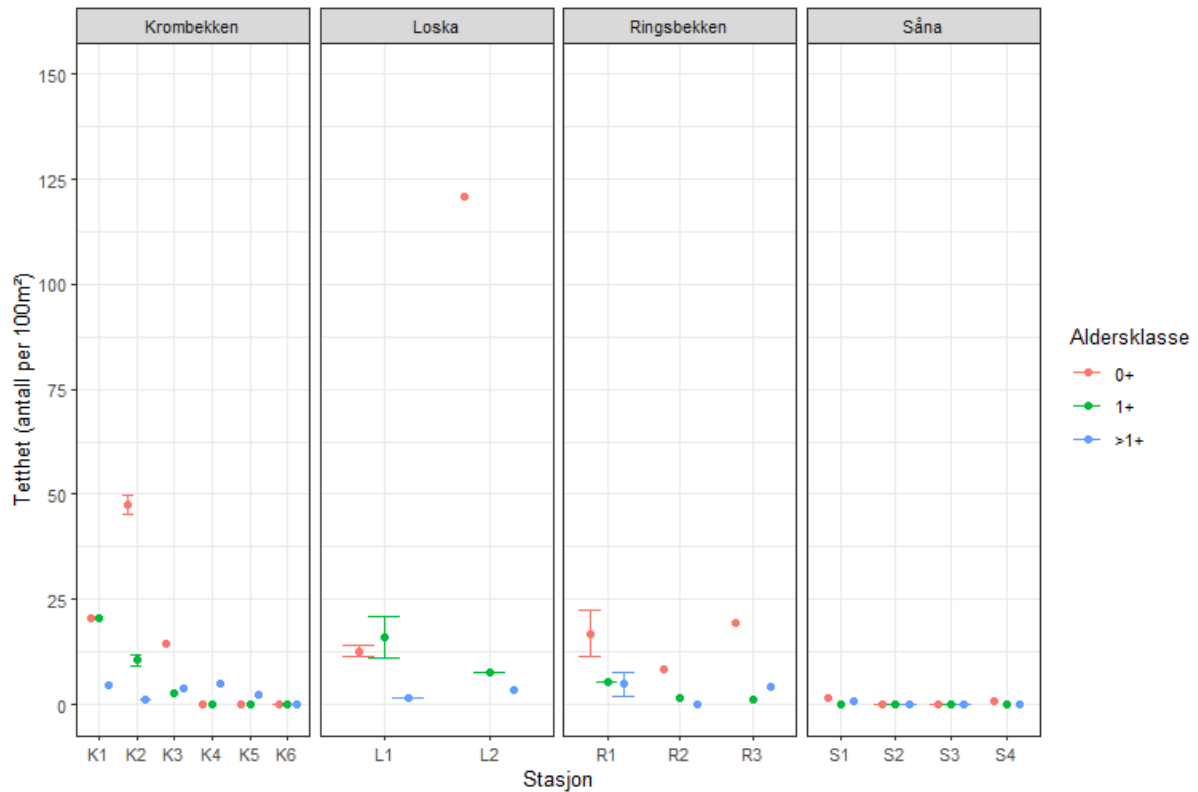
Figur 10: Figur 7A viser PC1 og PC2, figur 7B viser PC1 og PC3, og figur 7C viser PC2 og PC3. De inkluderte variablene ble registrert i både 2021 og 2024, og er definert slik: Gj.snitt substrat er gjennomsnittlig substratstørrelse, gj.snitt vektet skjul er gjennomsnittlig vektet skjul, gj.snitt dybde er gjennomsnittlig dybde og gj.snitt vegetasjon i flomsone er gjennomsnittlig vegetasjonsdekke i flomsone. Disse verdiene er gjennomsnittet per stasjon, mens kulper og død ved er antall per stasjon.

3.1.3 Tetthet av ungfisk

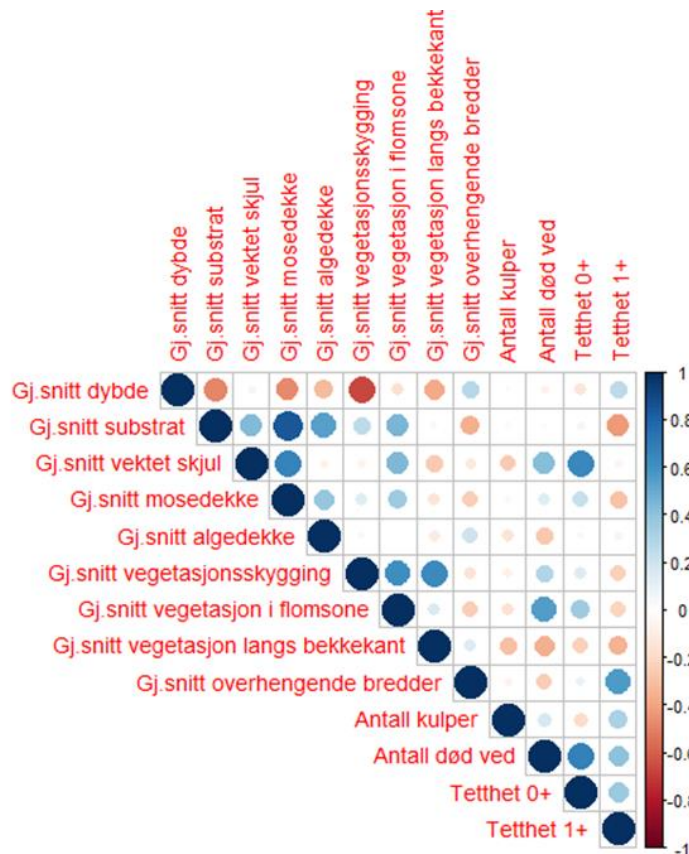
Estimert tetthet av 0+ varierte fra null til 121 individer per 100 m², estimert tetthet av 1+ varierte fra null til 20 individer per 100 m² og estimert tetthet av >1+ varierte fra null til 5 individer per 100 m². Den høyeste tettheten av 0+ ble funnet på stasjon L2. Den laveste tettheten av 0+ var på stasjonene K6, S2 og S3, med null individer per 100 m². Det var størst usikkerhet rundt estimatene for aldersklassen 0+ (Figur 11).

Tettheten av 0+ var sterkt positivt korrelert med mengden død ved og vektet skjul (Figur 12). Vegetasjon i flomsone viste en middels positiv korrelasjon med tettheten, mens vegetasjonsskygging og mosedekke hadde en svak positiv sammenheng. Substrat og overhengende bredder viste en svært svak positiv korrelasjon. Derimot var antall kulper, vegetasjon langs bekkekant og dybde svakt negativt korrelert med 0+-tetthet, mens algedekket viste en svært svak negativ korrelasjon. Tettheten av 0+ var også positivt korrelert med tettheten av 1+, som på sin side var svakt negativt korrelert med de tre vegetasjonsvariablene: vegetasjonsskygging, vegetasjonsdekke i flomsone og vegetasjonsdekke langs bekkekant. Overhengende bredder viste en sterk positiv korrelasjon med 1+-tetthet, mens antall kulper, død ved og dybde hadde en middels

positiv korrelasjon. Substrat viste en middels negativ korrelasjon, mens mosedekke var svakt negativt korrelert med tettheten av 1+.



Figur 11: Estimert tetthet av ulike aldersklasser per 100 m² varierte mellom de 15 elektrofiskestasjonene. Stasjon 1 i hver bekk var lokalisert lengst nedstrøms i alle fire studiebekker. Vertikale linjer indikerer standardfeil. Standardfeilen for 0+ i Loska 2 (L2) er på 633,05, og er utelatt for å gjøre de andre verdiene lesbare.



Figur 12: Korrelasjonsplott som illustrerer hvordan de ulike habitatvariablene fra 2024 korrelerer med hverandre og med tetthet av 0+ og 1+. En sterkere korrelasjon gir større sirkel. Blå farge indikerer en positiv korrelasjon, mens rød farge indikerer en negativ korrelasjon.

3.1.4 Prediktorer for tetthet av 0+

Modellen som mottok høyest støtte fra AICc indikerte at variabelen Behandling (med/uten kantvegetasjon) kombinert med tetthet av 1+ med interaksjonseffekt best forklarte variasjonen av 0+-tetthet (Tabell 2; $F_{3,20} = 14,33$, $R^2 = 0,63$). Både tetthet av 0+ og 1+ er log-transformert.

Tabell 2: Oversikt over de tolv modellene som ble konstruert for å undersøke effekten av kantvegetasjon på tetthet av 0+. PC1, PC2 og PC3 var mål på habitatvariabler i bekken, samt vegetasjon i flomsone. Innenfor variabelen Behandling, basert på vegetasjon langs bekkkant og vegetasjonsskygging, ble alle stasjoner kategorisert som enten med/uten kantvegetasjon. Tettheten av 1+ (N_{1+}) ble inkludert i de fleste modeller, da det ble antatt at interkohort-konkurranse ville påvirke tettheten av 0+. Variabelen Bekk angir hvilken av de fire studiebekkene observasjonen tilhører: Krombekken, Ringsbekken, Loska eller Såna. AICc-parameterne er som følger: K er antall parametere i modellen, $\Delta AICc$ er forskjellen i AICc-verdi sammenlignet med toppmodellen. AICcWt, eller AICc-vekt, viser hvor stor del av den samlede forklaringskraften i alle modellene som ligger i den modellen som vurderes. I dette tilfellet inneholder toppmodellen 50% av den totale forklaringskraften til alle kandidatmodellene. LL står for log-likelihood, og er verdien som beskriver hvor sannsynlig modellen er.

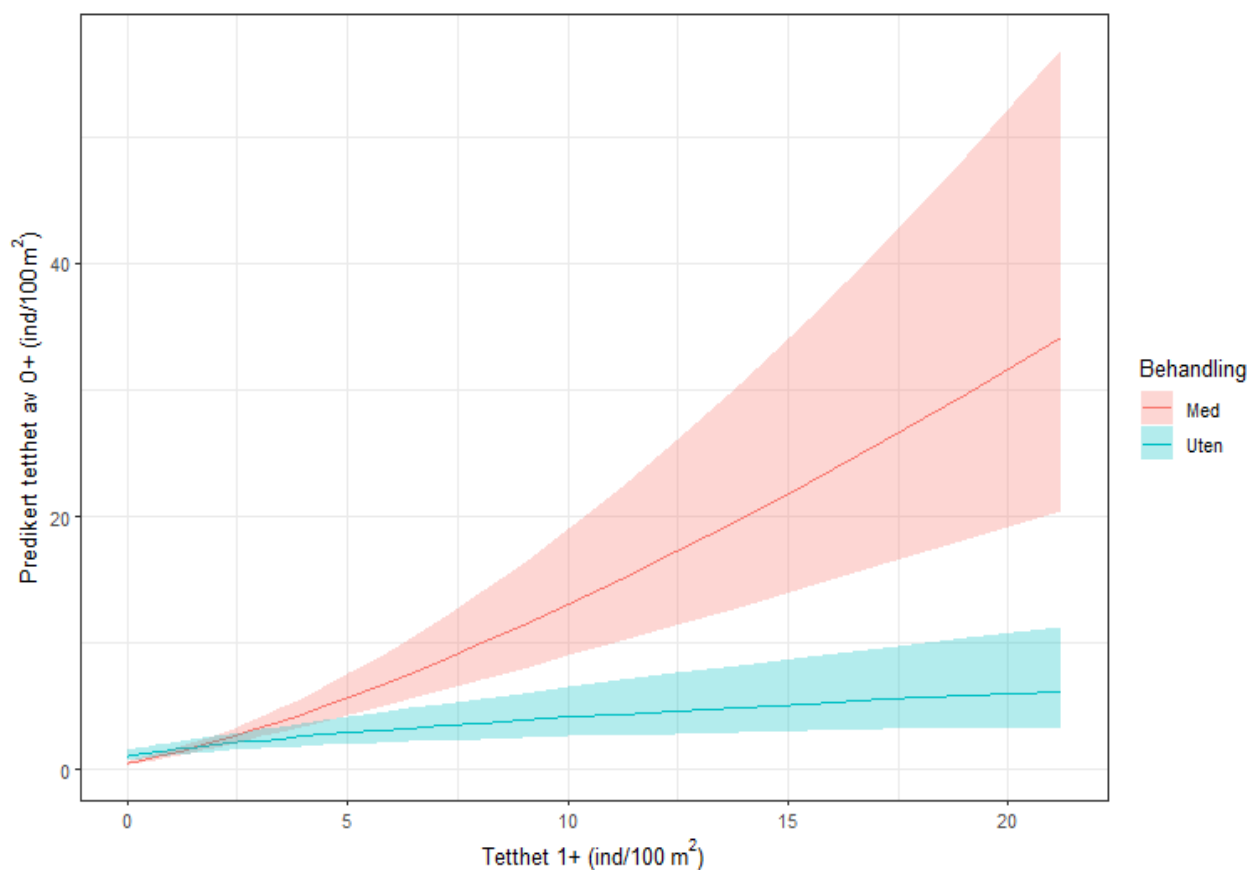
Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	ModellLik	AICcWt	LL
Behandling * N_{1+}	5	70,49	0,00	1,000	0,50	-28,58
Behandling * N_{1+} + PC1	6	72,74	2,25	0,325	0,16	-27,90
Behandling + N_{1+}	4	73,22	2,73	0,254	0,13	-31,56
Behandling + N_{1+} + PC1	5	74,92	4,44	0,108	0,05	-30,80
Behandling * PC3 + N_{1+}	6	74,96	4,48	0,106	0,05	-29,01
Behandling + PC2 + N_{1+}	5	75,35	4,86	0,087	0,04	-31,01
Behandling + PC3 + N_{1+}	5	76,45	5,96	0,050	0,03	-31,56
Behandling + N_{1+} * PC1	6	77,63	7,14	0,028	0,01	-30,35
Behandling * PC2 + N_{1+}	6	78,12	7,63	0,022	0,01	-30,59
Behandling * PC1 + N_{1+}	6	78,52	8,03	0,018	0,01	-30,79
Bekk + PC1	6	88,20	17,71	0,000	0,00	-35,63
PC1	3	90,94	20,45	0,000	0,00	-41,87

Effekten av 1+, habitatkarakteristikk og kantvegetasjon på tetthet av 0+

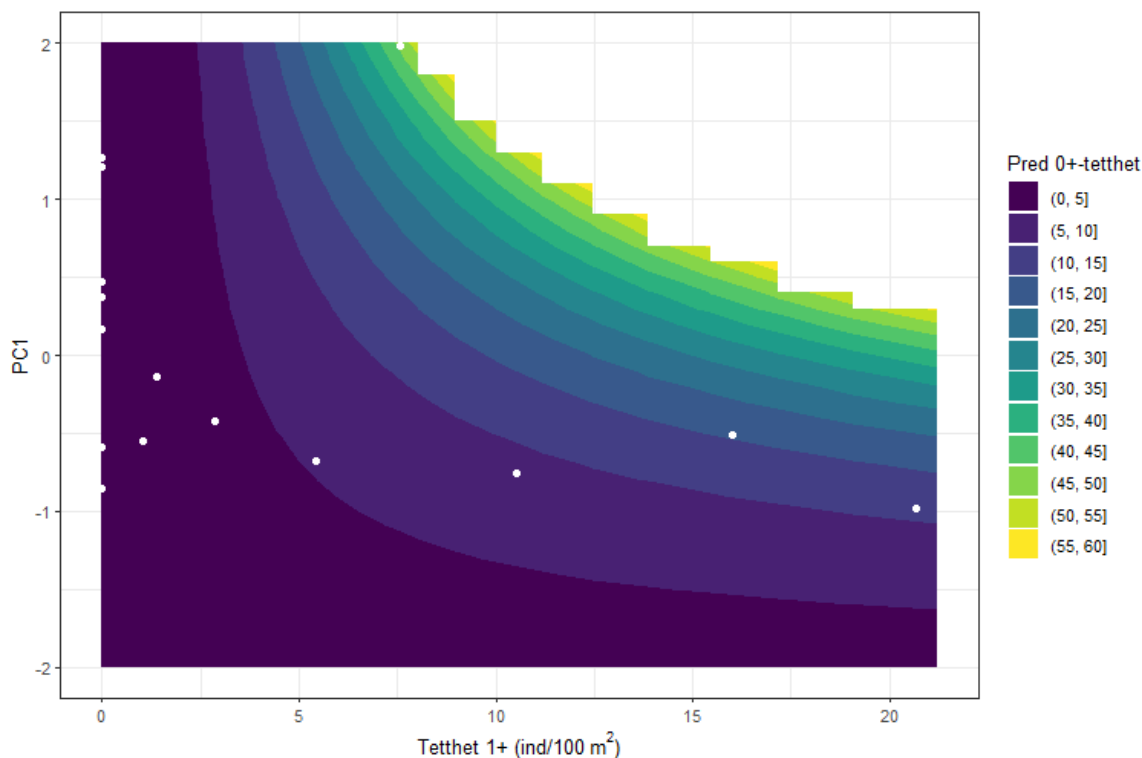
Ifølge parameterestimaterne for modellen som mottok høyest støtte fra AICc, var variabelen Behandling (med kantvegetasjon) negativt for tettheten av 0+ alene. Dette endret seg imidlertid når tettheten av 1+ med interaksjonseffekt ble inkludert i modellen. Effekten av kantvegetasjon ble positivt korrelert med tettheten av 1+, og denne interaksjonseffekten på tetthet av 0+ var signifikant ($p = 0,027$) (Tabell 3, Figur 13). Det var også en signifikant positiv korrelasjon mellom tetthet av 0+ og 1+ ($p = <0,001$). Videre var det høy predikert tetthet av 0+ ved høye PC1-verdier og lav tetthet av 1+ (Figur 14). Høye PC1-verdier er assosiert med grunne områder med mye skjul, vegetasjon og grovt substrat, mens lave PC1-verdier indikerer dype områder med finere substrat og færre skjulesteder (Figur 10a, Figur 10b). Effekten av PC1 avtar med økende tetthet av 1+, noe som kan tyde på at 0+ blir mindre selektive i habitatvalg når tettheten av eldre og mer dominante individer øker (Figur 14).

Tabell 3: Parameterestimer og den korresponderende effekttesten for modellen med mest støtte fra AICc. Med variabelen *Behandling*, basert på vegetasjon langs bekkekant og vegetasjonsskygging, ble alle stasjoner kategorisert som enten med eller uten kantvegetasjon. SE viser standardfeilen for estimatet, Df representerer frihetsgrader, SS er kvadratsummen, F er F-verdi og P er P-verdi.

Parameterestimer			ANOVA-tabell			
Parameter	Estimat	SE	Df	SS	F	P
Intercept	1,042	0,403				
Behandling (med)	-0,750	0,513	1	0,015	0,020	0,887
N ₁₊	0,575	0,247	1	28,386	37,337	<0,001***
Behandling (med): N ₁₊	0,791	0,333	1	4,288	5,640	0,027*



Figur 13: Predikert tetthet av 0+ (antall individer per 100 m²) som en funksjon av tetthet av 1+ (ind/100 m²) under to forskjellige behandlinger: med (rød) og uten (blå) kantvegetasjon. Skyggefeltene markerer 95% konfidensintervaller. Prediksjonene er estimert fra den utvalgte modellen (Tabell 3).



Figur 14: Predikert tetthet av 0+ (antall individer per 100 m²) vist som en funksjon av PC1 og tetthet av 1+ (ind/100 m²). Fargeskalaen representerer den predikerte tettheten av 0+, der mørkere farger indikerer lavere tetthet og lysere farger indikerer høyere tetthet. Hvite prikker viser observerte datapunkter. Figuren antyder at tettheten av 0+ er høyest ved høye PC1-verdier og lav til moderat tetthet av 1+, mens den er lavest ved høy tetthet av 1+ og lave PC1-verdier. Høye PC1-verdier indikerer grovt substrat, mye vegetasjon i flomsone samt gode skjulmuligheter. Lave PC1-verdier indikerer dypere områder med fint substrat og mindre struktur. Prediksjonene er basert på modellen med tredje mest støtte i vedlegg D-1 (modellen $N_{1+} * PC1$), hvor modellseleksjonen ble gjennomført med data kun fra 2024. Se vedlegg D-1 for full liste.

3.1.5 Prediktorer for lengde hos 0+

Modellen som mottok høyest støtte fra AICc indikerte at variabelen ID, altså hver enkelt stasjon, kombinert med additiv effekt av PC3 best forklarte variasjonen av lengde hos 0+ (Tabell 4; $F_{10,234} = 7,043$, $R^2 = 0,19$).

Tabell 4: Oversikt over de ti modellene som forklarte mest av lengdevariasjonen hos 0+ (Se vedlegg D-2 for full liste). PC1, PC2 og PC3 var mål på habitatvariabler i og ved bekken. Variabelen ID inkluderer hver enkelt stasjon, mens variabelen bekk inkluderer de fire studiebekkene. AICc-parameterne er som følger: K er antall parametere i modellen, $\Delta AICc$ er forskjellen i AICc-verdi sammenlignet med toppmodellen. AICcWt, eller AICc-vekt, viser hvor stor del av den samlede forklaringskraften i alle modellene som ligger i den modellen som vurderes. I dette tilfellet inneholder toppmodellen 31% av den totale forklaringskraften til alle kandidatmodellene. LL står for log-likelihood, og er verdien som beskrives hvor sannsynlig modellen er.

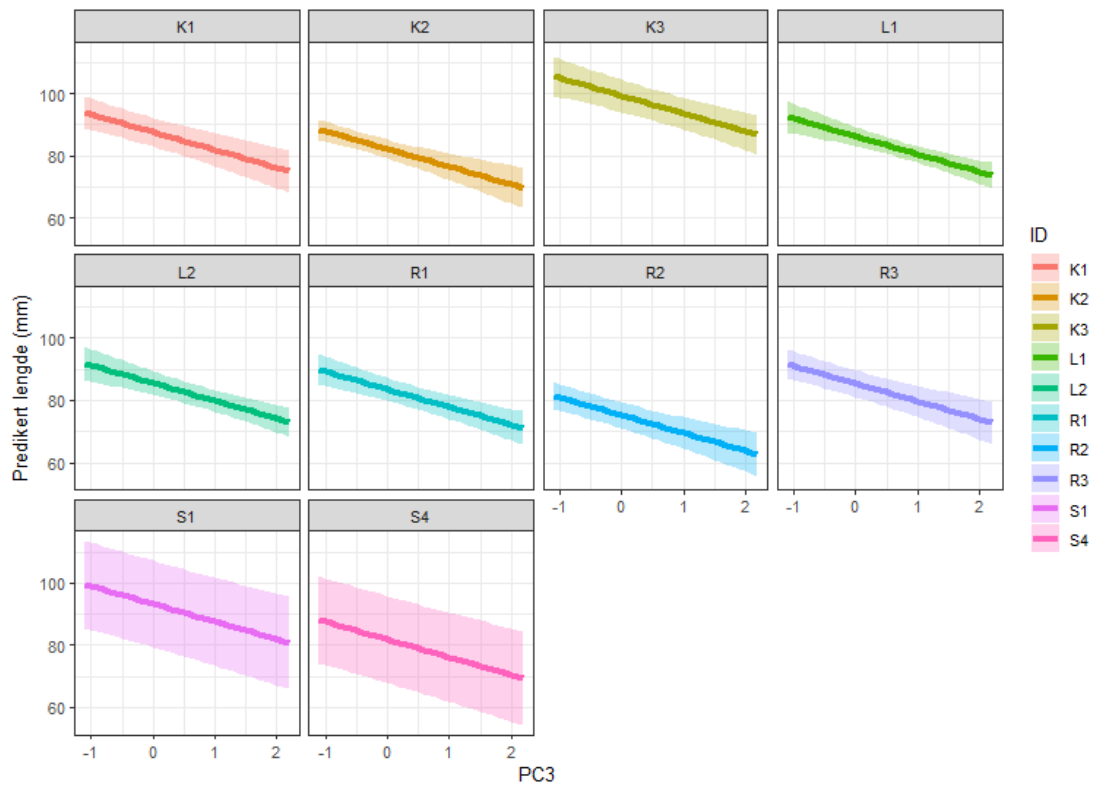
Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	ModelLik	AICcWt	LL
ID + PC3	12	1839,98	0,00	1,000	0,31	-907,32
ID * PC2	17	1840,50	0,52	0,771	0,24	-901,90
ID * PC3	17	1840,50	0,52	0,771	0,24	-901,90
ID+ PC2 + PC3	13	1842,07	2,09	0,351	0,11	-907,25
Bekk * PC3	9	1842,24	2,26	0,322	0,10	-911,74
ID + PC2	12	1860,75	20,77	0,000	0,00	-917,70
ID	11	1862,32	22,34	0,000	0,00	-919,59

Bekk * PC2	9	1862,37	22,39	0,000	0,00	-921,80
Bekk + PC3	6	1867,04	27,06	0,000	0,00	-927,34
PC2 + PC3	4	1867,95	27,97	0,000	0,00	-929,89

Variansanalysen viste at både stasjon (ID) og PC3 hadde en signifikant effekt på lengden til 0+ ($P = <0,001$) (Tabell 5). Videre viste parameterestimaterne at fiskelengden varierer mellom stasjonene. Stasjon K3 er assosiert med lengre fisk, mens stasjon R2 har kortere fisk enn referansestasjonen (K1) (Tabell 5). I tillegg hadde PC3 en negativ effekt på lengde, som tyder på at økende PC3-verdier er knyttet til kortere ørret i aldersklassen 0+ (Tabell 8, Figur 15).

Tabell 5: Parameterestimer og den korresponderende effekttesten for modellen med mest støtte fra AICc. ID representerer de ti stasjonene hvor det ble fanget 0+. Referansestasjonen er K1 (Intercept). K står for Krombekken, L for Loska, R for Ringsbekken og S for Såna. Det påfølgende tallet indikerer stasjonsnummer. SE viser standardfeilen for estimatet, Df representerer frihetsgrader, SS er kvadratsummen, F er F-verdi og P er P-verdi.

Parameterestimer			ANOVA-tabell				
Parameter	Estimat	SE	Parameter	Df	SS	F	P
Intercept	87,572	2,369	ID	9	4620,5	5,085	<0,001***
IDK2	-5,398	2,818	PC3	1	2490,0	24,663	<0,001***
IDK3	11,713	3,584					
IDL1	-1,390	2,894					
IDL2	-1,950	3,102					
IDR1	-3,954	3,042					
IDR2	-12,304	3,175					
IDR3	-2,137	3,231					
IDS1	5,770	7,490					
IDS4	-5,669	7,510					
PC3	-5,707	1,149					



Figur 15: Sammenhengen mellom PC3 og predikert lengde (mm) hos 0+ på de ulike stasjonene (ID). K står for Krombekken, L for Loska, R for Ringsbekken og S for Såna. Det påfølgende tallet indikerer stasjonsnummer. Skyggefeltene markerer 95% konfidensintervaller. Høye PC3-verdier, som indikerer mye død ved og finere substrat, er assosiert med kortere lengde hos 0+. På stasjonene K4, K5, K6, S2 og S3 ble det ikke fanget 0+.

3.2 Kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet

Modellen med høyest AICc-støtte indikerte at tid, standardisert totallengde og behandling (med/uten kantvegetasjon) best forklarte den tilsynelatende overlevelsen (ϕ). Gjenfangst-sannsynligheten (p) ble modellert som konstant over tid og grupper, med unntak av siste tidspunkt, hvor p ble satt til 1. For ϕ var foretrukne variabler tid og standardisert lengde med additiv effekt, og deretter interaksjonseffekt. For gjenfangstsannsynlighet (p) var det ingen klare foretrukne forklaringsvariabler blant de høyest rangerte modellene (Tabell 6).

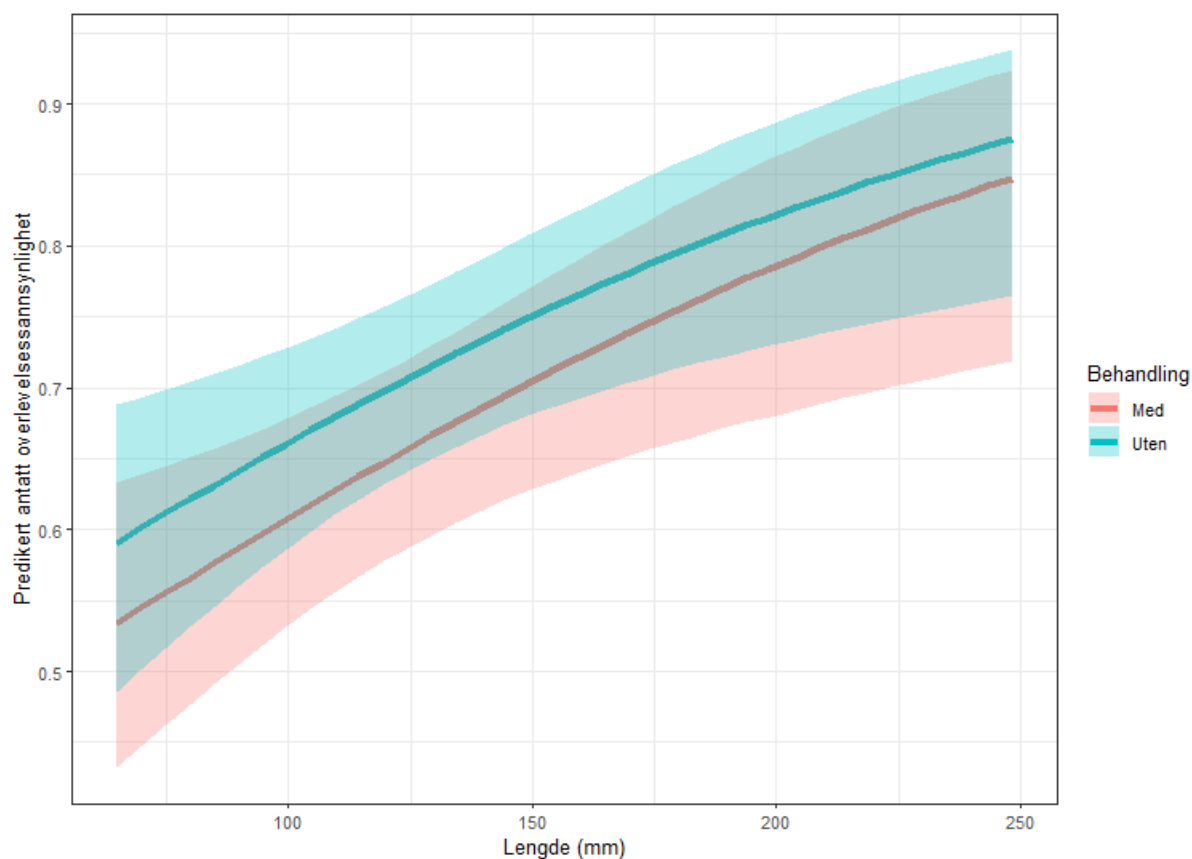
Tabell 6: Modellseleksjonen inkluderte kandidatmodeller for tilsynelatende overlevelse (ϕ) og gjenfangst-sannsynlighet (p) for ørret i Hølenvassdraget (Se vedlegg D-3 for full liste. t står for tid, stL står for standardisert lengde, og Behandling viser om kantvegetasjon var til stede eller ikke (med/uten), LastFixedTo1 indikerer at siste verdi ble satt til 1. Bekk representerer de tre bekkene Krombekken, Ringsbekken og Loska. AICc-parameterne er som følger: K er antall parametere i modellen, $\Delta AICc$ er forskjellen i AICc-verdi sammenlignet med toppmodellen. $AICcWt$, eller AICc-vekt, viser hvor stor del av den samlede forklaringskraften i alle modellene som ligger i den modellen som vurderes. I dette tilfellet inneholder toppmodellen 32% av den totale forklaringen. $-2\log(L)$ står for log-likelihood, og er verdien som beskriver hvor sannsynlig modellen er.

Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	ModellLik	AICcWt	-2Log(L)
Phi(t+stL t2+Behandling) p(.,LastFixedTo1)	4	745,804	0,000	1,000	0,324	737,735
Phi(t+stL t2) p(t+stL)	3	745,874	0,069	0,965	0,313	739,833
Phi(t+stL t2+Behandling) p(Bekk*Behandling,LastFixedTo1)	6	747,617	1,812	0,404	0,131	735,471
Phi(t*stL) p(t+stL)	4	747,872	2,068	0,355	0,115	739,803
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling+stL)	8	749,389	3,585	0,166	0,054	733,139
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling)	7	749,511	3,706	0,156	0,050	735,316
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling*t)	11	753,399	7,594	0,022	0,007	730,937
Phi(t+stL) p(Bekk*Behandling*t)	9	754,956	9,151	0,010	0,003	736,642
Phi(Behandling*stL+t) p(Bekk*Behandling*t)	12	758,720	12,915	0,001	0,000	734,173
Phi(Behandling*t) p(Bekk*Behandling*t)	14	766,766	20,961	0,000	0,000	738,028

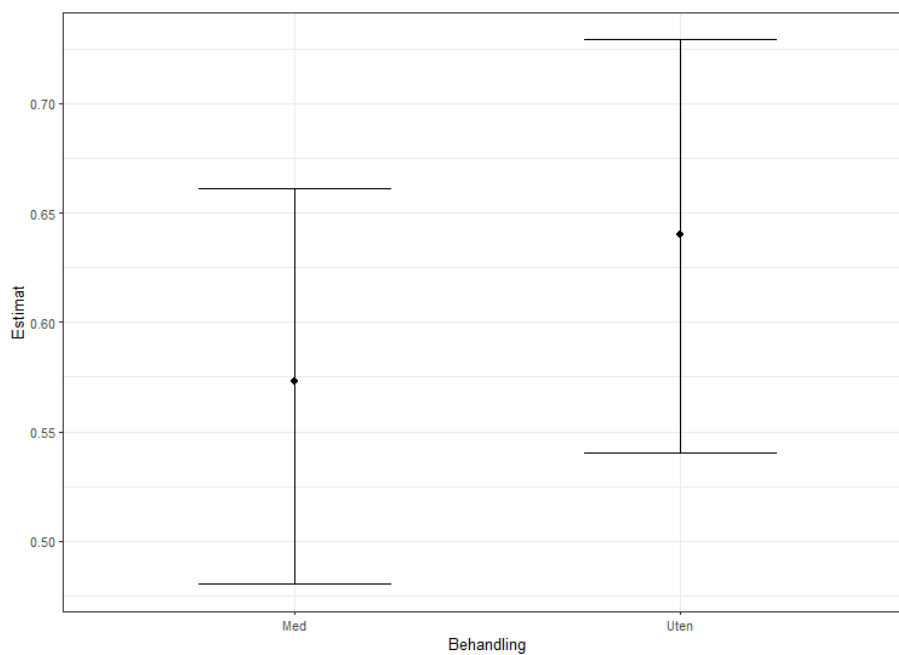
Den utvalgte modellen predikerte at den tilsynelatende overlevelsen øker med fiskens lengde, samtidig som det var en tendens til høyere overlevelse i områder uten kantvegetasjon (Tabell 7, Figur 16). Videre var det en betydelig lavere overlevelse i tidsintervallet oktober-november (Tabell 7, Figur 17).

Tabell 7: Beta-estimer for kandidatmodellen som mottok høyest AICc-støtte. ϕ er tilsynelatende overlevelse, p er gjenfangst-sannsynlighet, SE er standardfeil, LCI er nedre konfidensintervall og UCL er øvre konfidens-intervall. Estimaterne er på logit-skala.

Parameter	Faktor	Estimat	SE	LCI	UCL
ϕ	Intercept	0,850	0,152	0,552	1,149
ϕ	Okt-Nov	-1,307	0,164	-1,627	-0,986
ϕ	Standardisert lengde (stL)	0,491	0,160	0,178	0,804
ϕ	Behandling: Med	-0,230	0,159	-0,542	0,081
p	Intercept	21,279	-	-	-



Figur 16: Predikert antatt overlevelsessannsynlighet for perioden november-februar som funksjon av lengde, under to forskjellige behandlinger: med (rød) og uten (blå) kantvegetasjon. Skyggefeltene representerer 95% konfidensintervaller. Estimaten er fra den utvalgte modellen (Tabell 7).



Figur 17: Predikert antatt overlevelsessannsynlighet for perioden oktober-november, vist separat for områder med og uten kantvegetasjon. Svarte linjer representerer 95% konfidensintervaller. Estimaten er fra den utvalgte modellen (Tabell 7).

3.3 Kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken

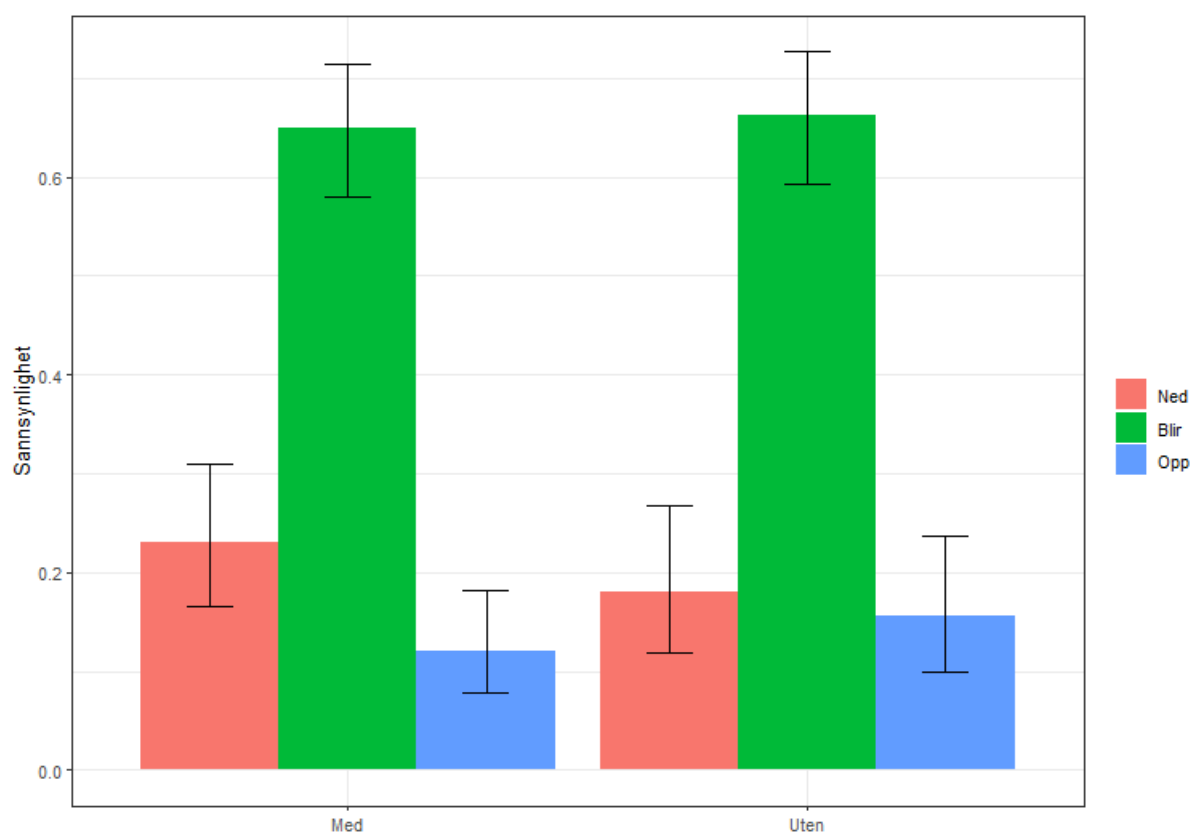
Modellen som mottok mest støtte fra AICc var basert på gjennomsnittverdier, og ble derfor ikke bearbeidet videre. Den påfølgende modellen som mottok høyest støtte inkluderte kantvegetasjon (Tabell 8). Det var ingen statistisk signifikant forskjell i bevegelsesmønstre mellom bekker med og uten kantvegetasjon (Tabell 9; LR $\chi^2 = 1,05$, df = 1, p = 0,31). Resultatene viste en tendens til at ørreten oftere går ned hvis det er kantvegetasjon. To tredjedeler av alle påviste individer ble likevel værende i stasjonen i tidsrommet for denne studien (Figur 18).

Tabell 8: Oversikt over de elleve modellene som ble konstruert for å undersøke bevegelsesmønstre hos ørreten. AICc-parameterne er som følger: K er antall parametere i modellen, $\Delta AICc$ er forskjellen i AICc-verdi sammenlignet med toppmodellen. AICcWt, eller AICc-vekt, viser hvor stor del av den samlede forklaringskraften i alle modellene som ligger i den modellen som vurderes. I dette tilfellet inneholder toppmodellen 36% av den totale forklaringen, men det ble valgt å gå videre med den nest øverste, som inneholder 22% av den totale forklaringskraften til alle kandidatmodellene. LL står for log-likelihood, og er verdien som beskriver hvor sannsynlig modellen er.

Modell	K	AICc	$\Delta AICc$	ModelLik	AICcWt	LL
1 (snittverdier)	2	354,11	0,00	1,000	0,36	-175,04
Kantvegetasjon	3	355,08	0,97	0,614	0,22	-174,52
Lengde	3	356,12	2,01	0,365	0,13	-175,04
Kantvegetasjon + lengde	4	357,08	2,98	0,225	0,08	-174,51
Poly(lengde, 2, raw=T)	4	358,00	3,90	0,142	0,05	-174,97
Bekk	4	358,10	3,99	0,135	0,05	-175,02
Kantvegetasjon * lengde	5	358,70	4,59	0,100	0,04	-174,30
Kantvegetasjon + bekk	5	358,80	4,70	0,095	0,03	-174,35
Bekk + lengde	5	360,12	6,01	0,049	0,02	-175,01
Kantvegetasjon + bekk + lengde	6	360,81	6,71	0,034	0,01	-174,34
Bekk * lengde	7	364,09	9,98	0,006	0,00	-174,95

Tabell 9: Parameterestimer og den korresponderende effekttesten for den utvalgte modellen med nest mest støtte fra AICc. SE viser standardfeilen for estimatet, T er T-verdi, LR Chisq er likelihood ratio chi-kvadratverdi, Df representerer frihetsgrader og P er P-verdi.

Parameterestimer				ANOVA-tabell (type III)			
Parameter	Estimat	SE	T	Parameter	LR Chisq	DF	P
Kantvegetasjon (Ref: med)				Kantvegetasjon	1,045	1	0,306
Uten	0,303	0,298	1,017				
Skjæringspunkter							
Ned Bli	-1,207	0,206	-5,848				
Bli Opp	1,990	0,247	8,044				



Figur 18: Sannsynligheten for at ørreten vandrer ned, blir værende eller vandrer opp avhengig av om stasjonen har kantvegetasjon (Med) eller ikke (Uten). Svarte linjer representerer 95% konfidensintervaller. Estimatenes er fra den utvalgte modellen (Tabell 9).

3.4 Strontiuminnhold i skjellprøver

Analysen av strontiuminnhold i skjellprøvene viste at den antatte sjøørreten hadde et strontiuminnhold på 0,21 % ved 10x forstørrelse og 0,18 % ved 100x forstørrelse (Tabell 10). Dette lå mellom verdiene for ferskvannsrøret (0,15 % og 0,09 %) og torsken (0,29 % og 0,30 %), og kan indikere at individet har tilbragt tid i brakkvann eller sjø, men ikke i like stor grad som torsken. Differansen i strontiuminnholdet mellom 10x og 100x forstørrelse var også minst hos torsken, mens ferskvannsrøret viste størst forskjell mellom de to forstørrelsene.

Tabell 10: Strontiuminnhold (normalisert vektprosent) i skjellprøver for en antatt sjøørret, en torsk og en ferskvannsrøret. Prøvene ble analysert ved både 10x og 100x forstørrelse.

Strontiuminnhold i normalisert vektprosent		
Skjellprøve	10x forstørrelse	100x forstørrelse
Antatt sjøørret	0,21 %	0,18 %
Torsk	0,29 %	0,30 %
Ferskvannsrøret	0,15 %	0,09 %

4. Diskusjon

4.1 Hovedfunn

Denne studien undersøkte sammenhengen mellom kantvegetasjon og tetthet, lengde, overlevelse og bevegelse av ung ørret i fire bekker i Hølenvassdraget, Vestby. Tettheten av 0+ var sterkt positivt korrelert med variabler som gir skjul, herunder død ved og vektet skjul. Vegetasjonsskygging, vegetasjon i flomsone, substrat og overhengende bredder hadde svak til middels positiv korrelasjon. Antall kulper, vegetasjon langs bekkekant, dybde og algedekke var svakt negativt korrelert med 0+. Tettheten av 0+ var også positivt korrelert med 1+, hvor sistnevnte hadde en sterk positiv korrelasjon med overheng, middels positiv med kulper, død ved og dybde, samt en svak til middels negativ korrelasjon med substrat, mosedekke og de tre vegetasjonsvariablene. Lengde var negativt korrelert med PC3, som indikerer at stasjoner med mye død ved og fint substrat gir dårligere individuelle vekstforhold. Det ble ikke funnet en signifikant forskjell i hverken bevegelsesmønstre eller overlevelse mellom stasjoner med og uten kantvegetasjon.

4.2 Kantvegetasjonens effekt på tetthet og lengde hos 0+

Kantvegetasjonsvariablene hadde ulik effekt på tettheten av 0+. To av tre variabler viste en positiv korrelasjon, og modellen med størst støtte fra AICc ga en signifikant positiv effekt på predikert tetthet av 0+ når både behandling (med kantvegetasjon) og tetthet av 1+ ble inkludert som forklaringsvariabler. Den positive korrelasjonen mellom kantvegetasjon og tetthet av ørret var i tråd med **H1.1**, og samsvarer med andre studier (Boussu, 1954; Teixeira-De Mello et al., 2016; Wesche et al., 1987). Det er likevel viktig å påpeke at ørrettettheten påvirkes av flere faktorer, og at effekten av kantvegetasjon kun er én av mange miljøvariabler som kan variere avhengig av tetthet (Jonsson & Jonsson, 2011). Eksempelvis er kvaliteten og kvantiteten av mat faktorer som bestemmer habitatets bæreevne. Forekomsten av død ved påvirker tilgjengeligheten av insektlarver ved å gi flere vekstområder for larvene, samtidig som veden gir skjulesteder og reduserer predasjonsrisikoen for ørreten (Benke & Wallace, 2003; Milner & Gloyne-Phillips, 2005). Død ved reduserer også vannhastigheten og senker dermed energikostnadene for fisk i bekken (Crook & Robertson, 1999). Forekomsten av død ved har vist seg å være gunstig for tetthet av ørret (Degerman et al., 2004), og en måte å få død ved i bekken på er gjennom opprettholdelsen av en tilstrekkelig sone med kantvegetasjon som får stå i fred (Haberstock et al., 2000; Opperman & Merenlender, 2004).

Det var likevel uventet at vegetasjonsdekke langs bekkekant hadde en negativ sammenheng med 0+-tetthet, ettersom denne variabelen var sterkt positivt korrelert med vegetasjonsskygging – som viste en svak positiv sammenheng med 0+ (Figur 9). Dog foreligger det flere studier som har funnet en negativ korrelasjon mellom vegetasjonsskygging og tettheten av 0+ (Fjeldstad, 2024; McCormick & Harrison, 2011; O'grady, 1993; Riley et al., 2009). En mulig forklaring kan være at solinnstråling er en begrensende faktor for den autoktone produksjonen i bekken, som igjen påvirker både sammensetning og tetthet av akvatiske invertebrater - en viktig matkilde for ørret (Kiffney et al., 2004; McCormick & Harrison, 2011; Riley et al., 2009). Særlig små bekker, som denne studien har undersøkt, påvirkes i stor grad av skyggelegging fra kantvegetasjon. Effekten fra vegetasjonsskyggingen avtar når vassdragets bredde øker, ettersom en større andel av sollyset når vannoverflaten (Gregory et al., 1991). Bekker med tett kantvegetasjon får mindre solinnstråling, som senker primærproduksjonen og reduserer antallet akvatiske invertebrater. Dette kan begrense næringstilgangen for ørret og dermed resultere i lavere tetthet av 0+ (O'grady, 1993; Riley et al., 2009).

Tettheten av 1+ viste en moderat negativ korrelasjon med alle tre kantvegetasjonsvariabler, men var positivt korrelert med dybde og antall kulper. Dette samsvarer med ørretens økende preferanse for dypere områder desto eldre den blir (Heggenes et al., 1999). Flere studier peker på vanddybde som den viktigste habitatvariabelen for ørretens romlige nisjevalg, særlig i mindre bekker og for større individer (Bohlin, 1977; Jonsson & Jonsson, 2011; Riley et al., 2009; Schuck, 1945). I et feltforsøk med innhegninger fant Greenberg og Dahl (1998) at ørret vokste raskere i dype habitater med grovt substrat enn i grunne områder med fint substrat. Observasjoner av ørret både over og under vann tyder på at yngre fisk er avhengige av hulrom i substratet for skjul, mens eldre individer foretrekker dypere vann og overhengende dekke (Bachman, 1984; Greenberg et al., 1996; Heggenes & Traaen, 1988). Dette kan være en strategi for å unngå terrestriske predatorer, ettersom større ørret har begrensede muligheter for å skjule seg i hulrom mellom substratet (Greenberg et al., 1996). Overhengende dekke kan bestå av store steiner, død ved, vanddybden alene, overhengende bredder samt vegetasjon i og over bekken (Binns & Eisermann, 1979, som sitert i Heggenes & Traaen, 1988). Kantvegetasjon alene gir trolig ikke tilstrekkelig dekke i denne sammenhengen, da ørret ofte foretrekker skjul nærmere bunnen av vannsøylen (Devore & White, 1978). Dette kan forklare hvorfor overhengende bredder, død ved, kulper og dybde var positivt korrelert med tetthet av 1+, da disse habitatvariablene trolig gir bedre skjulmuligheter enn kantvegetasjon.

En positiv korrelasjon mellom tetthet av 0+ og 1+ var uventet, da tetthetsavhengig konkurranse mellom aldersklasser kan redusere veksten og øke dødeligheten for aldersklassen 0+ (Bohlin, 1977; Greenberg et al., 1997; Kaspersson & Höjesjö, 2009; Nordwall et al., 2001). En mulig forklaring på den positive korrelasjonen er at stasjonenes bæreevne ikke ble overskredet i løpet av studieperioden, eller at de ulike habitatpreferansene som er beskrevet tidligere tillater de ulike aldersklassene å sameksistere innenfor stasjonene (Hayes et al., 2010; Lobon-Cervia, 2008). Eventuelt kan abiotiske faktorer ha regulert yngeltettheten i større grad enn interkohortkonkurransen (Vøllestad & Olsen, 2008). Både Pedersen (2021) og Fjeldstad (2024) fant en positiv korrelasjon mellom 0+ og >0+ i sine masteroppgaver fra henholdsvis Verdal og Gausdal, og høy intraspesifikk konkurranse om vinterhabitat ble pekt på som en mulig forklaring. Yngre ørret foretrekker grunne områder med svak strøm og grovt substrat om vinteren, der de søker skjul i substratets hulrom på dagtid, mens eldre individer oppholder seg på dypere vann (Heggenes et al., 1993; Maki-Petäys et al., 1997). Mangel på overvintringsområder kan føre til overlapping og høy intraspesifikk konkurranse mellom aldersklasser. Dette kan resultere i aggressive interaksjoner med høy energikostnad (Harwood et al., 2002; Vehanen et al., 1999), som kan føre til tidlig emigrasjon med redusert tetthet av eldre aldersklasser det påfølgende året (Armstrong & Griffiths, 2001). Dette frigir gunstige mikrohabitat som reduserer tetthetsavhengig konkurranse, noe som er positivt for tettheten av 0+ (Kaspersson & Höjesjö, 2009).

Lengde hos 0+ var signifikant negativt korrelert med PC3, noe som svekker støtten for **H1.2**. Høye PC3-verdier indikerte mye død ved og fint substrat på stasjonen, og det var ikke uventet at finere substrat ga dårligere vekst. Substratstørrelse påvirker både tetthet og mangfold av akvatiske invertebrater, der grovt substrat som grus og stein ofte gir høyere forekomster (Bourassa & Morin, 1995; Duan et al., 2008; Maridet et al., 1992, som sitert i Heggenes et al., 1999; Williams & Mundie, 1978). Fint substrat gir færre invertebrater, noe som kan begrense næringstilgangen og dermed redusere vekst og overlevelse hos laksefisk (Suttle et al., 2004). Samtidig gir det færre skjulesteder enn grovt substrat, noe som øker fiskens energiforbruk (Greenberg & Dahl, 1998; Heggenes et al., 1999). Videre har flere studier funnet en positiv korrelasjon mellom død ved og ørrettetthet (Degerman et al., 2004; Lehane et al., 2002), og høyere tetthet kan øke konkurransen og redusere veksten (Bohlin, 1977; Crisp, 1993; Jenkins et al., 1999; Kvingedal & Einum, 2011; Vøllestad & Olsen, 2008). Enefalk m.fl. (2019) plasserte bunter med død ved i en finsk bekk, og fant lavere vekstrate hos 0+ i områder med død ved sammenlignet med områder uten. Død ved bidrar til å øke bekkens habitatkompleksitet (Armstrong & Nislow, 2006), som kan gi visuell isolasjon, redusere territoriестørrelse og dempe

konkurransen (Kalleberg, 1958; Sundbaum & Näslund, 1998). Höjesjö m.fl. (2004) viste at økt habitatkompleksitet reduserte veksten hos dominant ørret, trolig fordi visuelle barrierer gjør det vanskeligere å monopolisere mat og jage vekk inntrengere (Crook & Robertson, 1999; Höjesjö et al., 2004; Savino & Stein, 1982). Dette kan forklare hvorfor 0+ hadde lavere vekst i områder med høye PC3-verdier, da forekomsten av død ved og fint substrat kan ha gitt dårligere vekstbetingelser for ørreten.

4.3 Kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet

Det ble ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom overlevelse og kantvegetasjon, og den observerte tendensen til lavere overlevelse i områder med kantvegetasjon gir dermed ikke støtte til **H1.3**. Dette samsvarer med funnene til Fjeldstad (2024), som fant en negativ korrelasjon mellom kantvegetasjon og overlevelse etter justering for sesongvariasjoner. Samtidig viste hans studie fra sidebekker til Gausa ingen positiv korrelasjon mellom kantvegetasjon og tetthet (Fjeldstad, 2024), noe som var tilfellet i denne studien. Vøllestad og Olsen (2008) fant at økt tetthet av ørret førte til lavere overlevelse over en åtteårsperiode, og lignende sammenhenger mellom tetthet og overlevelse er rapportert i flere studier (Lobon-Cervia, 2008; Nordwall et al., 2001). Den observerte tendensen til lavere overlevelsessannsynlighet i områder med kantvegetasjon kan derfor skyldes økt fisketetthet og påfølgende tetthetsavhengig dødelighet.

Den antatte overlevelsessannsynligheten økte med fiskens lengde, noe som gir støtte til «bigger is better»-hypotesen. Ifølge denne hypotesen har større eller rasktvoksende individer en overlevelsesfordel sammenlignet med mindre artsfrender, da de i større grad tåler ekstreme miljøforhold og perioder med begrenset næringstilgang, samtidig som de er mindre utsatt for predasjon (Sogard, 1997). Dette står i kontrast til funnene fra Hølenvassdraget i 2021 (Stokke, 2023), der det ble observert en negativ korrelasjon mellom lengde og antatt overlevelsessannsynlighet (Stokke, 2023). En mulig forklaring på forskjellen kan være at det i denne studien foreligger et større datagrunnlag fra flere år, i tillegg til at PIT-merkene har ulik deteksjonsrekkevidde avhengig av størrelse. Større individer, med store merker, kan ha vært lettere å detektere, som muligens har introdusert en bias i retning av høyere overlevelse for større fisk.

Denne studien gir imidlertid kun et øyeblikksbilde av ørretpopulasjonen, basert på data samlet inn i oktober og de påfølgende PIT-peilingene frem til februar. Den fanger dermed ikke opp overlevelse gjennom sommermånedene, da miljøbetingelsene kan være betydelig annerledes.

Temperatur er en viktig miljøfaktor som påvirker overlevelse hos ørret (Elliott, 1981), som er en kaldvannsart med høyt oksygenbehov. Ørreten vokser i temperaturintervallet mellom 4-19°C, med en øvre toleransegrense rundt 24,7°C (Elliott et al., 1995; Elliott & Elliott, 2010). Klimaendringer forventes å føre til høyere vanntemperaturer i vassdrag (Ducharme, 2008), som kan redusere rekruttering og overlevelse hos ørret (Jonsson & Jonsson, 2009). I denne sammenhengen kan kantvegetasjon spille en viktig rolle ved å bidra til å dempe temperaturøkninger. En studie fra Canada viste at fjerning av 66% av kronedekket økte gjennomsnittlig sommertemperatur i bekken med 5°C (Feller, 1981, som sitert i Caissie, 2006), og det kan ta mellom 5 og 15 år før temperaturregimet er tilbake til normalt etter hogst av kantskog (Murray et al., 2000). En studie fra England viste at planting av trær langs elver for å oppnå ca. 20% kronedekke over en 500 meters strekning kan være tilstrekkelig for å unngå dødelige temperaturer for laksefisk (Broadmeadow et al., 2011). Bevaring og etablering av kantvegetasjon, spesielt i form av trær og større busker, bør vurderes som et klimatilpasningstiltak for å dempe forventede temperaturøkninger og forebygge negative effekter på laksefiskbestander (Broadmeadow et al., 2011; Caissie, 2006)

4.4 Kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre i bekken

Det ble ikke funnet noen statistisk signifikant sammenheng mellom kantvegetasjon og ørretens bevegelsesmønster i bekken. Selv om det var en svak tendens til økt nedstrøms vandring på stasjoner med kantvegetasjon, forble omtrent to tredjedeler av individene innenfor samme stasjon gjennom hele studieperioden, uavhengig av kantvegetasjonens tilstedeværelse. Dette gir dermed ingen støtte til **H2**. Bekkelevende laksefisk anses ofte som sterkt stedbundne til klekkeområde (Heggenes & Traaen, 1988). Gowan m.fl. (1994) utfordret imidlertid dette synet og påpekte at estimer av bevegelse hos laksefisk ofte er skjevfordelte mot stasjonære individer, særlig på grunn av begrensede prøvetakingsavstander. Dette kan også ha vært tilfellet i denne studien, der de undersøkte strekningene kun omfattet elektrofiskestasjonen og 50 meter opp- og nedstrøms. Fisk som beveget seg utenfor dette området ble dermed ikke registrert, noe som kan ha introdusert en skjevhet mot stasjonære individer. Gowan m.fl. foreslo at omløpsrate, altså forholdet mellom immigrasjon og den totale fisketettheten, kan være et mer hensiktsmessig mål på bevegelse (Gowan et al., 1994). Manglende registrering av fisk som forlot studieområdet kan dermed ha gitt en overrepresentering av stedbundne individer.

Flere studier indikerer likevel at ørret i bekker vanligvis ikke beveger seg langt. I en svensk studie av Kaspersson og Höjesjö (2009) ble majoriteten av individene gjenfanget innen 50 meter fra utsettingspunktet, noe som også samsvarer med funn fra Nord-Norge, der 85-89% av individene ble fanget innen 45 meter om sommeren (Hesthagen, 1988). I sistnevnte studie ble det også påvist en sammenheng mellom tetthet og bevegelse: fisk fra områder med lav tetthet (5,3-10,9 fisk/ 100 m²) hadde signifikant lavere bevegelsrate enn fisk fra områder med høy tetthet (13,7-31,5 fisk per 100 m²) (Hesthagen, 1988). I bekker med høy tetthet vil 0+ ofte vandre tidligere nedstrøms for å øke sjansen for å etablere seg i nye områder – en viktig mekanisme for effektiv utnyttelse av tilgjengelig habitat (Crisp, 1993). Dette kan være en forklaring på den observerte tendensen til nedstrøms vandring i områder med kantvegetasjon, som trolig også hadde høyere tetthet.

4.5 Metodediskusjon

Datainnsamling og metodiske svakheter kan ha påvirket funnene i denne studien. Som en feltstudie er resultatene et produkt av både biologiske forhold og metodiske valg. Det er derfor viktig å vurdere hvordan metodevalg, tidspunkt for datainnsamling og praktiske forhold kan ha påvirket resultatene og tolkningen.

Kantvegetasjonens effekt på tetthet

Ved analysen av kantvegetasjonens effekt på tetthet ble data fra 2021 (Stokke, 2023) og 2024 benyttet. Enkelte habitatvariabler ble imidlertid utelatt, da de ikke ble registrert i 2021. Tetthetsestimatene kan ha blitt påvirket av metodiske svakheter knyttet opp mot elektrofisket, selv om metoden til Bohlin (1989) ble fulgt. Grunnet et kort nedbørsvindu ble det kun gjennomført én eller to runder med elektrofiske per stasjon, selv om det optimalt sett skulle vært tre runder for å få gode tetthetsestimater (Zippin, 1958). Det var også fire personer som opererte elektrofiskeapparatet under feltarbeidet, hvor varierende teknikk og erfaring kan ha påvirket fangbarheten. Selv om det var gode hydrologiske forhold under elektrofisket, kan stasjonenes varierende karakteristikk ha påvirket fangbarheten, hvor særlig tett vegetasjon og store mengder død ved gjorde arbeidet utfordrende. Habitatvariablene ble også registrert på fem transekter per stasjon, som deretter ble brukt for å beregne et stasjonsgjennomsnitt. Dette kan ha utelatt viktige mikrohabitater for ørreten, og kan ansees som en svakhet i studiedesignet. Habitatkarakteristikk ble registrert i oktober, og det påvirket trolig graden av vegetasjons-

skygging på stasjoner med løvtrær, selv om det ble estimert hvordan skyggeleggingen ville vært ved tett kronedekke.

Kantvegetasjonens effekt på overlevelsessannsynlighet

Foruten PIT-merkenes varierende deteksjonsavstand og sesongen for datainnsamling, kan flere metodiske svakheter ha påvirket funnene om overlevelsessannsynligheten i denne studien. Under den første PIT-peilingen i oktober ble fisk kun detektert på stasjonene i Loska, før antennen sluttet å registrere fisk på de øvrige stasjonene. Dette skjedde til tross for at PIT-merket som brukes ved start og stopp av hver økt ble registrert. Derfor ble peilerunden fra oktober slått sammen med den påfølgende peilerunden i november, noe som førte til en overrepresentasjon av data fra Loska i datasettet. Bruken av ulike PIT-antennene kan også ha påvirket resultatene, da antennene hadde varierende deteksjonsavstander. Selv om peilingen ble gjennomført i perioder med lav vannføring, var enkelte strekninger utilgjengelige av sikkerhets-hensyn, hovedsakelig dybde. Dette kan ha redusert antall deteksjoner. Under peilingen i februar var flertallet av stasjonene isdekte, og på stasjoner med dype kulper var trolig den mobile antennens rekkevidde begrensende for antall deteksjoner. En ytterligere svakhet er usikkerheten rundt fiskens tilstand. På strekninger med grovt substrat eller høy turbiditet var det utfordrende å avgjøre om individene var levende eller døde, noe som kan ha ført til en overestimering av overlevelsen. Under analysearbeidet var det også krevende å estimere p (fangbarhet). Den største skjevheten i analysen av overlevelsessannsynlighet ligger i CJS-modellens begrensninger: Modellen estimerer ikke faktisk overlevelse, men sannsynligheten for gjenfanging. Det betyr at dødelighet også omfatter individer som har forlatt bekken, slik at estimatet påvirkes av fiskens bevegelsesmønstre.

Kantvegetasjonens effekt på bevegelsesmønstre

Metodiske svakheter kan også ha påvirket resultatene for bevegelsesmønstre. Etter PIT-merking ble fisken sluppet ut nær merkestedet, som ble valgt etter plass til utstyr og personell. Det ble heller ikke gjennomført en PIT-peiling etter utsettingen, noe som gir usikkerhet om fiskenes posisjon i den første overlevelsesperioden etter merking. I tillegg ble gråhegre (*Ardea cinerea*) observert under feltarbeidet (Eivind Wolden, personlig observasjon, 2024). Gråhegre er en kjent predator på ørret (Owen, 1960), og kan ha påvirket resultatene ved å spise merkede individer. Dersom merkene deretter ble transportert videre gjennom ekskresjon, kan dette ha gitt feilaktige deteksjoner og redusert datakvaliteten.

5. Konklusjon

0+ ble påvist på 10 av 15 elektrofiskestasjoner, hvorav fire stasjoner var uten kantvegetasjon og seks med. Det ble funnet en predikert positiv sammenheng mellom tetthet av 0+ og kantvegetasjon, gitt tilstedeværelse av 1+, noe som støtter **H1.1**. Lengden hos 0+ var negativt korrelert med PC3, som representerer mye død ved og fint substrat. Ettersom forekomsten av død ved trolig er høyere i områder med kantvegetasjon, svekkes **H1.2**. Det ble ikke funnet en signifikant forskjell i overlevelse mellom stasjoner med og uten kantvegetasjon, men en tendens til lavere overlevelse i vegetasjonsrike områder ble observert, noe som ikke støtter **H1.3**. Det ble heller ikke påvist signifikant forskjell i bevegelsesmønstre mellom stasjoner med og uten kantvegetasjon i løpet av studieperioden, og dermed støttes ikke **H2**.

Resultatene tyder på at kantvegetasjon kan ha betydning for rekrutteringen av ørret, men effekten fremstår som kompleks og påvirkes trolig av flere samvirkende faktorer. Fremtidige studier bør inkludere lengre tidsserier og gjerne gjennomføres om sommeren, da miljøforholdene kan avvike betydelig fra forholdene i oktober, da datainnsamlingen i denne studien ble gjennomført. Forvaltningsmessig bør tiltak som har som mål å styrke rekrutteringen av ørret, rettes inn mot å skape variert habitat som ivaretar artens behov gjennom ulike livsstadier. Kantvegetasjon fremstår som et særlig gunstig tiltak, ikke bare som habitatforbedring, men også på grunn av andre fordeler som flomdemping og redusert avrenning fra jordbruk. Hølenvassdraget har i tillegg potensial for økt produksjon av sjøørret og laks dersom det gjennomføres tiltak for å lette passasjen forbi Fabrikkfossen.

6. Litteratur

- Allan, R. P., Barlow, M., Byrne, M. P., Cherchi, A., Douville, H., Fowler, H. J., Gan, T. Y., Pendergrass, A. G., Rosenfeld, D., Swann, A. L. S., et al. (2020). Advances in understanding large-scale responses of the water cycle to climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1472 (1): 49-75. doi: <https://doi.org/10.1111/nyas.14337>.
- Anderson, D. R. (2007). *Model based inference in the life sciences: a primer on evidence*: Springer Science & Business Media.
- Armstrong, J. D. & Griffiths, S. W. (2001). Density-dependent refuge use among overwintering wild Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology*, 58 (6): 1524-1530. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb02309.x>.
- Armstrong, J. D. & Nislow, K. H. (2006). Critical habitat during the transition from maternal provisioning in freshwater fish, with emphasis on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology*, 269 (4): 403-413. doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00157.x.
- Bachman, R. A. (1984). Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113 (1): 1-32.
- Barling, R. D. & Moore, I. D. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. *Environmental Management*, 18 (4): 543-558. doi: <https://doi.org/10.1007/bf02400858>.
- Benke, A. C. & Wallace, J. B. (2003). *Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers*. In: Gregory, SV; Boyer, KL; Gurnell, AM eds. The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37: Bethesda, Maryland. p. 149-177.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos*: 112-117.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00008596>.
- Bourassa, N. & Morin, A. (1995). Relationships between size structure of invertebrate assemblages and trophy and substrate composition in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 14 (3): 393-403.
- Boussu, M. F. (1954). Relationship between Trout Populations and Cover on a Small Stream. *The Journal of Wildlife Management*, 18 (2): 229-239. doi: 10.2307/3797719.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Pavels, H. & Saltveit, S. J. (2012). *Biologisk tilstandsvurdering av Hølenvassdraget, basert på bunndyr og fisk*: Universitet i Oslo.
- Broadmeadow, S. B., Jones, J. G., Langford, T. E. L., Shaw, P. J. & Nisbet, T. R. (2011). The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Research and Applications*, 27 (2): 226-237. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.1354>.
- Burt, T. & Pinay, G. (2005). Linking Hydrology and Biogeochemistry in Complex Landscapes. *Progress in Physical Geography Earth and Environment*, 29 (3): 297-316. doi: <https://doi.org/10.1191/0309133305pp450ra>.
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>.
- Capon, S. J., Chambers, L. E., Mac Nally, R., Naiman, R. J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., et al. (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century: Hotspots for Climate Change Adaptation? *Ecosystems*, 16 (3): 359-381. doi: <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1>.

- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59-67. doi: <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Chaplin, M. (2001). Water: its importance to life. *Biochemistry and Molecular Biology Education*, 29 (2): 54-59. doi: [https://doi.org/10.1016/S1470-8175\(01\)00017-0](https://doi.org/10.1016/S1470-8175(01)00017-0).
- Crisp, D. T. (1993). Population Densities of Juvenile Trout (*Salmo trutta*) in Five Upland Streams and Their Effects Upon Growth, Survival and Dispersal. *Journal of Applied Ecology*, 30 (4): 759-771. doi: 10.2307/2404254.
- Crook, D. & Robertson, A. (1999). Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research*, 50 (8): 941-953.
- Dahl, I. & Arnesen, R. T. (1980). Tilførsler og transport av forurensninger i et uregulert lavlandsvassdrag. *Vann*, 15 (2): 193-206.
- Dahl, K. (1910). *Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl*. Oslo: Landbruksdepartementet.
- 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*: 233-239.
- Devore, P. W. & White, R. J. (1978). Daytime responses of brown trout (*Salmo trutta*) to cover stimuli in stream channels. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107 (6): 763-771.
- Díaz, S., Settele, J., Bronízio, E. S., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., et al. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P. & Lowrance, R. (2010). The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 46 (2): 261-277. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>.
- Duan, X., Wang, Z. & Tian, S. (2008). Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2: 122-128.
- Ducharne, A. (2008). Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12 (3): 797-810.
- Eek, D. & Bohlin, T. (1997). Strontium in scales verifies that sympatric sea-run and stream-resident brown trout can be distinguished by coloration. *Journal of Fish Biology*, 51 (3): 659-661.
- Elliott, J. M. (1981). *Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts*.
- Elliott, J. M., Hurley, M. A. & Fryer, R. J. (1995). A New, Improved Growth Model for Brown Trout, *Salmo trutta*. *Functional Ecology*, 9 (2): 290-298. doi: 10.2307/2390576.
- Elliott, J. M. & Elliott, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77 (8): 1793-1817. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x>.
- Enefalk, Å., Huusko, A., Louhi, P. & Bergman, E. (2019). Fine stream wood decreases growth of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). *Environmental Biology of Fishes*, 102: 759-770.
- Enerud, J. & Lund, K. (1999). *Registrering av sjøørretvassdrag i Oslo og Akershus, 1996-97: Fylkesmannen i Oslo og Akershus*.

- Fjeldstad, O. E. O. (2024). *The effects of riparian vegetation on density, survival, and in-stream movement patterns of juvenile brown trout (Salmo trutta) in tributaries to the river Gausa, Norway*: Norwegian University of Life Sciences.
- Forseth, T. & Harby, A. (2013). *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Frigstad, H., Ramon, P., Borgersen, G., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Naustvoll, L. J., Lerch, S. J., Schøyen, M., Ruus, A. & Strohmeier, T. (2024). Tilstandsrapport for Oslofjorden. *NIVA-rapport*.
- Gowan, C., Young, M. K., Fausch, K. D. & Riley, S. C. (1994). Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (11): 2626-2637.
- Grant, J., Steingrímsson, S. Ó., Keeley, E. R. & Cunjak, R. A. (1998). Implications of territory size for the measurement and prediction of salmonid abundance in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (S1): 181-190. doi: 10.1139/d98-018.
- Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. (1996). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Voymån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 287-303.
- Greenberg, L. & Dahl, J. (1998). Effect of habitat type on growth and diet of brown trout, *Salmo trutta* L., in stream enclosures. *Fisheries Management and Ecology*, 5 (4): 331-348.
- Greenberg, L. A., Bergman, E. & Eklöv, A. G. (1997). Effects of predation and intraspecific interactions on habitat use and foraging by brown trout in artificial streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 6 (1): 16-26. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00138.x>.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41 (8): 540-551.
- Haberstock, A. E., Nichols, H. G., DesMeules, M. P., Wright, J., Christensen, J. M. & Hudnut, D. H. (2000). METHOD TO IDENTIFY EFFECTIVE RIPARIAN BUFFER WIDTHS FOR ATLANTIC SALMON HABITAT PROTECTION. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 36 (6): 1271-1286. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05726.x>.
- Harwood, A., Armstrong, J., Griffiths, S. W. & Metcalfe, N. (2002). Sympatric association influences within-species dominance relations among juvenile Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour*, 64 (1): 85-95.
- Haschke, M. (2014). Laboratory micro-X-ray fluorescence spectroscopy. *Cham: Springer International Publishing*, 10: 978-983.
- Haugen, T. O. (2024). *Tiltaksorientert overvåkning av sjøørret i Hølenelva 2024*. Upublisert manuskript.
- Hayes, J., Olsen, D. & Hay, J. (2010). The influence of natural variation in discharge on juvenile brown trout population dynamics in a nursery tributary of the Motueka River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 44 (4): 247-269.
- Heggenes, J. & Traaen, T. (1988). Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonid species. *Ecography*, 11 (3): 194-201.
- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindås, O. R. & Dokk, J. G. (1993). Homeostatic Behavioural Responses in a Changing Environment: Brown Trout (*Salmo trutta*) become Nocturnal during Winter. *Journal of Animal Ecology*, 62 (2): 295-308. doi: 10.2307/5361.
- Heggenes, J., Baglinière, 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. doi: 10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x.

- Hesthagen, T. (1988). Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology*, 32 (5): 639-653. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05404.x>.
- Höjesjö, J., Johnsson, J. & Bohlin, T. (2004). Habitat Complexity Reduces the Growth of Aggressive and Dominant Brown Trout (*Salmo trutta*) Relative to Subordinates. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 56 (3): 286-289.
- Jenkins, A. R. & Keeley, E. R. (2010). Bioenergetic assessment of habitat quality for stream-dwelling cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkii bouvieri*) with implications for climate change and nutrient supplementation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67 (2): 371-385. doi: 10.1139/f09-193.
- Jenkins, T. M., Diehl, S., Kratz, K. W. & Cooper, S. D. (1999). EFFECTS OF POPULATION DENSITY ON INDIVIDUAL GROWTH OF BROWN TROUT IN STREAMS. *Ecology*, 80 (3): 941-956. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[0941:EOPDOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[0941:EOPDOI]2.0.CO;2).
- Jonsson, B. (1989). Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*, 21 (1): 71-86. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01349.x>.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75 (10): 2381-2447. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories*. Fish & Fisheries Series 33. Dordrecht: Springer.
- Kalleberg, H. (1958). *Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (Salmo salar L. and S. trutta)*. Report of the Institute of Freshwater Research 39: 55-98.
- Karr, J. R. & Schlosser, I. J. (1978). Water Resources and the Land-Water Interface. *Science*, 201 (No. 4352): 229-234. doi: <https://doi.org/10.1126/science.201.4352.229>.
- Kartverket. (2025a). *Geonorge*. Tilgjengelig fra: <https://www.geonorge.no/>.
- Kartverket. (2025b). *Topografisk Norgeskart gråtone WMS*. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart-graatonewms/e84c9a6d-2297-4323-9078-36ac4b8e35e4>.
- Kasperson, R. & Höjesjö, J. (2009). Density-dependent growth rate in an age-structured population: a field study on stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 74 (10): 2196-2215. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02227.x>.
- Kiffney, P. M., Richardson, J. S. & Bull, J. P. (2004). Establishing light as a causal mechanism structuring stream communities in response to experimental manipulation of riparian buffer width. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (3): 542-555.
- Knight, A. & Bottorff, R. (1981). *The importance of riparian vegetation to stream ecosystems*.
- Koksvik, J. I. & Steinnes, E. (2005). Strontium content of scales as a marker for distinguishing between sea trout and brown trout. *Hydrobiologia*, 544 (1): 51-54. doi: 10.1007/s10750-004-8300-7.
- Kvingedal, E. & Einum, S. (2011). Intracohort and intercohort spatial density dependence in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68 (1): 115-121.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological monographs*, 62 (1): 67-118.

- Lehane, B., Giller, P., O'halloran, J., Smith, C. & Murphy, J. (2002). Experimental provision of large woody debris in streams as a trout management technique. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 12 (3): 289-311.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data Using CANOCO*, b. 3.
- Lobon-Cervia, J. (2008). Habitat quality enhances spatial variation in the self-thinning patterns of stream-resident brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 (9): 2006-2015.
- Lundekvam, H. E., Romstad, E. & Øygarden, L. (2003). Agricultural policies in Norway and effects on soil erosion. *Environmental Science & Policy*, 6 (1): 57-67. doi: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00118-1).
- Lønnve, O. J. (2022). *Vurdering av kantsonen langs Såna ved Ørajordet i Son, Vestby kommune*. Biofokus-rapport 2022-020. Stiftelsen Biofokus. Oslo.
- Maki-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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (3): 520-530.
- Mazerolle, M. J. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)* (Versjon R package version 2.3.3). Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- McCormick, D. P. & Harrison, S. S. C. (2011). Direct and indirect effects of riparian canopy on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in south-west Ireland. *Fisheries Management and Ecology*, 18 (6): 444-455. doi: 10.1111/j.1365-2400.2011.00799.x.
- Meier, R. (2024). *CoolTerm* (Versjon (Version 2.3.0)): Roger Meier's Freeware. Tilgjengelig fra: <https://freeware.the-meiers.org/>.
- Microsoft Corporation. (2025). *Microsoft Excel*. Tilgjengelig fra: <https://office.microsoft.com/excel>.
- Milner, A. M. & Gloyne-Phillips, I. T. (2005). The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrate assemblages in streams. *River Research and Applications*, 21 (4): 403-420.
- Murray, G., Edmonds, R. & Marra, J. (2000). Influence of partial harvesting on stream temperatures, chemistry, and turbidity in forests on the western Olympic Peninsula, Washington. *Northwest science*, 74 (2): 151-164.
- Naiman, R. J. & Décamps, H. (1997). The Ecology of Interface: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658. doi: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>.
- Nordwall, F., Näslund, 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): 2298-2308.
- NRC. (2002). *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*. Washington D.C.: National Academy Press.
- NVE. (2025a). *ELVIS elvenett*. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/elvis-elvenett/3f95a194-0968-4457-a500-912958de3d39>.
- NVE. (2025b). *Skjøtsel av kantvegetasjon langs vassdrag*. Tilgjengelig fra: <https://veiledere.nve.no/skjotsel-av-kantvegetasjon-langs-vassdrag/>.
- NVE. (u.å.). *NVE Nedbørfelt (REGINE)*. Tilgjengelig fra: <https://temakart.nve.no/tema/nedborfelt>.
- O'Donnell, M. J., Horton, G. & Letcher, B. L. (2010). Use of Portable Antennas to Estimate Abundance of PIT-Tagged Fish in Small Streams: Factors Affecting Detection

- Probability. *North American Journal of Fisheries Management*, 30 (2): 323-336. doi: <http://dx.doi.org/10.1577/M09-008.1>.
- O'grady, M. (1993). Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish waters. *Aquaculture Research*, 24 (4): 563-573.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., et al. (2022). *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-4. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OpenAI. (2025). *ChatGPT*. Tilgjengelig fra: <https://chatgpt.com/>.
- Opperman, J. J. & Merenlender, A. M. (2004). The Effectiveness of Riparian Restoration for Improving Instream Fish Habitat in Four Hardwood-Dominated California Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 24 (3): 822-834. doi: 10.1577/m03-147.1.
- Owen, D. (1960). *The nesting success of the heron Ardea cinerea in relation to the availability of food*. Proceedings of the Zoological Society of London: Wiley Online Library.
- Palmer, M. W. (2004). Ordination Methods-an overview. *Botany Department, Oklahoma State University, Stillwater, Oklahoma*, 74078.
- Pedersen, E. (2021). *Evaluering av fysiske miljøltiltak og miljøeffekter på yngeltetthet av sjørret (Salmo trutta) i 13 bekker i Verdal kommune*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Pethon, P. (2019). *Aschehougs store fiskebok*. Oslo: Aschehoug.
- Pethon, P., Kirkemo, O. & Vøllestad, L. A. (2024). *Ørret*. Store Norske Leksikon.
- Pledger, S., Pollock, K. H. & Norris, J. L. (2003). Open Capture-Recapture Models with Heterogeneity: I. Cormack-Jolly-Seber Model. *Biometrics*, 59 (4): 786-794. doi: 10.1111/j.0006-341X.2003.00092.x.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47 (11): 769-784. doi: <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Posit team. (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston, MA.: Posit Software, PBC. Tilgjengelig fra: <http://www.posit.co/>.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S., Stranzl, S., Espedal, E., Lehmann, G., Wiers, T., Skår, B., et al. (2017). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø*.
- Pusey, B. J. & Arthington, A. H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54 (1): 1. doi: 10.1071/mf02041.
- QGIS Development Team. (2025). *QGIS Geographic Information System (Versjon 3.28.10 Firenze)*. Tilgjengelig fra: <https://qgis.org/en/site/>.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., et al. (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided By Riparian Vegetation. *BioScience*, 70 (6): 501-514. doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>.
- Riley, W. D., Pawson, M., Quayle, V. & Ives, M. (2009). The effects of stream canopy management on macroinvertebrate communities and juvenile salmonid production in a chalk stream. *Fisheries Management and Ecology*, 16 (2): 100-111.
- Roseth, R., Aasestad, I. & Vikheim, V. (2020). *Sikringstiltak E6 Hølandalen bruer. Fiskeundersøkelser og måling av konduktivitet for å avdekke sjøvannsinntrenging*. NIBIO RAPPORT, 6 (114).
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., et al. (2000). Global

- Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287: 1770-1774. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., Lima, W. D. P. & Martinelli, L. A. (2012). Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *Journal of Hydrology*, 454-455: 195-202. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>.
- Savino, J. F. & Stein, R. A. (1982). Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111 (3): 255-266.
- Schuck, H. A. (1945). Survival, population density, growth, and movement of the wild brown trout in Crystal Creek. *Transactions of the American Fisheries Society*, 73 (1): 209-230.
- Sievers, M., Hale, R. & Morrongiello, J. R. (2017). Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology*, 62 (3): 445-457. doi: 10.1111/fwb.12888.
- Sogard, S. M. (1997). Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of marine science*, 60 (3): 1129-1157.
- Staubo, I., Carm, K., Høegh, B. Å., L'Abée-Lund, J. H. & Solheim, S. Å. (2019). *Kantvegetasjon langs vassdrag*: NVE.
- Sternecker, K., Cowley, D. E. & Geist, J. (2013). Factors influencing the success of salmonid egg development in river substratum. *Ecology of Freshwater Fish*, 22 (2): 322-333.
- Stokke, E. A. B. (2023). *Kartlegging av tettheter og vandringsmønstre til ørret (Salmo trutta) i Hølenvassdraget*: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Staalstrøm, A., Walday, M., Vogelsang, C., Frigstad, H., Borgersen, G., Albretsen, J. & Naustvoll, L.-J. (2022). *Utrekning av behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord*. Oslo: Norsk Institutt for Vannforskning.
- 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): 56-61.
- Suttle, K. B., Power, M. E., Levine, J. M. & McNeely, C. (2004). How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. *Ecological applications*, 14 (4): 969-974.
- Tabacchi, E., Correll, D. L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A. M. & Wissmar, R. C. (1998). Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40: 497-516. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x>
- Teixeira-De Mello, F., Meerhoff, M., González-Bergonzoni, I., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A. & Jeppesen, E. (2016). Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. *Environmental Biology of Fishes*, 99 (1): 133-144. doi: 10.1007/s10641-015-0462-9.
- Tollan, A. (2002). *Vannressurser*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Ture Apps. (2025). *Ture.no*. Tilgjengelig fra: <https://ture.no/>.
- Vann-Nett. (2025a). *004-2-R Såna*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/waterbodies/004-2-R/factsheet/summary>.
- Vann-Nett. (2025b). *004-20-R Hogstvetbekken og Fallentinbekken*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/waterbodies/004-20-R/factsheet/summary>.
- Vann-Nett. (2025c). *004-24-R Sideelv til Grønlundbekken*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/waterbodies/004-24-R/factsheet/summary>.
- Vann-Nett. (2025d). *004-28-R Garderbekken*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/waterbodies/004-28-R/factsheet/summary>.

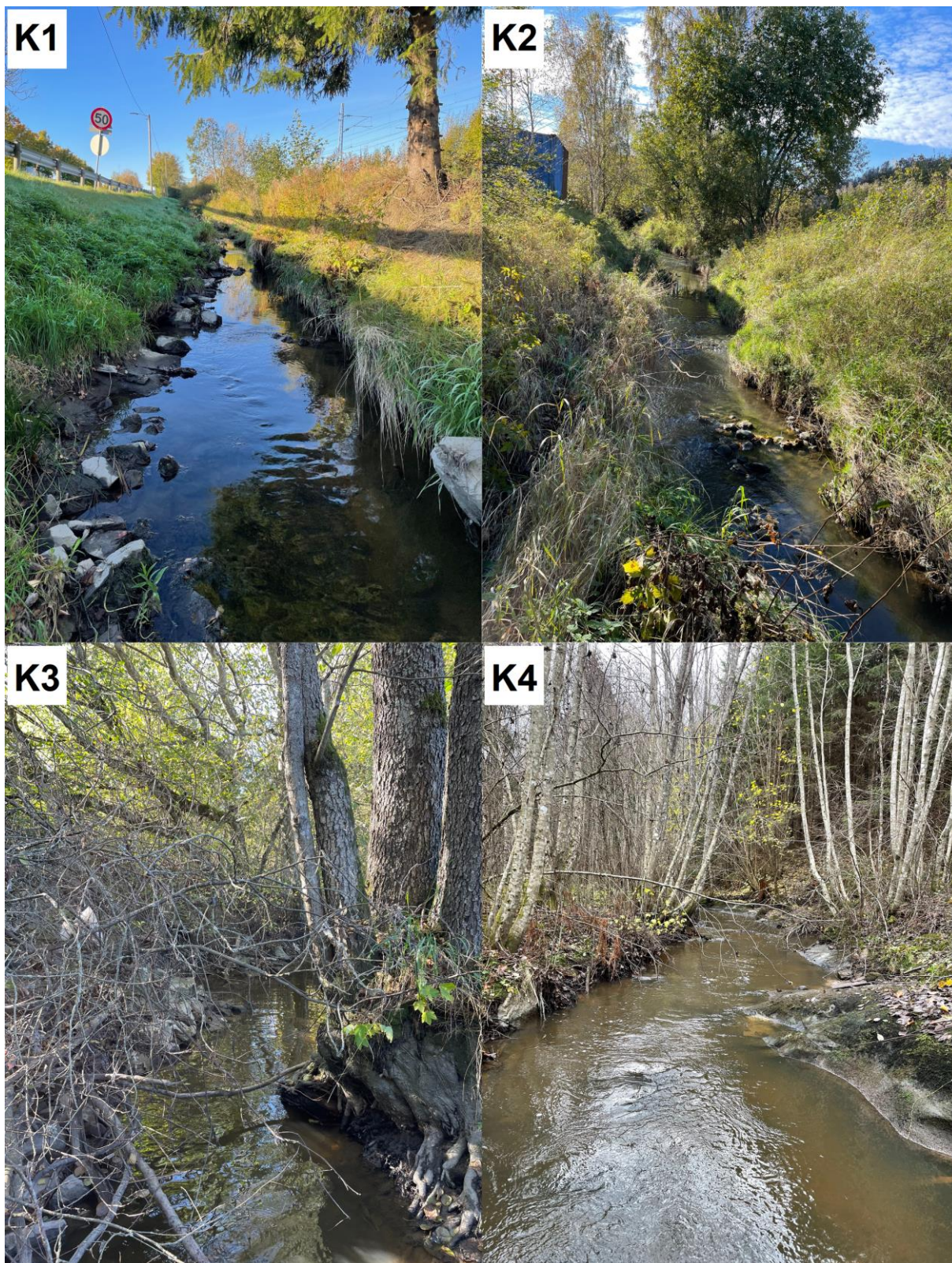
- Vannressursloven. (2001). *Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven)*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82> (lest 31.03.2025).
- Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., Aspi, J. & Muotka, T. (1999). Intercohort competition causes spatial segregation in brown trout in artificial streams. *Journal of Fish Biology*, 55 (1): 35-46. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00654.x>.
- Vøllestad, L. A. & Olsen, E. M. (2008). Non-additive effects of density-dependent and density-independent factors on brown trout vital rates. *Oikos*, 117 (11): 1752-1760. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16872.x>.
- 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. doi: [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).
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study*, 46 (sup1): S120-S139.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag.
- Williams, D. D. & Mundie, J. H. (1978). Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnology and Oceanography*, 23 (5): 1030-1033. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.5.1030>.
- Yang, D., Yang, Y. & Xia, J. (2021). Hydrological cycle and water resources in a changing world: A review. *Geography and Sustainability*, 2 (2): 115-122. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2021.05.003>.
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90.

7. Vedlegg

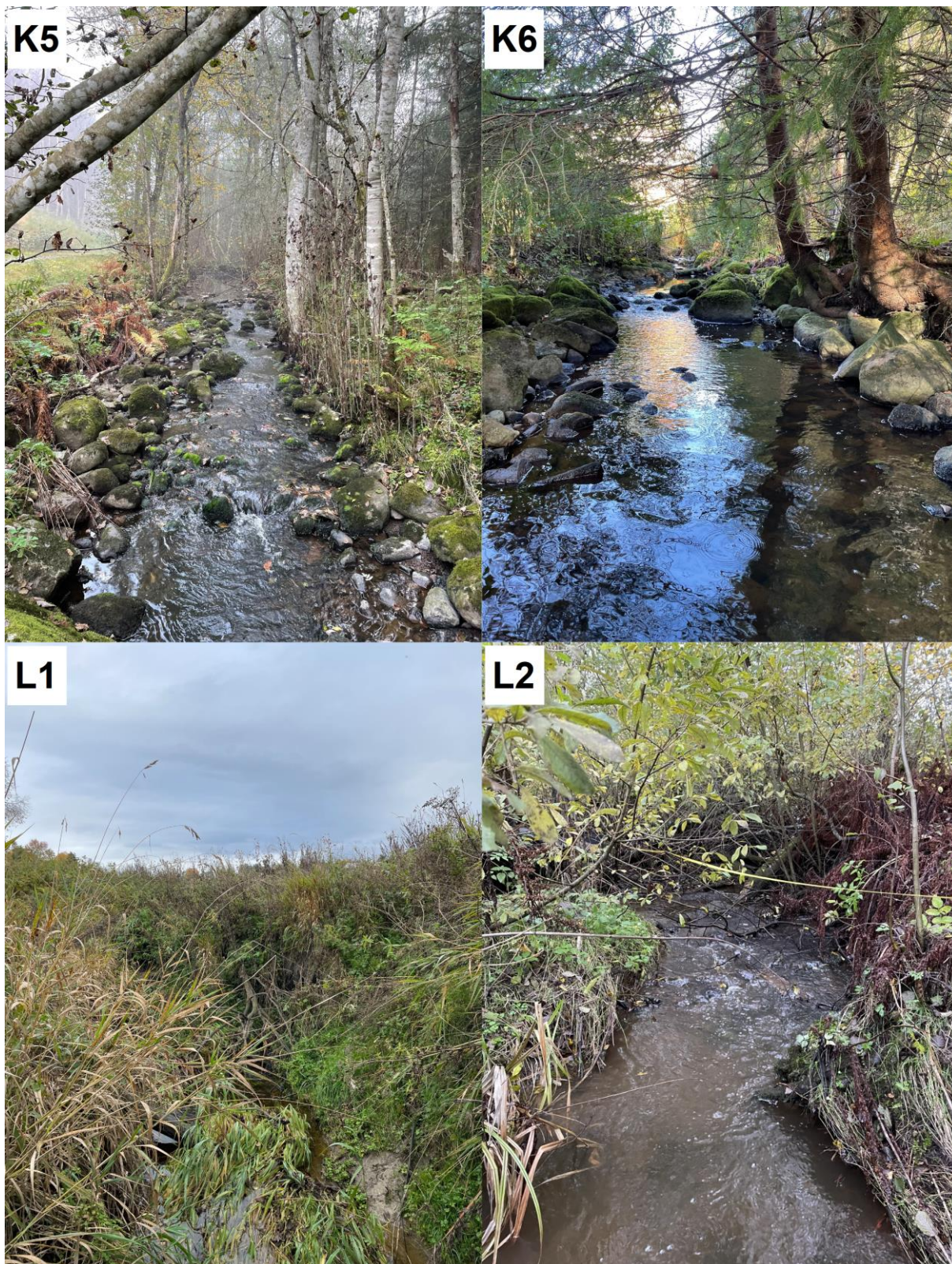
Vedlegg A: Studiebekker

Vedlegg A-1: Start- og sluttkoordinater for de 15 elektrofiskestasjonene.

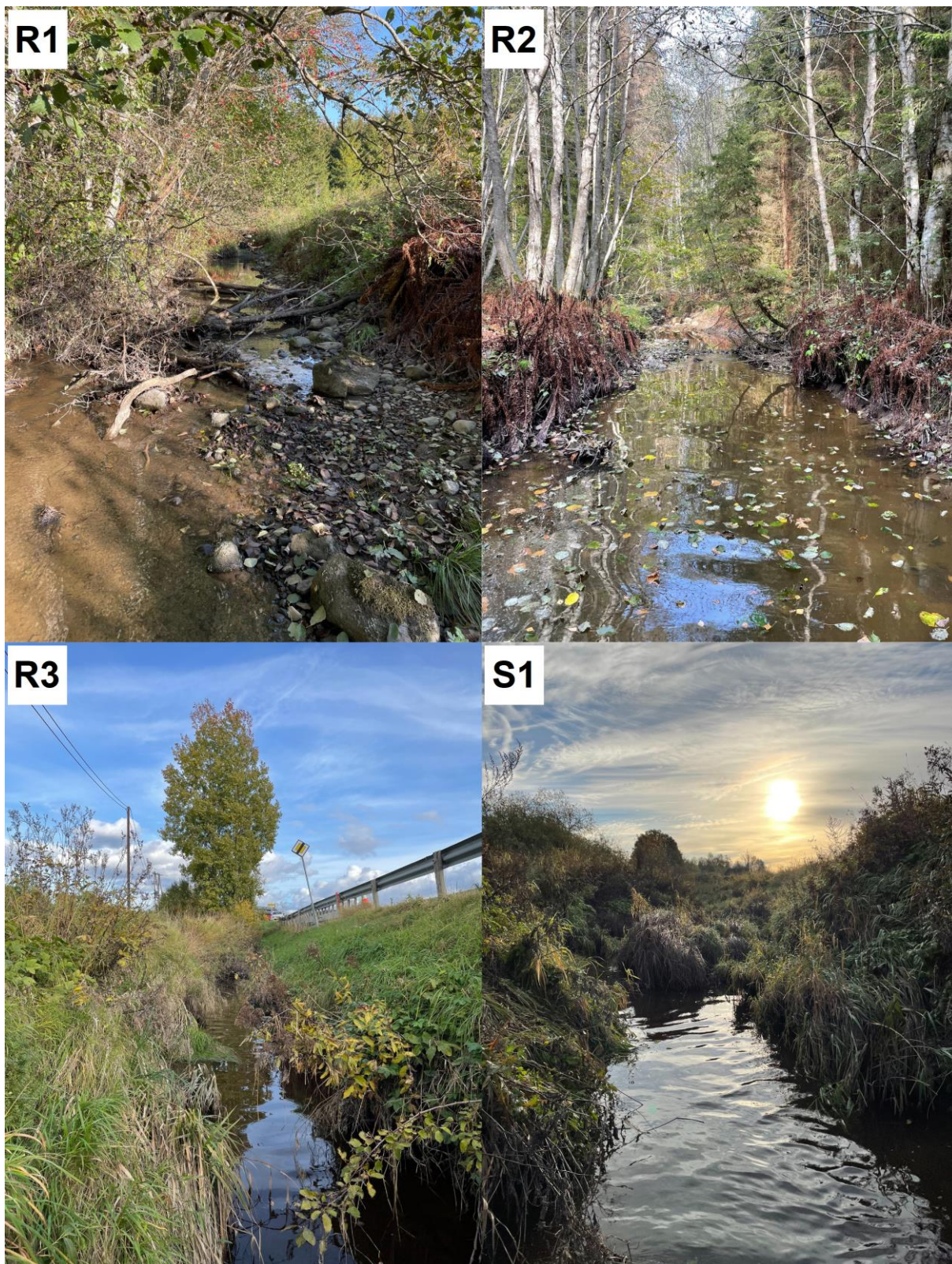
Bekk	Stasjon	ID	Start		Slutt	
Krombekken	1	K1	59.60829 N	10.75862 Ø	59.60791 N	10.75751 Ø
Krombekken	2	K2	59.60649 N	10.75356 Ø	59.60627 N	10.75289 Ø
Krombekken	3	K3	59.60683 N	10.75085 Ø	59.60694 N	10.74987 Ø
Krombekken	4	K4	59.61075 N	10.74870 Ø	59.61137 N	10.74900 Ø
Krombekken	5	K5	59.61189 N	10.74873 Ø	59.61189 N	10.74873 Ø
Krombekken	6	K6	59.61643 N	10.75015 Ø	59.61681 N	10.75041 Ø
Ringsbekken	1	R1	59.58344 N	10.79623 Ø	59.58403 N	10.79617 Ø
Ringsbekken	2	R2	59.58464 N	10.79584 Ø	59.58512 N	10.79573 Ø
Ringsbekken	3	R3	59.58600 N	10.80930 Ø	59.58623 N	10.81037 Ø
Loska	1	L1	59.57125 N	10.83313 Ø	59.57181 N	10.83445 Ø
Loska	2	L2	59.57239 N	10.83587 Ø	59.57256 N	10.83658 Ø
Såna	1	S1	59.53285 N	10.74464 Ø	59.53270 N	10.74561 Ø
Såna	2	S2	59.53304 N	10.74656 Ø	59.53289 N	10.74704 Ø
Såna	3	S3	59.52691 N	10.76201 Ø	59.52668 N	10.76222 Ø
Såna	4	S4	59.52640 N	10.76343 Ø	59.53285 N	10.74463 Ø



Vedlegg A-2: Bilder fra stasjonene Krombekken 1, 2, 3 og 4. Stasjonsnavnene er basert på den første bokstaven i bekkens navn etterfulgt av et nummer. Bildet er tatt fra stasjonens start og oppstrøms. Foto: Eivind Wolden.



Vedlegg A-3: Bilder fra stasjonene Krombekken 5 og 6, samt Loska 1 og 2. Stasjonsnavnene er basert på den første bokstaven i bekkens navn etterfulgt av et nummer. Bildet er tatt fra stasjonens start og oppstrøms. Foto: Eivind Wolden.



Vedlegg A-4: Bilder fra stasjonene Ringsbekken 1, 2 og 3, samt Såna 1. Stasjonsnavnene er basert på den første bokstaven i bekkens navn etterfulgt av et nummer. Bildet er tatt fra stasjonens start og oppstrøms. Foto: Eivind Wolden.



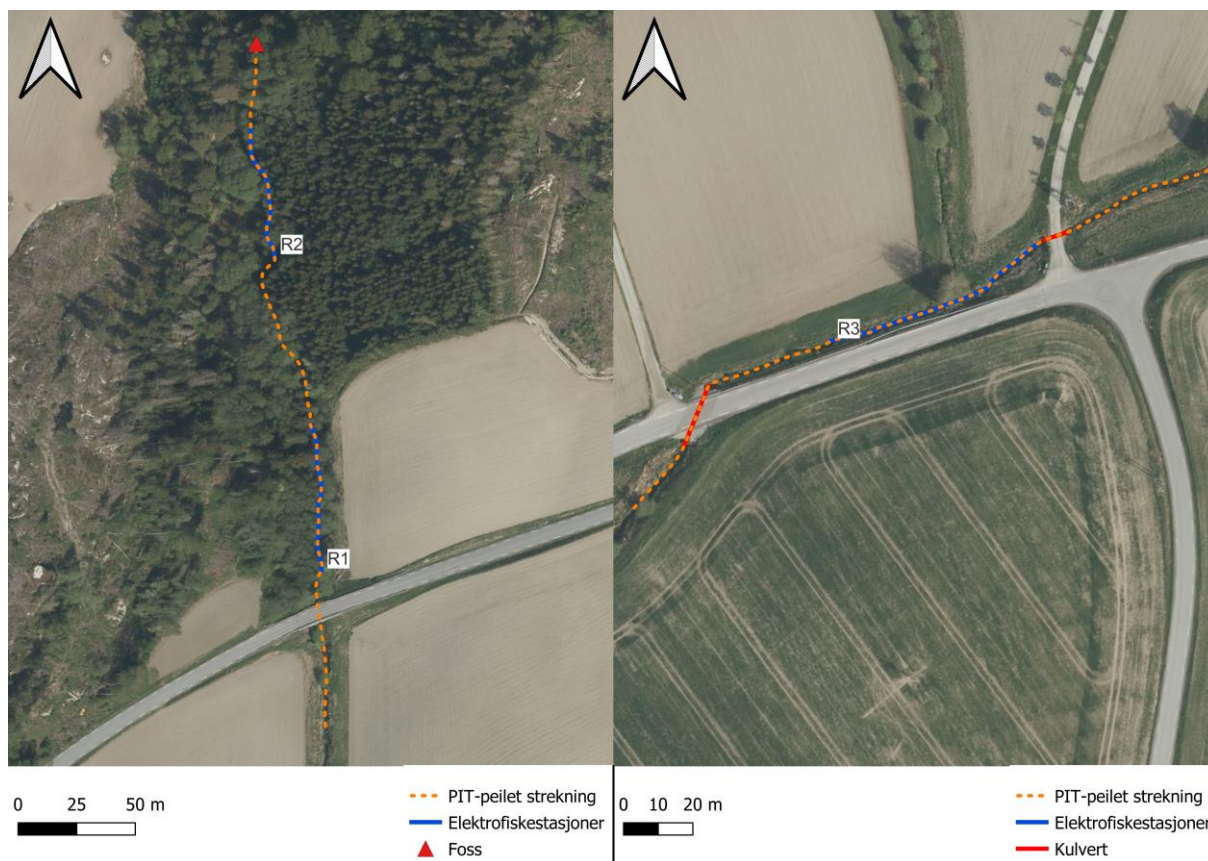
Vedlegg A-5: Bilder fra stasjonene Såna 2 og 4. Det ble ikke tatt bilde på stasjonen Såna 3. Stasjonsnavnene er basert på den første bokstaven i bekkens navn etterfulgt av et nummer. Bildet er tatt fra stasjonens start og oppstrøms. Foto: Eivind Wolden.



Vedlegg A-6: Oversikt over de tre nederste elektrofiskestasjonene i Krombekken (markert i blått). PIT-peiling ble gjennomført langs den oransje, prikkete linjen. Det ble ikke peilet i kulverten mellom stasjon K2 og K3, og kulverten er markert i rødt.



Vedlegg A-7: Oversikt over de tre øverste elektrofiskestasjonene i Krombekken (markert i blått). PIT-peiling ble gjennomført langs den oransje, prikkete linjen. Stasjon K4 starter like etter en delvis sammenrast kulvert (markert i rødt), og det ble derfor ikke gjennomført peiling før stasjonens start. For stasjonene K4 og K5 ble peilingen gjennomført i ett strekk. Kulverten ble fjernet i april 2025.



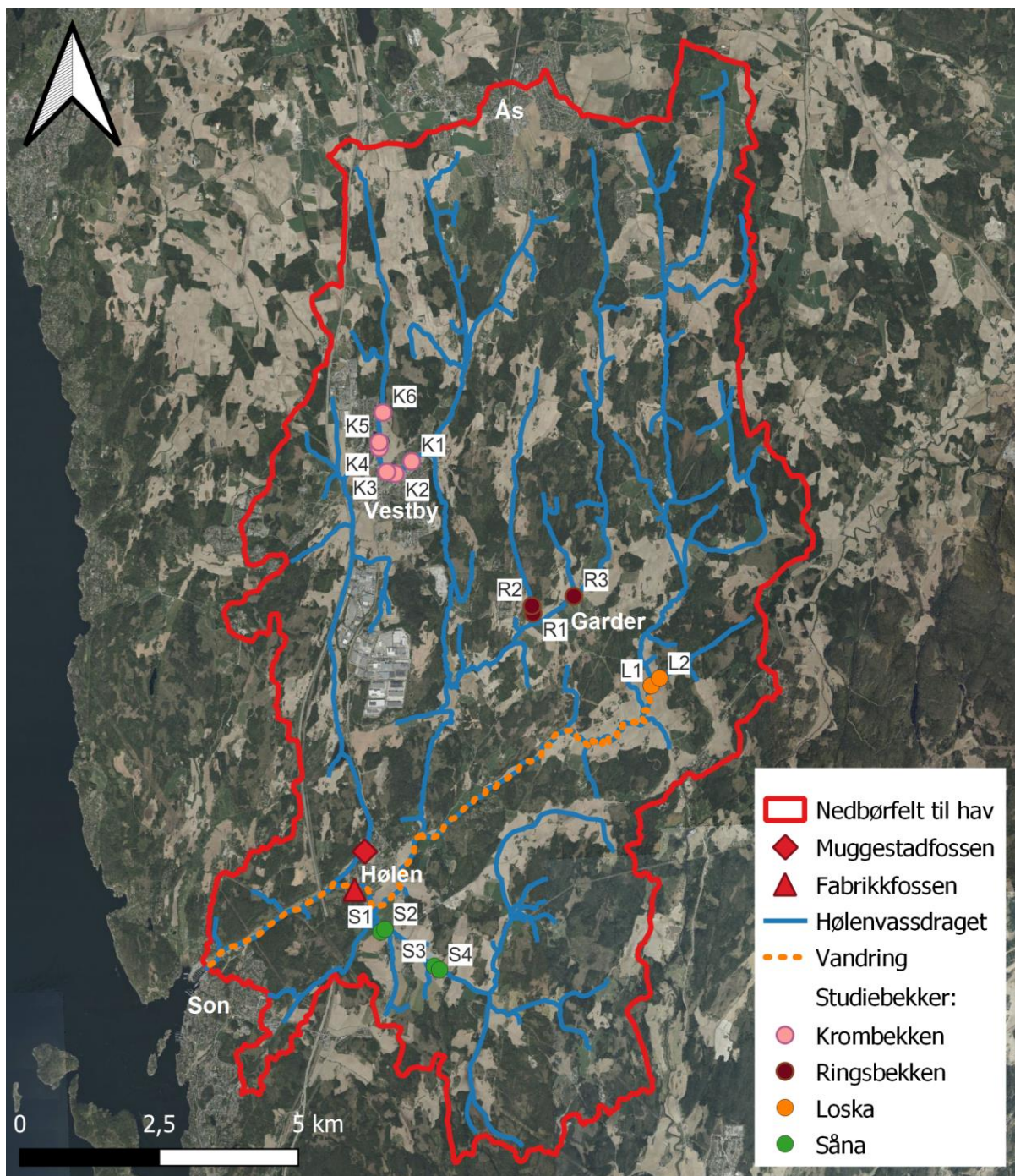
Vedlegg A-8: Oversikt over de tre elektrofiskestasjonene i Ringsbekken (markert i blått). PIT-peiling ble gjennomført langs den oransje, prikkete linjen. For stasjonene R1 og R2 ble PIT-peilingen gjennomført sammenhengende, helt frem til fossen 25 meter oppstrøms for stasjon 2 (rød trekant). For stasjon R3 var det mulig å bevege seg gjennom de to kulvertene (markert i rødt) for peilingen.



Vedlegg A-9: Oversikt over de to elektrofiskestasjonene i Loska (markert i blått). PIT-peiling ble gjennomført langs den oransje, prikkete linjen. Det var ikke mulig å bevege seg gjennom kulverten (markert i rødt) mellom stasjonene. Foruten kulverten ble strekningen peilet sammenhengende, helt frem til fossen 15 meter oppstrøms stasjon 2 (rød trekant).



Vedlegg A-10: Oversikt over de fire elektrofiskestasjonene i Sånå (markert i blått). PIT-peiling ble gjennomført langs den oransje, prikkete linjen. For stasjonene S1 og S2 ble strekningen peilet sammenhengende, helt frem til et område med dypt vann etter stasjon 2. Det ble en kort strekning med peiling ved stasjon S3 på grunn av dypt vann både før og etter stasjonen.



Vedlegg A-11: Kart over de femten elektrofiskestasjonene i Hølenvassdraget, samt mulig vandringsrute (stiplet oransje linje) for sjørreten fanget på stasjon L2 i Loska. Strekningen fra vassdragets utløp i Son til L2 er 13,2 kilometer. Muggestadfossen og Fabrikkfossen er markert med røde figurer. Førstnevnte er en naturlig barriere for anadrom fisk, mens vassdragets anadrome strekning forlenges betydelig dersom fisk klarer å passere Fabrikkfossen.

Vedlegg B: Habitatvariabler

Vedlegg B-1: Habitatvariabler fra 2024 utelatt fra den prinsipale komponentanalysen (PCA). Verdiene er beregnet gjennomsnitt per stasjon.

Stasjon	Gjennomsnittlig mosedekke (%)	Gjennomsnittlig algedekke (%)	Gjennomsnittlig overheng (cm)
K1	10,2	17	31,6
K2	3,4	33,4	24
K3	0	0	5
K4	16,6	3,4	10
K5	20,2	16,8	16
K6	26,6	0	9
R1	6,8	3,4	27
R2	20	0	4
R3	6,8	0	6
S1	6,8	0	3,6
S2	0	0	3,6
S3	30,2	40	5
S4	30,2	36,8	1,6
L1	3,4	0	4
L2	33,4	3,4	4,4

Vedlegg B-2: Eigenvalue, forklart varians og kumulativ forklart varians for hovedkomponentene fra PCA av habitatvariabler.

Betydningen av hovedkomponentene:						
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Eigenvalue	2,0677	1,3656	1,0603	0,7165	0,4712	0,3186
Forklart varians	0,3446	0,2276	0,1767	0,1194	0,0785	0,0531
Kumulativ forklart varians	0,3446	0,5722	0,7489	0,8684	0,9468	1,000

Vedlegg B-3: Stasjonsverdiene for hovedkomponentene, beregnet som vektete summer av variablene ved hver elektrofiskestasjon, ble brukt som en indirekte forklaringsvariabel for habitat i de lineære regresjonene av ungfisktetthet.

Stasjon	PC1	PC2	PC3
K1	-0,609	0,512	-0,055
K2	-0,491	0,355	-0,377
K3	0,079	0,524	0,563
K4	0,400	1,106	-0,270
K5	0,399	-0,683	-0,109
K6	0,279	0,652	-0,581
R1	-0,221	-0,151	0,344
R2	-0,256	0,233	-0,380
R3	-0,282	0,481	-0,176
L1	0,207	1,227	2,210
L2	1,869	-0,715	1,400
S1	-0,682	0,233	-0,115
S2	-0,379	-0,926	-0,003
S3	0,826	0,225	-0,565
S4	0,757	0,722	-1,061

Vedlegg B-4: Habitatvariablene som ble inkludert i den prinsipale ordinasjonsanalysen med påfølgende verdier for PC1, PC2 og PC3.

Variabel	PC1	PC2	PC3
Gjennomsnittlig dybde	-0,945	-0,570	0,261
Gjennomsnittlig substratstørrelse	1,075	0,205	-0,606
Gjennomsnittlig vektet skjul	0,907	-0,506	-0,327
Gjennomsnittlig vegetasjon i flomsone	0,811	-0,719	0,457
Antall kulper	0,191	1,235	0,293
Antall død ved	0,691	0,066	1,112

Vedlegg C: Fangst

Vedlegg C-1: Elektrofisket i oktober 2024 besto av én eller to runder. Det ble laget tetthetsestimater for aldersklassene 0+, 1+ og >1+. Tetthet SE angir standardfeilen for tetthetsestimatene, mens Fangbarhet SE angir standardfeilen for fangbarheten. Det var kun mulig å regne ut fangbarhet og standardfeil for stasjoner hvor det ble gjennomført to runder. 0+ er årsyngel, 1+ er fjorårsyngel og >1+ er fisk som er to år eller eldre.

Bekk	Stasjon	Alder	Runde 1	Runde 2	Tetthet/100 m ²	Tetthet SE	Fangbarhet	Fangbarhet SE
Krombekken	K1	0+	18	-	20,69	-	-	-
Krombekken	K2	0+	38	8	47,54	2,26	0,79	0,01
Krombekken	K3	0+	15	-	14,29	-	-	-
Krombekken	K4	0+	0	-	0	-	-	-
Krombekken	K5	0+	0	-	0	-	-	-
Krombekken	K6	0+	0	-	0	-	-	-
Ringsbekken	R1	0+	14	7	16,91	5,53	0,50	0,05
Ringsbekken	R2	0+	12	-	8,33	-	-	-
Ringsbekken	R3	0+	19	-	19,55	-	-	-
Loska	L1	0+	12	3	12,70	1,37	0,75	0,03
Loska	L2	0+	12	11	121,01	531,97	0,08	0,15
Såna	S1	0+	2	-	1,69	-	-	-
Såna	S2	0+	0	-	0	-	-	-
Såna	S3	0+	0	-	0	-	-	-
Såna	S4	0+	1	-	0,87	-	-	-
Krombekken	K1	1+	18	-	20,69	-	-	-
Krombekken	K2	1+	8	2	10,53	1,39	0,75	0,04
Krombekken	K3	1+	3	-	2,86	-	-	-
Krombekken	K4	1+	0	-	0	-	-	-
Krombekken	K5	1+	0	-	0	-	-	-
Krombekken	K6	1+	0	-	0	-	-	-
Ringsbekken	R1	1+	9	0	5,43	0,00	1,00	0,00
Ringsbekken	R2	1+	2	-	1,39	-	-	-
Ringsbekken	R3	1+	1	-	1,03	-	-	-
Loska	L1	1+	11	5	16,01	4,85	0,55	0,06
Loska	L2	1+	9	0	7,56	0,00	1,00	0,00
Såna	S1	1+	0	-	0	-	-	-
Såna	S2	1+	0	-	0	-	-	-
Såna	S3	1+	0	-	0	-	-	-
Såna	S4	1+	0	-	0	-	-	-
Krombekken	K1	>1+	4	-	4,60	-	-	-
Krombekken	K2	>1+	1	0	0,99	0,00	1,00	0,00
Krombekken	K3	>1+	4	-	3,81	-	-	-
Krombekken	K4	>1+	6	-	5,08	-	-	-
Krombekken	K5	>1+	4	-	2,46	-	-	-
Krombekken	K6	>1+	0	-	0	-	-	-
Ringsbekken	R1	>1+	4	2	4,83	2,96	0,50	0,19
Ringsbekken	R2	>1+	0	-	0	-	-	-
Ringsbekken	R3	>1+	4	-	4,12	-	-	-
Loska	L1	>1+	2	0	1,59	0,00	1,00	0,00
Loska	L2	>1+	2	2	3,36	-	0,00	1,00
Såna	S1	>1+	1	-	0,84	-	-	-
Såna	S2	>1+	0	-	0	-	-	-
Såna	S3	>1+	0	-	0	-	-	-
Såna	S4	>1+	0	-	0	-	-	-

Vedlegg C-2: Det ble trukket lengdegrenser mellom de ulike aldersgruppene av ørret basert på elektrofisket i oktober. 0+ er årsyngel, 1+ er fjorårsyngel og >1+ er fisk på to år eller eldre. Det ble ikke fanget ørret på stasjonene K6, S2 og S3.

Stasjon	Lengdegrenser for aldersgruppene (total lengde (mm))		
	0+	1+	>1+
K1	<120	120-190	>190
K2	<120	120-190	>190
K3	<130	130-200	>200
K4	<120	120-190	>190
K5	<120	120-190	>190
K6	-	-	-
R1	<110	110-180	>180
R2	<110	110-180	>180
R3	<110	110-180	>180
S1	<100	100-180	>180
S2	-	-	-
S3	-	-	-
S4	<110	110-180	>180
L1	<100	100-180	>180
L2	<100	100-180	>180

Vedlegg D: Kvantitativ analyse

Vedlegg D-1: Oversikt over alle kandidatmodeller brukt i analysen av faktorer som påvirker tetthet av 0+, basert på data fra 2024.

Modell	K	AICc	Δ AICc	ModellLik	AICcWt	LL
N ₁₊ * Behandling	5	44,17	0,00	1,000	0,41	-13,75
N ₁₊ * PC1 + PC2	6	45,44	1,27	0,528	0,22	-11,47
N ₁₊ * PC1	5	46,21	2,04	0,359	0,15	-14,77
N ₁₊	3	46,33	2,16	0,339	0,14	-19,07
N ₁₊ + PC1	4	49,47	5,30	0,070	0,03	-18,74
N ₁₊ + Behandling	4	49,69	5,52	0,063	0,03	-18,84
N ₁₊ * PC1 + PC3	6	52,02	7,86	0,019	0,01	-14,76
N ₁₊ + PC1 + PC2	5	53,47	9,30	0,009	0,00	-18,40
N ₁₊ * PC3	5	53,78	9,61	0,008	0,00	-18,56
N ₁₊ + PC2 + PC3	5	53,81	9,64	0,008	0,00	-18,57
N ₁₊ * PC2	5	53,82	9,65	0,008	0,00	-18,58
N ₁₊ + PC1 + PC3	5	53,92	9,76	0,007	0,00	-18,63
N ₁₊ * PC2 + PC3	6	59,57	15,40	0,000	0,00	-18,53
Gj.snittlig vektet skjul	3	63,97	19,80	0,000	0,00	-27,89
Bekk + Gj.snittlig vektet skjul	6	69,24	25,07	0,000	0,00	-23,37
Bekk * Gj.snittlig vektet skjul	9	93,57	49,40	0,000	0,00	-19,78

Vedlegg D-2: Oversikt over alle kandidatmodeller for analysen av faktorer som påvirker lengde hos 0+.

Modell	K	AICc	Δ AICc	ModellLik	AICcWt	LL
ID + PC3	12	1839,98	0,00	1,000	0,31	-907,32
ID * PC2	17	1840,50	0,52	0,771	0,24	-901,90
ID * PC3	17	1840,50	0,52	0,771	0,24	-901,90
ID+ PC2 + PC3	13	1842,07	2,09	0,351	0,11	-907,25
Bekk * PC3	9	1842,24	2,26	0,322	0,10	-911,74
ID + PC2	12	1860,75	20,77	0,000	0,00	-917,70
ID	11	1862,32	22,34	0,000	0,00	-919,59
Bekk * PC2	9	1862,37	22,39	0,000	0,00	-921,80
Bekk + PC3	6	1867,04	27,06	0,000	0,00	-927,34
PC2 + PC3	4	1867,95	27,97	0,000	0,00	-929,89
PC2 * PC3	5	1868,96	28,99	0,000	0,00	-929,35
N ₁₊ * PC1	5	1869,68	29,70	0,000	0,00	-929,71
Behandling * PC3	5	1871,00	31,03	0,000	0,00	-930,37
N ₀₊ + PC3	4	1871,75	31,77	0,000	0,00	-931,79
Behandling + PC3	4	1872,05	32,07	0,000	0,00	-931,94
Bekk	5	1872,98	33,00	0,000	0,00	-931,36
N ₀₊ * PC3	5	1873,82	33,84	0,000	0,00	-931,78
Behandling * PC1	5	1874,27	34,30	0,000	0,00	-932,01
Bekk + PC2	6	1875,04	35,06	0,000	0,00	-931,34
PC1	3	1879,34	39,36	0,000	0,00	-936,62
N ₀₊	3	1879,52	39,55	0,000	0,00	-936,71
N ₀₊ + PC2	4	1880,58	40,61	0,000	0,00	-936,21
N ₀₊ * PC2	5	1880,78	40,80	0,000	0,00	-935,26
PC1 + PC2	4	1881,28	41,30	0,000	0,00	-936,56

PC2	3	1882,38	42,40	0,000	0,00	-938,14
PC1 * PC2	5	1882,43	42,45	0,000	0,00	-936,09
N ₁₊	3	1884,72	44,74	0,000	0,00	-939,31
Behandling	3	1885,08	45,10	0,000	0,00	-939,49
N ₁₊ * Behandling	5	1887,96	47,98	0,000	0,00	-938,85

Vedlegg D-3: Oversikt over alle kandidatmodeller for analysen av faktorer som påvirker overlevelse hos ørret.

Modell	K	AICc	ΔAICc	ModellLik	AICcWt	-2Log(L)
Phi(t+stL t2+Behandling) p(.,LastFixedTo1)	4	745,804	0,000	1,000	0,324	737,735
Phi(t+stL t2) p(t+stL)	3	745,874	0,069	0,965	0,313	739,833
Phi(t+stL t2+Behandling) p(Bekk*Behandling,LastFixedTo1)	6	747,617	1,812	0,404	0,131	735,471
Phi(t*stL) p(t+stL)	4	747,872	2,068	0,355	0,115	739,803
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling+stL)	8	749,389	3,585	0,166	0,054	733,139
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling)	7	749,511	3,706	0,156	0,050	735,316
Phi(t*stL) p(Bekk*Behandling*t)	11	753,399	7,594	0,022	0,007	730,937
Phi(t+stL) p(Bekk*Behandling*t)	9	754,956	9,151	0,010	0,003	736,642
Phi(Behandling*stL+t) p(Bekk*Behandling*t)	12	758,720	12,915	0,001	0,000	734,173
Phi(Behandling*t) p(Bekk*Behandling*t)	14	766,766	20,961	0,000	0,000	738,028
Phi(t) p(Bekk*Behandling)	13	767,296	21,491	0,000	0,000	740,657
Phi(Behandling*t) p(Bekk*Behandling*t)	10	767,509	21,704	0,000	0,000	747,125
Phi(Behandling*stL) p(Bekk*Behandling*t)	12	793,880	48,075	0,000	0,000	769,333
Phi(Behandling*stL*t) p(Bekk*Behandling+stL)	11	794,884	49,079	0,000	0,000	772,422
Phi(Behandling*stL*t) p(Bekk*Behandling*t)	14	796,330	50,526	0,000	0,000	767,592
Phi(Behandling*stL*t) p(Bekk*Behandling+Bekk*stL)	13	797,052	51,247	0,000	0,000	770,413
Phi(Behandling*stL*t) p(t+stL)	7	801,183	55,379	0,000	0,000	786,989
Phi(Behandling) p(Bekk*Behandling*t)	14	803,619	57,815	0,000	0,000	774,881
Phi(t+stL t2+Behandling+Bekk) p(.,FixedTo0,5)	6	807,676	61,871	0,000	0,000	795,530
Phi(Behandling*stL*t) p(stL)	7	809,794	63,989	0,000	0,000	795,599
Phi(t+stL t2+Behandling) p(.,FixedTo0,5)	4	814,818	69,014	0,000	0,000	806,749



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelege universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway