

Ola Flæte Kristensen

Forvaltning av ørret (*Salmo trutta*) i fjellvann med introdusert ørekyt (*Phoxinus phoxinus*): fiskebiologiske undersøkelser i Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen (Hardangervidda) i 2021/-22



Universitetet i Sørøst-Norge
Fakultet for teknologi, naturvitenskap og maritime fag
Institutt for natur-, helse - og miljø
Postboks 235
3603 Kongsberg

<http://www.usn.no>

© 2023 Ola Flæte Kristensen

Denne avhandlingen representerer 60 studiepoeng

Forord

Prosjektet ble startet etter forespørsel fra Halne Sameige våren 2021. Målet var å utføre fiskebiologiske undersøkelser i et utvalg av grunneierlagets fiskevann. De fire vannene Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen ble valgt for å undersøke vann med forskjellig størrelse og dyp, med forskjellig fiskeriaktivitet og med forskjellige fiskestørrelser og -tetthet i ørretpopulasjonene basert på historisk fangstdata.

Denne oppgaven er skrevet på norsk fordi oppdragsgiver er norsk og fordi jeg vil tilgjengeliggjøre teksten for alle som har tilknytning til området, eller som av andre grunner kan ha interesse av å lese den. Et sammendrag av teksten er skrevet på engelsk.

Takk til min veileder Jan Heggenes for all hjelp og veiledning, og takk til Espen Lydersen for vannkjemiske analyser og annen støtte og veiledning. Jeg vil takke Christian Robstad, Stian Imsland, Peter Groth Farsund og Adrian Røed Østby som har vært med på feltarbeid, fiskerettshavere Olav Arild Haugen og Gunnar Reigstad for assistanse under garnfiske i Storekrækkja, Gunnar Reigstad, Lars Ødegård Teigen, Kåre Vaa og Torgeir Lande for lån av hytter og båter, og Engebret Hammersbøen for båttransport. Takk til Halne Sameige for tilliten og takk til Jan Borgnes for bidrag under organisering av feltarbeidet og for bidrag med diverse informasjon og historisk data.

Sammendrag

Ørretpopulasjoner kan påvirkes sterkt av både høstingsaktivitet og introduserte fiskearter, og det er derfor nødvendig med kunnskapsbasert forvaltning for å oppnå og/eller opprettholde ørretvann med attraktivt fiske, både for rekreasjon og næringsbruk. Halne Sameige er et grunneierlag på Hardangervidda som har flere ørretvann der det drives høsting i forskjellig omfang. I dette studiet ble det i 2021 og 2022 gjort fiskebiologiske undersøkelser med systematisk garnfiske, elektrisk fiske, vannkjemiske analyser og temperaturregistrering i fire av Halne Sameiges fiskevann: Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen. Målet var å kartlegge bestandene av ørret (*Salmo trutta*) og den regionalt fremmede arten ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), og deres miljø, for å gi en tilstandsbeskrivelse og forvaltningsråd for videre høsting av ørret, også med tanke på ørekytproblematikk. Det har vært utført fiskebiologiske undersøkelser i Storekrækkja tidligere, i 1992 og 2007, og det ble undersøkt for populasjonsdynamiske endringer.

Det ble fanget både ørret og ørekyt i alle fire vann, men kun tre ørekyt i Svartevassdalen. Det ble funnet forskjeller i fisketetthet mellom vannene, både av ørret og ørekyt. Det så ut til å være en negativ korrelasjon mellom fisketetthet og individuell vekst i vannene. Dette er et logisk og forventet funn, da redusert næringskonkurranse vil gi økt næringstilgang og dermed økt individuell vekst. Her spiller også andre innsjøspesifikke miljøforhold inn, og vannene er ikke direkte sammenlignbare, men det kan likevel indikeres sammenhenger. Det så ut til å være forskjeller i rekrutteringspotensiale mellom vannene. Selvregulering av rekruttering gjennom å ha tilstrekkelig antall store individer i populasjonene er avgjørende for å opprettholde populasjoner med attraktivt fiske.

Det anbefales å forsøksvis øke gjennomsnittlig ørretstørrelse i Storekrækkja og Nedre Båttjødn ved å innføre en gradvis økende minste maskestørrelse ved garnfiske. Dette for å øke predasjon på ørekyt, samt for å skape bedre selvregulering av rekruttering i Storekrækkja for å hindre at populasjonen blir for tett og småvokst. I Svartevassdalen må det organiseres et målrettet tynningsfiske, og fiskeutsetting stanses, for å øke individuell ørretvekst for å i fremtiden kunne ha attraktivt rekreasjonsfiske. I Langetjødn bør utsetting opprettholdes, og kan muligens økes noe, for å opprettholde rekrutteringen. Utsetningsbehovet i Nedre Båttjødn må vurderes nærmere. Fiskeutsetting gjøres ikke i Storekrækkja, og er heller ikke nødvendig. Vannkjemisk ser det ut til å være god tilstand i hele området, og tidligere forsurningsproblematikk er sannsynligvis ikke lenger gjeldene i særlig grad.

Abstract

Brown trout (*Salmo trutta*) populations can be strongly affected by both harvest activities and introduced fish species, and knowledge-based management is necessary to attain and/or maintain trout lakes with attractive fishing, both for recreational and commercial use. Halne Sameige is a landowners' association on Hardangervidda that has several harvested trout lakes. In this study, fish biological surveys were carried out in 2021 and 2022 with systematic gillnet fishing, electric fishing, water chemistry analyzes and temperature recording in four of Halne Sameige's lakes: Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn and Svartevassdalen. The aim was to survey the populations of trout and the regional alien species minnow (*Phoxinus phoxinus*), and their environment, to provide a description of their condition and to give management advice for further harvest of trout, also with regard to minnow problems. Fish biological surveys have been carried out in Storekrækkja previously, in 1992 and 2007, and changes in population dynamics were investigated.

Both trout and minnows were caught in all four lakes, but only three minnows were caught in Svartevassdalen. Differences in fish density were found between the lakes, both in trout and minnow. There appeared to be a negative correlation between trout density and individual growth of trout. This is a logical and expected finding since reduced resource competition will give increased access to food and thus increased individual growth. Other lake-specific environmental conditions also influence growth, and the lakes are not directly comparable, but may still indicate interactions. There appeared to be differences in recruitment potential between the lakes. Population self-regulation of recruitment through having a sufficient number of large individuals is crucial to maintain populations attractive for fishery.

I recommend attempting to increase the mean trout size in Storekrækkja and Nedre Båstjødn by gradually increasing the minimum mesh size for gillnet fishing. This to increase predation on minnows, as well as to improve self-regulation of trout recruitment in Storekrækkja to prevent the population from becoming too dense and small-grown. In Svartevassdalen a targeted thinning fishery must be organized, and fish stocking must be stopped, to increase individual trout growth to achieve attractive recreational fishing in the future. In Langetjødn, stocking should be maintained, and possibly increased somewhat, to maintain recruitment. The stocking needs in Nedre Båstjødn must be assessed in more detail. Stocking is not necessary in Storekrækkja. The water chemistry appears to be in good condition throughout the area, and past acidification problems are likely not in effect anymore.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract.....	III
Innholdsfortegnelse	IV
1 Innledning.....	1
2 Materiale og metode.....	4
2.1 Studiemråde og -periode.....	4
2.2 Garnfiske	9
2.3 Elektrisk fiske.....	11
2.4 Individdata garnfisket ørret	12
2.5 Temperaturregistring	15
2.6 Vannkjemi	15
2.7 Databehandling og statistikk	16
3 Resultater.....	18
3.1 Garnfiske	18
3.2 Elektrisk fiske.....	30
3.3 Vannkjemi	32
3.4 Vanntemperatur	33
4 Diskusjon.....	35
5 Referanser.....	40
6 Vedlegg.....	45
6.1 Vedlegg 1.....	45
6.2 Vedlegg 2.....	46
6.3 Vedlegg 3.....	48

1 Innledning

De norske artene av ferskvannsfisk har ulik innvandringshistorie grunnet ulik miljøtoleranse og oppvandringsevne, og de har derfor ulik utbredelse i landet (Huitfeldt-Kaas, 1918). Ørret (*Salmo trutta*) er en av de tidligst innvandrede fiskeartene til Norge etter den siste istiden (Huitfeldt-Kaas, 1918). Den har innvandret og spredt seg naturlig over hele landet der det har vært mulig å vandre opp vassdrag, både fra vest via sjøen og fra øst gjennom ferskvannssystemer fra Sverige og Finland (Huitfeldt-Kaas, 1918). Videre har ørreten også blitt satt ut i mange innsjøer og vann der den ikke har kunnet spre seg naturlig, fordi den var en viktig matfisk (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 16; Huitfeldt-Kaas, 1918). Dette har gjort ørreten til ferskvannsfisken med størst utbredelse i Norge (Huitfeldt-Kaas, 1918; Pethon, 2022), og den er mange steder eneste eller en av få fiskearter (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 11; Huitfeldt-Kaas, 1918). Et av områdene der ørret trolig ble satt ut tidlig, allerede i steinalderen, var på Hardangervidda, der det var for bratt for naturlig spredning fra lavlandet (Heggenes, 2016; Sønstebø et al., 2007). Klimaforholdene i høyfjellet tålte den godt, og det var heller ingen konkurranse mot andre fiskearter. Den reproduserte seg og dannet egne populasjoner tilpasset miljøforholdene i fjellvannene. Den spredte seg videre dit den kunne, og var en verdifull matressurs for mennesker. Gjennom lang tid har begrenset genflyt i flere områder ført til at populasjoner er blitt mer eller mindre stedege (Fjellheim et al., 2007; Heggenes et al., 2002; Sønstebø et al., 2007).

Ørretpopulasjonenes egenskaper er et resultat av deres genetiske grunnlag og de biotiske og abiotiske miljøforholdene, og samspillet mellom disse. Genetiske endringer skjer naturlig over tid, men kan også skje gjennom utsetting (Sønstebø et al., 2008; Thaulow et al., 2014; Wollebæk et al., 2012). Som i genetisk utvikling, har de abiotiske og biotiske miljøforholdene også både naturlige og dirkede eller indirekte menneskelige (i den grad det menneskelige ikke kan kalles naturlig) påvirkninger på ørretpopulasjoner. Abiotiske faktorer inkluderer klimatiske forhold og vannkjemi, samt substrat og utforming av vannforekomsten, som påvirker produksjon og artssammensetning. Biotiske miljøfaktorer inkluderer intra- og interspesifikk konkurranse og predasjon, næringstilgang, sykdommer og parasittisme. Disse er avhengige av hvilke arter som er til stede, men er også tetthetsavhengige, og er faktorene som vil begrense og senere stoppe populasjonsveksten når populasjonen nærmer seg den økologiske bæreevnen (K) (Lee, 2020; Sinclair, 1989). Naturlig vil det være fluktuasjoner i miljøfaktorer på flere skalaer i tid og rom, særlig ved de mer ekstreme forholdene i fjellvann. Dette har store konsekvenser for rekruttering og vekst hos ørret, som er svært temperaturavhengig (Elliott &

Elliott, 2010; Elliott et al., 1995; Forseth et al., 2009). Miljøforholdene påvirkes av menneskelig aktivitet blant annet gjennom forurensing (f.eks. Häder et al., 2021 med sine referanser), menneskeskapte klimaendringer (f.eks. Wrona et al., 2006 med sine referanser), arealbruk (f.eks. Bayramoglu et al., 2020) og spredning av sykdommer og ikke-stedegne arter (f.eks. Peeler & Feist, 2011; Sandlund et al., 2022). Eksempler med direkte og tydelige konsekvenser for ferskvannøkosystemer er bygging av demninger for vannkraftproduksjon (Eloranta et al., 2018; Heggenes et al., 2016), sur nedbør grunnet industriutslipp (Henriksen et al., 1988) og spredning av den regionalt fremmede fiskearten ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) (Museth et al., 2007), som til ørretvann på Hardangervidda. En annen menneskelig aktivitet som helt klart påvirker ørretpopulasjoner og deres økosystem som helhet, og som har gjort det over lengre tid, er fiske (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 277-285 med sine referanser).

Høsting av fisk kan skape populasjonsdynamiske endringer ved å øke dødelighet, særlig hos individer av en viss størrelse som er attraktiv for fiskere. Konsekvensene er avhengige av omfanget og måten det fiskes på, og populasjonens og miljøets tilstand og egenskaper (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 277-285 med sine referanser). Typiske konsekvenser er endringer i populasjonsstørrelse og størrelses- og aldersstruktur, som blant annet påvirker individuell vekst og rekruttering (Borgstrøm et al., 2010; Jensen, 1977; Langeland & Pedersen, 2000; Le Cren, 1965; Ricker, 1954). Eksempler på konsekvenser av høsting kan være reduksjon av populasjonsstørrelse i tette bestander, som kan gi økt tilgjengelighet av byttedyr og dermed økt individuell vekst (Amundsen et al., 2007; Jensen, 1977; Langeland & Pedersen, 2000). Dersom det er godt rekrutteringspotensiale og for mange av populasjonens store individer fjernes, vil det kunne oppstå en situasjon der ungfisk opplever redusert predasjonsfare og dermed redusert habitatbegrensning (Eklöv & Diehl, 1994; Haugen & Rygg, 1996; Jonsson, 1989; Werner et al., 1983). Det vil gi høyere overlevelse hos ungfisk, men dårlig vekst på grunn av stor konkurranse, og vannet ender opp med en tett populasjon av småvokst fisk (Amundsen et al., 2015; Borgstrøm et al., 2010; Langeland & Pedersen, 2000). Ved å regulere beskatningen, både i omfang og i hvilken størrelsesgruppe fangsten fokuseres, kan man påvirke populasjonsdynamikken og styre populasjonen mot den strukturen og de egenskapene som ønskes (Amundsen et al., 2015; Borgstrøm et al., 2010; Langeland & Pedersen, 2000). Det kan likevel være vanskelig å forutsi effekten av ulike tiltak, men dette er mer oversiktlig i rene ørretbestander enn for ørret i flerarts fiskesamfunn, der det kan være varierende grad av intraspesifikk konkurranse og/eller predasjon (Amundsen et al., 2015; Brabrand & Saltveit, 1988; Museth et al., 2010)

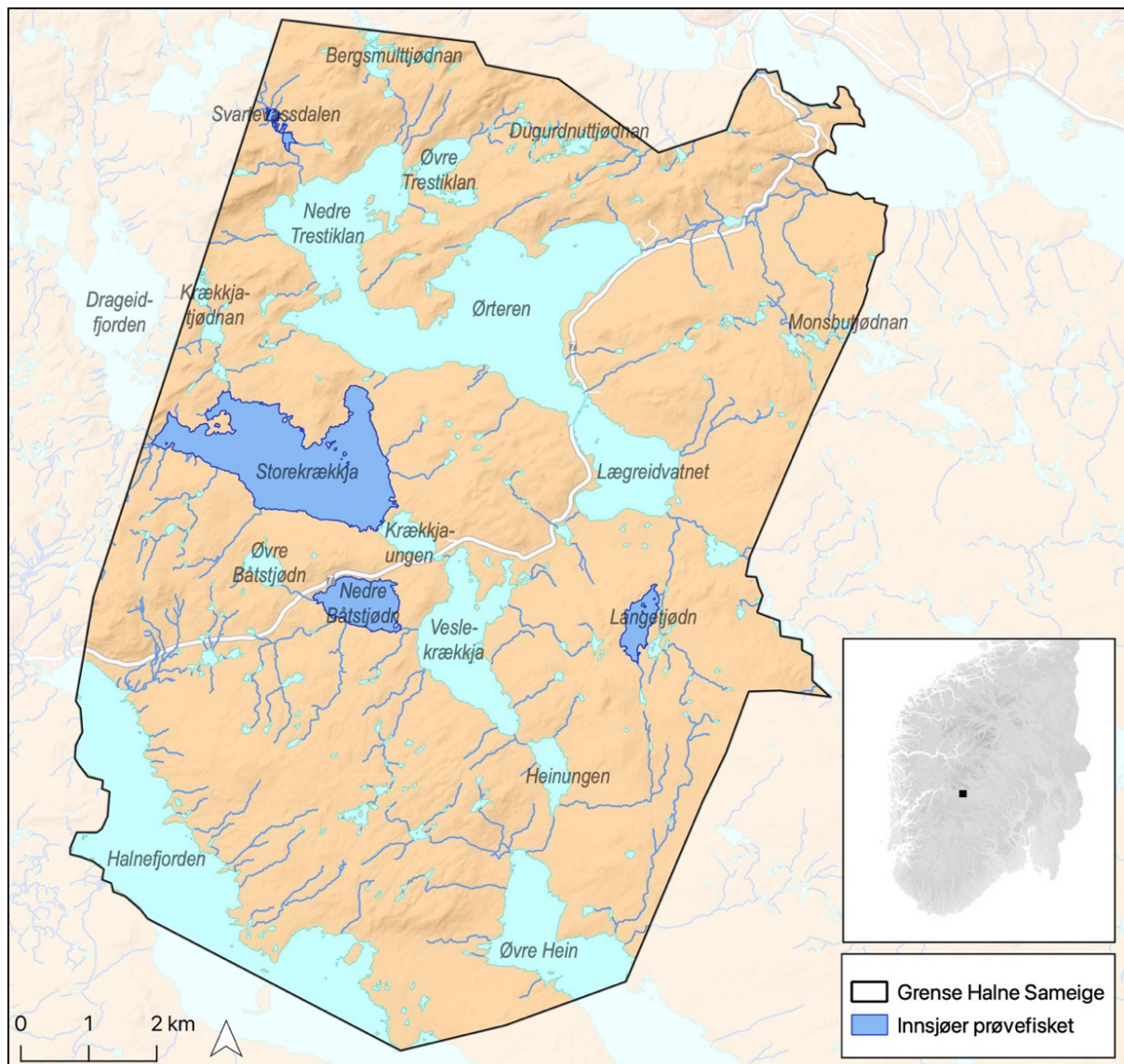
For å oppnå og opprettholde ørrepopulasjoner med sin stedege genetikk intakt, god egenrekruttering og produksjon av et høstbart overskudd av fisk av ønsket kvalitet og kvantitet, er det viktig å ha kunnskapsbasert, helhetlig, velinformert og langsiktig forvaltning som regulerer de menneskelige påvirkningene. Fiske, i motsetning til mange andre menneskelige påvirkninger, har en lang og lokal tradisjon, men kan også raskt tilpasses for å skape endringer i en ørrepopulasjon (f.eks. Amundsen et al., 2015; Borgstrøm et al., 2010; Langeland & Jonsson, 1990), noe som er nødvendig for en bærekraftig utnyttelse og høsting. For å vite hvilke tilpasninger vi kan gjøre for å skape de endringene vi ønsker, må vi ha kunnskap om ørretens biologi generelt og aktuell populasjon og dens miljø spesielt. God kontroll med tiltak som f.eks. utfisking, størrelsesbegrensninger, fiskeutsettinger og kalking er viktig, og detaljert fangstrapportering, jevnlig fiskebiologiske undersøkelser og vannkjemiske analyser gir oss nødvendige data om populasjon og miljø som grunnlag for kunnskapsbasert forvaltning. Samlet brukes all data, aller helst data samlet inn over tid, for å vurdere populasjonens tilstand og eventuelt utvikling. De vanligste prøvetakingsmetodene som blir brukt ved fiskebiologiske undersøkelser i innsjøer og vann er systematisk garnfiske med standardiserte prøvefiskegarn for å undersøke populasjonsstruktur og vekst (Standard Norge, 2015), og elektrisk fiske i gytebekker/-elver for å undersøke rekruttering (Standard Norge, 2003). Ved garnfiske kan man estimere tetthet av fisk relativt til fiskeinnsats, men også absolutt tetthet dersom man beskriver sammenhengen mellom garnfangst og populasjonsstørrelse ved kombinasjon av metoder som hydroakustikk, fangst-gjenfangst og garnfiske (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 205 -215). Med elektrisk fiske kan man derimot beregne absolutt tetthet direkte (Bohlin et al., 1989). Relativ tetthet kan brukes til å se endringer over tid dersom man utfører garnfiske i samme tidsperiode over flere år. Ved bearbeiding av fangsten kan man også få verdifull informasjon om blant annet størrelse, alder, kjønnsmodning og diett. Disse parameterne kan gi gode indikasjoner på populasjonens tilstand når det gjelder rekruttering, vekst og dødelighet. Ut fra denne informasjonen kan det gjøres forvaltningsbeslutninger, som endring i beskatning, fiskeutsetting og kalking, eller det kan vurderes andre tiltak som habitatforbedring.

I dette studiet skal jeg ved hjelp av systematiske fiskebiologiske undersøkelser med garnfiske og elektrisk fiske, samt vannkjemiske analyser og temperaturmålinger, undersøke ørrepopulasjonene og deres miljø, samt populasjonene av den introduserte regionalt fremmede fiskearten ørekyt, i fire nærliggende høvfjellsvann på Hardangervidda: Storekrækkja, Nedre Båttstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen. Jeg skal kartlegge ørrepopulasjonenes alders- og størrelsesstrukturer, individuelle vekstrater, reproduksjon og diett, relativ tetthet av ørret og ørekyt, vannkjemi og temperaturforhold. Målet er å beskrive fiskepopulasjonene og deres

miljø, beskrive forskjeller mellom vannene og gi kunnskapsbaserte forvaltningsråd for videre høsting av ørret, også med tanke på ørekytproblematikk. Jeg skal også undersøke populasjonsdynamikk i Storekrækkja, der det tidligere er gjort fiskebiologiske undersøkelser i 1992 (Tysse & Garnås, 1994) og 2007 (Lehmann et al., 2008). Undersøkelsene ble gjort over to feltsesonger, i 2021 og 2022.

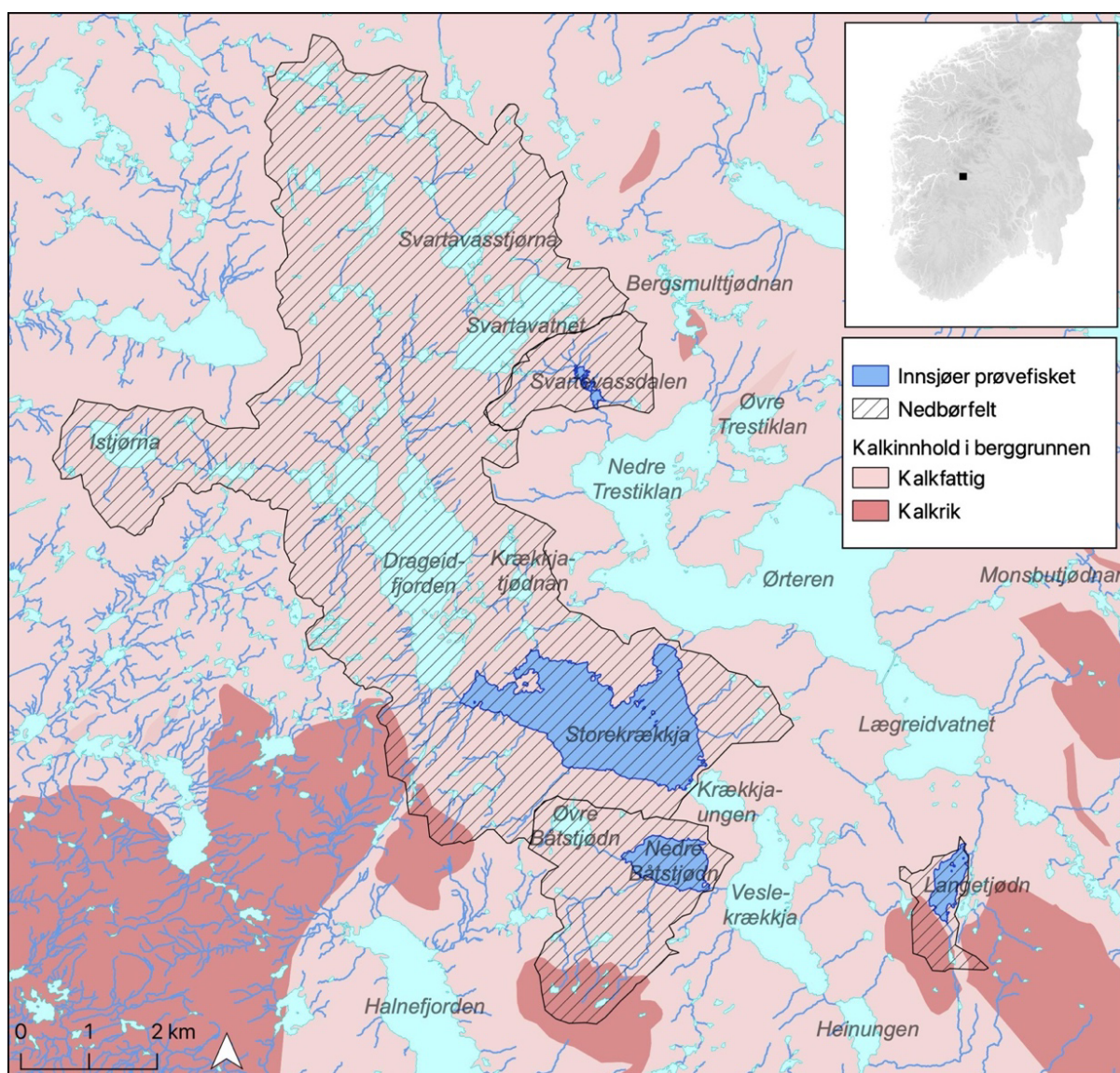
2 Materiale og metode

2.1 Studieområde og -periode



Figur 1: Studieområdet på Hardangervidda innenfor Halne Sameige i Hol kommune i Viken fylke. Kartet er en sammensetning av Norges grunnkart (Kartverket, 2023), NVE innsjødatabase (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022) og NVE elvenett ELVIS (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023b). Produsert i QGIS v.3.22.7 (QGIS.org, 2022).

Undersøkelsene ble gjort i de fire vannene Storekrækkja (60.4447°N, 7.7476°Ø), Nedre Båtstjødn (60.4298°N, 7.7660°Ø), Langetjødn (60.4313°N, 7.8393°Ø) og Svartevassdalen (60.4901°N, 7.7312°Ø) på Hardangervidda, innenfor grunneierlaget Halne Sameiges område i Hol kommune i Viken fylke (Figur 1). Disse vannene ble undersøkt fordi de har ulik størrelse og dyp, ulik fiskestørrelse og -tetthet basert på historisk fangstdata og ulik fiskeriaktivitet. Storekrækkja og Nedre Båtstjødn del av Lågenvassdraget, mens Langetjødn og Svartevassdalen er del av Drammensvassdraget. Det ble utført garnfiske med nordiske



Figur 2: Studieområde med nedbørfelt og kalkinnhold i berggrunnen. Kartet er en sammensetning av Norges grunnkart (Kartverket, 2023), NVE innsjødatabase (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022), NVE elvenett ELVIS (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023b), nedbørfelt gjennom NVE NEVINA (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a) og kalkinnhold i berggrunnen fra NGU (Norges geologiske undersøkelse, 2023b). Produsert i QGIS v.3.22.7 (QGIS.org, 2022).

oversiktsgarn (Standard Norge, 2015) i periodene 09.-14.08.2021, 01.-08.08.2022 og 23.-25.09.2022, og elektrisk fiske (Standard Norge, 2003) i perioden 01.-08.08.2022. Vannprøver fra alle av Halne Sameiges fiskevann ble tatt i juli/august/september 2021 og juli/august 2022. Vanntemperaturregistreringer ble gjort med temperaturloggere fra august 2021 til august 2022.

Halne Sameige leier ut sauebeite, jakt og fiske. Området har 17 utleide fiskevann (Figur 1), noen store nok til at de deles i flere fiskeretter. Fiskerettene leies ut lengre perioder, gjerne i fem eller ti år. Det skal fangstrappoteres fra alle fiskeretter hvert år. I de reguleringspåvirkede innsjøene/vannene Halnefjorden, Øvre og Nedre Hein, Heinungen, Storekrækkja, Veslekrækkja, Krøækkjaungen og Ørteren (inkludert Lægreidvatnet, Øvre- og Nedre Trestiklan) er regulantene pålagt å opprettholde ørretbestandene gjennom fiskeutsettinger og fiskebiologiske undersøkelser. Det er derfor tilgjengelig data for fiskepopulasjonene i Storekrækkja fra 1992 (Tysse & Garnås, 1994) og 2007 (Lehmann et al., 2008). Det ble ikke funnet slik data fra de andre vannene som ble undersøkt.

2.1.1 Storekrækkja

Storekrækkja (60.4447°N, 7.7476°Ø) ligger på 1150 m o.h. Vannet har et overflateareal på 4.13 km², et volum på 36.5 mill. m³, et nedbørfeltareal på 50.7 km² og en oppholdstid på 0.87 år (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022) (Figur 2). Maksimaldypet er oppgitt til 26.5 m og middeldypet til 8.0 m (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Vi målte derimot 31.0 m dybde med håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II). I nedbørfeltet er det 76.4% snaufjell, 23.4% innsjøoverflate og 0.2% myr (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a). Berggrunnen er for det meste kalkfattig granitt og gneis, med noen mindre innslag av kalkrik grafittskifer (Norges geologiske undersøkelse, 2023a) (Figur 2). Storekrækkja har hovedinnløp fra Drageidfjorden og et mindre innløp fra Krækkjatjødnan, og utløp til Veslekrækkja gjennom Krækkjaungen (Figur 1, Figur 2). Fisket i vannet er delt mellom tre fiskeretter (Halne Sameige, u.d.). Det drives rekreasjonsfiske og næringsfiske der det blant annet selges til turisthyttene i området. Gjennomsnittsvekt for garnfanget ørret var 570 g i 2018, 470 g i 2019 og 510 g i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Antall ørret per garnnatt var 0.6 i 2018, 0.78 i 2019 og 0.39 i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Det blir hovedsakelig garnfisket med 35 til 45 mm maskevidder. Det blir ikke satt ut fisk i Storekrækkja lenger. Det ble satt ut en-somring ørret fra Reinsvoll frem til 1987: 5000 stk t.o.m. 1986 og 2000 stk i 1987 (Tysse & Garnås, 1994).

2.1.2 Nedre Båstjødn

Nedre Båstjødn (60.4298°N, 7.7660°Ø) ligger på 1157 m o.h. Vannet har et overflateareal på 0.71 km² og et nedbørfeltareal på 6.2 km², (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Maksimaldypet ble grovt målt til 21.0 m ved å kjøre krysstransekter med håndholdt ekkolodd (type Plastimo Echotest II). Vannet får dermed et grovt beregnet middeldyp på en tredjedel av dette: 7 m (med antakelse om kjegleutforming av vannet, volumutvikling lik 1). Med dette middeldypet og middelavrenning på 776 mm (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a) blir oppholdstiden 1.03 år. I nedbørfeltet er det 81.4% snaufjell, 17.3% innsjøoverflate og 1.3% myr (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a). Omtrent 15% av nedbørfeltet har kalkrik fyllitt i berggrunnen og resterende berggrunn er av kalkfattig granitt (Norges geologiske undersøkelse, 2023a) (Figur 2). Nedre Båstjødn har innløp fra tre bekker (en av dem fra Øvre Båstjødn) og utløp til Veslekrækkja. Det er én fiskerett i vannet. Fisket i Nedre Båstjødn er per dags dato for rekreasjon. Gjennomsnittsvekt for garnfanget ørret var 630 g i 2018, 700 g i 2019 og 720 g i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Antall ørret var 0.34 per garnnatt i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Det garnfiskes hovedsakelig med 39 mm maskevidde. Det har årlig blitt satt ut ca. 500 en-somring ørret fra Halnestammen (produsert av NLB på Rødberg) i Nedre Båstjødn.

2.1.3 Langetjødn

Langetjødn (60.4313°N, 7.8393°Ø) ligger på 1230 m o.h. Vannet har et overflateareal på 0.33 km² og et nedbørfeltareal på 1.2 km² (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Maksimaldypet ble grovt målt til 6.0 m ved å kjøre krysstransekter med håndholdt ekkolodd (type Plastimo Echotest II). Vannet får dermed et grovt beregnet middeldyp på en tredjedel av dette: 2 m (med antakelse om kjegleutforming av vannet, volumutvikling lik 1). Med dette middeldypet og middelavrenning på 781 mm (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a) blir oppholdstiden 0.68 år. I nedbørfeltet er det 69.0% snaufjell, 27.5% innsjøoverflate og 3.5% myr (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a). Omtrent halvparten av nedbørfeltet har kalkrik fyllitt i berggrunnen og den andre halvparten har kalkfattig tonalitt (Norges geologiske undersøkelse, 2023a) (Figur 2). Langetjødn har hovedinnløp fra en bekk i sørenden av vannet og utløp til Lægreidvatnet i nord. I Langetjødn er det én fiskerett. Gjennomsnittsvekten for garnfanget ørret var 990 g i 2018, 890 g i 2019 og 1000 g i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Antall ørret per garnnatt var 0.48 i 2018, 0.53 i 2019 og 0.47 i 2020 (Halne Sameige, ikke publisert). Det blir garnfisket med 39 til 60 mm maskevidder. Det fiskes også med stang,

og noe av fisken settes ut igjen etter den er fanget. Fisket i Langetjødn er per dags dato for rekreasjon. Det har som regel blitt satt ut 200-300 en-somring ørret årlig, men det ble ikke gjort i 2020 og 2022. Settefisken stammer fra Stolsmagasinet og Gyrinose og produseres av Hallingfisk i Ål.

2.1.4 Svartevassdalen

Svartevassdalen (60.4901°N, 7.7312°Ø) består av to vann som ligger på 1171 og 1173 m o.h. De er behandlet som én enhet i denne undersøkelsen siden de er små og knyttet sammen med en kort, sakteflytende bekk. I bekken er det en steindemning som sannsynligvis begrenser fiskevandring (Figur 3), men i perioder med høy vannføring vurderes det til at vandring i begge retninger bør være mulig. Vannene har et samlet overflateareal på 0.07 km² (øvre: 0.033 km², nedre: 0.038 km²) og et nedbørfeltareal på 2.48 km² (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022). Maksimaldypet i det nedre vannet ble grovt målt til 4.8 m ved å kjøre krysstransekter med håndholdt ekkolodd (type Plastimo Echotest II). Det får dermed et grovt beregnet middeldyp på en tredjedel av dette: 1.6 m (med antakelse om kjegleutforming av vannet, volumutvikling lik 1). Med dette middeldypet og middelavrenning på 1114 mm (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a) blir oppholdstiden for det nedre vannet ca. 8 dager. I nedbørfeltet er det 94.6% snaufjell, 4.5% innsjøoverflate og 0.9% myr (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023a). Hele nedbørfeltet har kalkfattig gneis i berggrunnen (Norges geologiske undersøkelse, 2023a) (Figur 2). Det er to større bekkeinnløp til det øvre vannet og ett større bekkeinnløp til det nedre vannet. Utløp går til Nedre Trestiklan (del av Ørteren etter oppdemming). Utløpet er demmet opp med steindemning som kan være et vandringshinder for fisk (Figur 3), samt at det er andre områder i bekken ned til Nedre Trestiklan som kan være vanskelige for fisk å forsere oppover. I Svartevassdalen er det én fiskerett. Det ble ikke

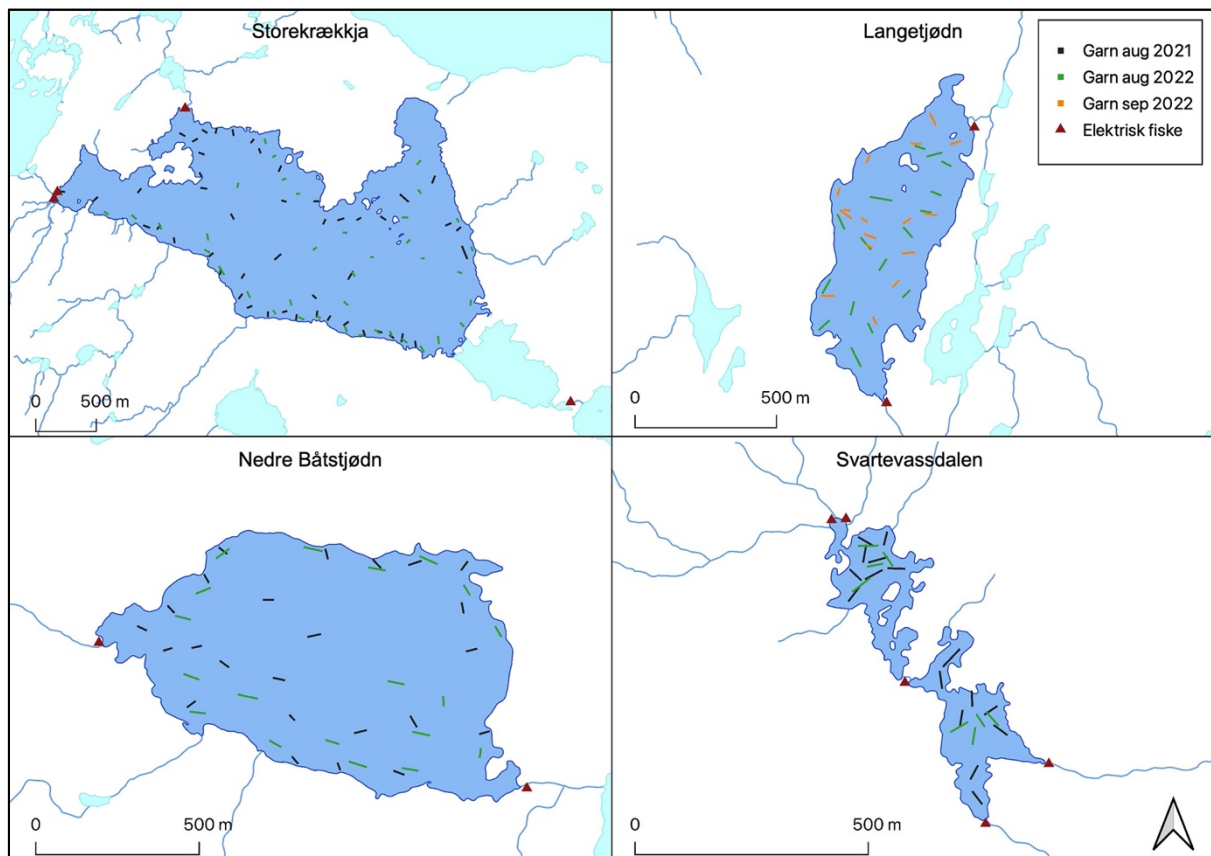


Figur 3: Til venstre: demning i utløpet fra det øvre av de to sammenhengende vannene i Svartevassdalen. Til høyre: demning i utløp fra det nedre vannet i Svartevassdalen. Foto: t.v. Ola Flæte Kristensen, t.h. Peter Groth Farsund

registrert fiske i verken 2018, 2019 eller 2020, men det finnes fangstdata fra 1987, 1996 og 2005, med snittvekt rundt 200 g og 2.87 ørret per garnnatt i 2005 (Halne Sameige, ikke publisert). Garnmaskestørrelser for dette fisket er ukjent. Det har blitt satt ut 100 en-somring ørret omtrent annethvert år. Settefisker stammer fra Stolsmagasinet og Gyrinose og produseres av Hallingfisk i Ål.

2.2 Garnfiske

Det ble prøvefisket med bunn garn av typen nordiske oversiktsgarn som består av 12 garnpaneler med maskevidder på 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm (Standard Norge, 2015). Hvert garnpanel har en høyde på 1.5 m og en bredde på 2.5 m, som ga et garnareal på 3.75 m² per garnpanel og 45 m² totalt for hvert garn. Noen av garnene hadde en høyde på 1.4 m og lengde på 30 m, som gir et garnareal på 42 m². Garnene ble så langt mulig satt dybdestratifisert i henhold til tidsserieprøvetaking i NS-EN 14757:2015 (Standard Norge, 2015) innenfor dybdeintervallene 0 til 2.9 m, 3 til 5.9 m, 6 til 11.9 m, 12 til 19.9 og 20



Figur 4: Garnplassering og elfiskestasjoner i de fire vannene som ble prøvefisket. Kartet er en sammensetning av NVE innsjødatabase (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2022) og NVE elvenett ELVIS (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2023b). Produsert i QGIS v.3.22.7 (QGIS.org, 2022).

Tabell 1: Dybdefordeling av garn under prøvefiske i Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022. Fiskeperioder: Storekrækkja: 11.-13.08.2021 og 02.-04.08.2022, Nedre Båstjødn: 13.-14.08.2021 og 01.-02.08.2022, Langetjødn: 05.-06.08.2022 og 23.-25.09.2022, Svartevassdalen: 09.-10.08.2021 og 07.-08.08.2022.

Dybdeintervall (m)	Antall garn							
	Storekrækkja		Nedre Båstjødn		Langetjødn		Svartevassdalen	
	August 2021	August 2022	August 2021	August 2022	August 2022	Sept. 2022	August 2021	August 2022
0-2.9	3	6	2	5	7	9	15	6
3-5.9	6	12	4	7	8	6	0	1
6-11.9	6	7	2	3				
12-19.9	1	7	1	0				
20-34.9	2	1	0	0				
overlappende	30	5	15	4	1	1	1	1
Totalt	48	38	24	19	16	16	16	8

til 34.9 m, men noen av garnene ble satt utenfor disse strata (overlappende). Det ble fokusert mer på korrekt dybdesetting i 2022 enn i 2021, som resulterte i at flere garn ble satt innenfor gitte strata (Tabell 1). Garnene ble satt spredt for å dekke hele innsjøens overflate (Standard Norge, 2015) (Figur 4). Garnenes posisjon ble ikke planlagt på forhånd, i motsetning til det NS-EN 14757:2015 sier (Standard Norge, 2015). Grunnen til dette var rent praktisk; det er veldig tidkrevende å sette garn på nøyaktig planlagte punkter på et planlagt dyp, spesielt da det i vårt tilfelle kun var dybdekart tilgjengelig for et av vannene (Storekrækkja – gammelt kart, lav oppløsning). Antall garnnetter i hvert vann ble bestemt ut fra overflateareal og maksimaldyp i henhold til NS-EN 14757:2015 (Standard Norge, 2015), men garninnsatsen i 2022 ble begrenset i Storekrækkja og Nedre Båstjødn på grunn av antall tilgjengelige garn og tilgjengelig tid (Tabell 1). Garnene ble satt på ettermiddagen/kvelden, og trekt påfølgende morgen/formiddag (tid i vannet: gjennomsnitt = 16t 34min ± 2t 2min standardavvik, min = 13t 18min, maks = 20t 43min). For hvert garn ble det registrert posisjon i begge ender med GPS (Garmin GPSMAP 66st), dybde i begge ender målt med håndholdt ekkolodd (Plastimo Echotest II), dato og tidspunkt ved setting og trekking, og garnnavn og løpenummer på garnet. Garnareal ble korrigert der en eller begge ender av garnet sto grunnere enn garnhøyden. Der begge ender var satt grunnere enn garnhøyden ble arealet regnet ut ved å multiplisere gjennomsnittsdybden med garnlengde. I tilfeller der bare én ende av garnet var satt grunnere enn garnhøyden, ble det vurdert omtrent hvor stort det effektive garnarealet var (nøyaktig utregning er komplisert). Alt utstyr som hadde vært i vannet ble desinfisert med Virkon S 1% løsning mellom hvert vann. For hver garnfanget ørret ble garnets løpenummer og

maskestørrelse registrert. For ørekyt ble det i 2021 registrert antall individer per garnpanel, vekt per garnpanel, gjennomsnittlig total lengde basert på ti individer som ble vurdert til å være representative for gruppen, samt maskestørrelse og løpenummer på garnet. I 2022 ble det registrert totalt antall og vekt for ørekyt per garn og løpenummer på garnet.

2.3 Elektrisk fiske

Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat («el-fiske») (type Geomega FA4) i de største innløps- og utløpselvene/bekkene i Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i perioden 01.-08.08.2022, på totalt 13 stasjoner (Figur 4, Vedlegg 1). Elektrisk fiske ble utført i henhold til NS-EN 14011 (Standard Norge, 2003), og det ble fisket minst 100 m² per stasjon (med unntak av én stasjon i Svartevassdalen på 50 m², liten bekk). Det ble fisket gjennom hver stasjon tre ganger, og fisken fra hver runde ble samlet opp og ikke sluppet ut før siste fiskerunde var ferdig (utfiskingsmetoden). Mellom hver runde ble det lagt inn ca. 30 minutters pause. Ved å bruke utfiskingsmetoden kan fangst per runde brukes for å estimere absolutt fisketetthet (Bohlin et al., 1989; Moran, 1951; Zippin, 1956). I noen tilfeller var fangst per runde ikke synkende, og tetthet kunne ikke beregnes. Tre stasjoner ble kun el-fisket én runde fordi fangsten av ørret var svært lav (≤ 1). Fisken ble ikke aldersbestemt, men aldersgrupper kan ses som grupper i lengdefordeling hos den yngste fisken. Alder hos ørret i elver og bekker i området er tidligere undersøkt av Lehmann et al. (2008): 0+ ved snittlengdelengde ca. 30 mm, 1+ ca. 60 mm. Størrelsen på 2+ og eldre ørret er for variabel til å sette felles lengdegrenser for alle vann. Det er usikkerhet rundt disse målene, siden vekst kan være svært variabel mellom år.

Den samme personen utførte alt elektrisk fiske i prosjektet for å minimere variasjoner i hvordan fisket ble utført. En person gikk bak den som elfisket og fanget opp fisk med håv. For hver el-fiskestasjon ble det registrert innsjønavn, navn på bekk, vannets temperatur (°C) og ledningsevne (mS/m) målt med konduktivitetsmåler (type WTW LF320), posisjon for start- og stoppsted (GPS type Garmin GPSMAP 66st), beskrivelse av start- og stoppsted, gjennomsnittlig elve-/bekkebredde på stasjonen, stasjonslengde, tidspunkter for start og stopp av hver overfiskingsrunde og værforhold (Standard Norge, 2003). Hver stasjon ble dokumentert med bilder. Hver fisk ble registrert med stasjonsnummer, art, id-nummer, i hvilken overfiskingsrunde den ble fanget, total lengde med utspilt halefinne (mm) og om den var utsetningsmerket. Alt utstyr som hadde vært i vannet ble desinfisert med Virkon S 1% løsning mellom hvert vann.

2.4 Individdata garnfisket ørret

2.4.1 Lengde, vekt og kondisjonsfaktor

Det ble i felt registrert total lengde med naturlig utspilt halefinne (mm) og vekt (g) (vekt type Wilfa KW-4) for garnfanget ørret. Fultons kondisjonsfaktor (k) beskriver forholdet mellom lengde og vekt, og beregnes slik:

$$K = \frac{100 * vekt (g)}{lengde^3 (cm)}$$

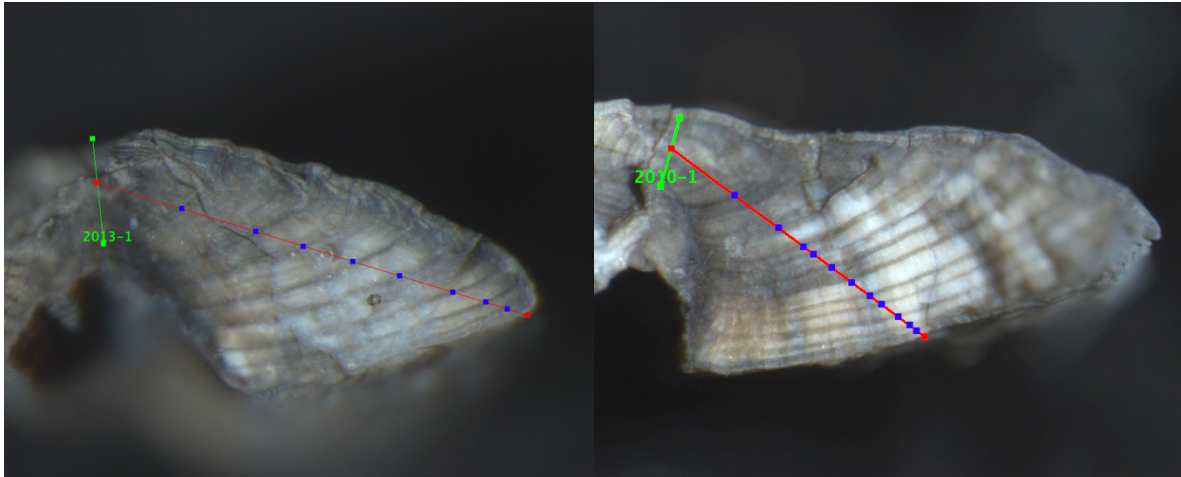
En kondisjonsfaktor rundt 1.0 er normal for ørret. Tynn fisk vil ha lavere k-faktor og tykk fisk vil ha høyere k-faktor. Tysse og Garnås (1994) beskriver k = 0.85 som svært mager, 0.9 som mager, 1.0 til 1.05 som fin, 1.1 til 1.2 som feit og >1.2 som svært feit fisk.

2.4.2 Aldersbestemmelse

Hovedsakelig ble aldersbestemmelse gjort ved å lese av vintersoner i bruddflaten på brente og knekte otolitter (Figur 5, Figur 6) (Christensen, 1964), Metoden gir god nøyaktighet og presisjon i aldersbestemmelse (Christensen, 1964; Kristoffersen & Klemetsen, 1991), særlig hos vekststagnerte eller saktevoksende individer, der andre metoder kan gi for lav alder (Barber & McFarlane, 1987; Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 181-183; Kristoffersen & Klemetsen, 1991). Ørrethoder ble fryst ned i felt og videre behandlet på USN i Bø. Otolittene ble tatt ut av ørrethodene ved å skjære et horisontalt snitt i toppen av hodet over øynene og deretter løfte ut hjernen, for så å ta otolittene ut fra bunnen av hjernehulen med pinsett. Otolittene ble rensset for



Figur 5: Otolitt fra ørret avbildet i lupe. Bruddsonen mot sentrum av otolitten formes naturlig ved brenning over propanflamme, og den sprekker ytterligere opp når den legges direkte i romtemperert etanol. Begge foto: Ola Flæte Kristensen



Figur 6: Otolitt etter brenning og knekking. Vintersoner i bruddflaten avmerket i ImageJ (Schneider et al., 2012). Otolitt til venstre er vurdert til å være fra åtte vinter gammel ørret og otolitt til høyre er vurdert til å være fra 11 vinter gammel ørret. Begge foto: Ola Flæte Kristensen

slim ved å dra dem over papir. Deretter ble de brent til askegrå farge på spatel over propanflamme og lagt direkte i 96% etanol (en kombinasjon av Christensen (1964) og Power (1978)). Under lupe, og fremdeles i etanolbad, ble otolittene knekt med nål i en naturlig formet bruddsone gjennom otolittens sentrum (Christensen, 1964) (Figur 5). Otolittene ble satt med bruddflatene rettet oppover i sort plastilin i en sort skål fylt med 96% etanol og avbildet i lupe (Zeiss Discovery.V20). Aldersbestemmelse ble gjort ved å visuelt analysere bildene og avmerke og telle otolittenes mørke vintersoner (Christensen, 1964) i bildebehandlingsprogrammet ImageJ v. 1.53k (Schneider et al., 2012) med programutvidelsen ObjectJ v. 1.05n (Vischer & Nastase, 2022) og makro for otolittmålinger (Denechaud et al., 2018). Fiskeskjell ble brukt i tilfeller der otolitter manglet (10 av 261 individer). Skjellprøver ble tatt fra området over sidelinjen bak ryggfinnen. Skjellene ble avbildet i lupe (Zeiss Discovery.V20) og årssoner i sklerittene ble visuelt analysert (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 181-182) og avmerket i ImageJ v. 1.53k (Schneider et al., 2012). En enkel kvalitetskontroll ble gjort gjennom aldersbestemmelse av begge otolitter (vanligvis ble det brukt én otolitt) hos individer med særlig høy eller lav gjennomsnittlig årlig lengdevest, samt dobbeltsjekk av noen tilfeldige individer. 14 av 261 individer ble ikke aldersbestemt grunnet manglende otolitter og skjell eller vanskelighet med aldersbestemmelse.

2.4.3 Mageinnhold

Ørretmager ble lagret på flasker i 70 % etanol. Innholdet i ti ørretmager fra hvert av de fire vannene fra 2022 ble analysert (totalt 40 mager). Et tilfeldig utvalg av mageprøver ble gjort for hvert vann ved å bruke en tilfeldig tallrekke fra www.random.org. Innholdet ble bestemt med antall og type (art eller høyere taksonomisk gruppering), og tørrvekt ble beregnet basert på Lien (1978) med sine referanser og Lehmann et al. (2008) (Tabell 2). Mageinnhold i dette studiet gir kun et øyeblikksbilde, og representerer ikke nødvendigvis ørretens diett over tid, men det kan påvise tilstedeværelse av næringsdyrarter. Deler av mageinnholdet var kommet for langt i fordøyelsesprosessen til at det kunne type- eller mengdebestemmes. Magefyllingsgrad ble registrert i 2022, men på grunn av manglende erfaring og usikkerhet rundt disse registreringene ble ikke magefyllingsdata brukt.

Tabell 2: Tørrvekter for næringsdyr for ørret hentet fra Lien (1978) med sine referanser og Lehmann et al. (2008).

Vitenskapelig navn	Navn	Tørrvekt (mg)
<i>Ephemeroptera</i>	Døgnfluer	2.1
<i>Trichoptera</i>	Vårfluer	5
<i>Chironomidae</i>	Fjærmygg	0.5
<i>Coleoptera</i>	Biller	7
<i>Gastropoda</i>	Snegler	3.7
<i>Cladocera</i>	Vannlopper	0.03
<i>Copepoda</i>	Hoppekreps	0.025
<i>Gammarus lacustris</i>	Marflo	2.7
<i>Lepidurus arcticus</i>	Skjoldkreps	10
<i>S. trutta</i> , <i>P. phoxinus</i>	Fisk (ørret, ørekyt)	300
andre <i>Diptera</i>	Llandinsekter	7.2

2.4.4 Kjønnsmodning

Kjønnsmodning ble bestemt på en skala fra 1 til 7, som beskrevet av Dahl (1917, s. 36-37). Ikke-kjønnsmoden fisk er i stadier 1 og 2, kjønnsmoden fisk som skal gyte kommende gytelsesong er i stadier 3, 4 og 5, gytende fisk er i stadium 6 og utgytt fisk er i stadium 7 (Dahl, 1917, s. 36-37). Kjønnsmodningsstadium bestemmes ut fra gonadenes utseende og gonadenes lengde i forhold til bukhulen.

2.4.5 Kjøttfarge

Kjøttfarge ble kategorisert som hvit, lys rød eller rød. Kjøttfargen ble bestemt ved å bedømme fargen i et snitt i ryggen på fisken. Denne vurderingen er subjektiv, og det ble gjort en rekke kjøttfargevurderinger i plenum blant feltdeltakerne for å gjøre vurderingene samstemte. Rødfarge skyldes krepsdyr i fiskens diett som inneholder rødfargede pigmenter (astaxantin – et karotenoid).

2.4.6 Utsettingsmerking

Det ble i 2022 registrert om ørret var utsettingsmerket (fettfinneklipt). I 2021 ble det ikke systematisk undersøkt for utsettingsmerking. Det ble også funnet en ørret med en deformert brystfinne og en ørret der begge brystfinner manglet. Dette kan være skader fra settefiskanlegg.

2.5 Temperaturregistring

Temperaturregistring ble gjort hver time med temperaturloggere (Onset UA-002-64, Hobo Pendant) i utløp fra Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i perioden august 2021 til august 2022. Temperaturloggerne ble festet med kjetting rundt en stein og plassert i en kulp med god gjennomstrømming i utløpselva/-bekken. Selv om loggerne var nye og ubrukte, sviktet batteriet på loggerne i Svartevassdalen i november og Langetjødn i mai. Vannenes dybdetemperaturprofil ble målt med vannhenter under prøvefiske i august 2021 og august og september 2022.

2.6 Vannkjemi

Ved vurdering av ulike påvirkningers effekt på tilstand i vannforekomster vektlegges biologiske parametere, og vannkjemi brukes som støtteparametere for vurdering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). Det ble tatt vannprøver for vannkemiske analyser i juli/august/september 2021 og juli/august 2022. Det ble tatt prøver fra alle fiskevann i Halne Sameige, med unntak av Veslekrækkja i 2022. Vannprøveflasker ble ristet og skylt tre ganger med vann fra prøvetakingspunktet før prøvene ble tatt. I 2021 ble vannprøvene tatt av fiskerettshaverne og analysert på USN i Bø. Deler av resultatene fra 2021 virket ikke pålitelige. Dette gjaldt de fleste fosfor- og nitrogenmålinger, som var usannsynlig høye. Det kan skyldes utilstrekkelig rengjorte prøveflasker, prøvetakingsfeil eller feil under analysene, eller en kombinasjon av disse. Derfor tok jeg selv nye vannprøver i utløpsbekkene til alle vannene i

2022 med nye, ubrukte prøveflasker og prøvene ble sendt til et eksternt laboratorium (SGS Analytics Norway AS) for analyse. Etter sammenligning av analyseresultatene fra de to årene, bekreftes det at nitrogen- og fosforverdiene fra 2021 var feil, men de resterende målingene samsvarer mellom årene. Nitrogen- og fosforverdiene fra 2021 blir derfor ikke brukt. Det ble analysert for pH (USN begge år), ledningsevne (USN begge år), turbiditet (kun USN 2021), alkalinitet (kun USN 2021), kalsium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^+), kalium (K^+), sulfat (SO_4^{2-}), klorid (Cl^-), nitrat-nitrogen (NO_3^- -N), total organisk karbon (TOC) (USN begge år), totalnitrogen (Tot-N) og totalfosfor (Tot-P). Fra ionekonsentrasjoner ble det beregnet syrenøytraliseringskapasitet (ANC; engelsk: Acid Neutralizing Capacity), altså vannets evne til å nøytralisere sterke syrer, som på ekvivalentbasis er summen av basekationer minus summen av sterke syrers anioner (Reuss & Johnson, 1986):

$$ANC = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]) - ([\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{NO}_3^- - \text{N}])$$

$$ANC = [BC] - [SSA]$$

Det ble også beregnet ANC korrigert for organiske syrers anioner (ANC_{OAA} ; engelsk: Acid Neutralizing Capacity Organic Acid Adjusted) ved å anta at organiske syrer er treprotiske med lav $\text{p}K_1$ -verdi (estimert til 3.04 av Hruška et al. (2003)), som tilsier at 1/3 av de organiske syrene konstant er deprotonert (Lydersen et al., 2004):

$$\text{ANC}_{\text{OAA}} = [BC] - ([SSA] + \frac{1}{3} CD * [TOC])$$

hvor CD er ladningstettheten (engelsk: Charge Density) som settes til 10.2 $\mu\text{ekv}/\text{mgC}$ basert på empirisk data fra svenske innsjøer (Hruška et al., 2003; Lydersen et al., 2004). Ved en ANC_{OAA} -verdi >20 er det liten sannsynlighet for at forsurening skader ørretpopulasjoner (Lydersen et al., 2004). ANC vil i oligohumøse vannforekomster hovedsakelig beskrive mengden bikarbonat (HCO_3^-) i vannet.

2.7 Databehandling og statistikk

All databehandling, statistiske analyser og datavisualisering ble gjort i Microsoft Excel v. 16.69.1 (Microsoft Corporation, 2022) og R v. 4.1.3 (R Core Team, 2022) med RStudio v. 2022.07.2 (RStudio Team, 2022) og blant annet pakken ggplot2 (Wickham, 2016).

2.7.1 Garnfangst

Fangst oppgis som fisketetthet relativt til fiskeinnsats: antall individer fanget per 100 m² garnareal per natt = NPUE (engelsk: Number Per Unit Effort; norsk: antall per innsatsenhet), og som vektfangst per innsatsenhet: vekt i gram per 100 m² garnareal per natt = WPUE (engelsk: Weight Per Unit Effort; norsk: vekt per innsatsenhet) (Standard Norge, 2015). Ofte brukes betegnelsen CPUE (engelsk: Catch Per Unit Effort; norsk: fangst per innsatsenhet) i litteraturen som antall individer per 100 m² garnareal, men i denne teksten brukes NPUE (Standard Norge, 2015). Gjennomsnitt og standardavvik er ikke vektet for ulike effektive garnarealer (ulike effektive garnarealer skyldes to forskjellige garntyper og at noen garn ble satt grunnere enn garnhøyden). Resultater for prøvofiske med garn blir oppgitt for alle maskevidder og alle dyp (stratifisert) (Standard Norge, 2015), samt for maskevidder >15 mm og dybder ≤10 m i Storekrækkja for sammenligning med Jensen-serien (Ugedal et al., 2005) som ble brukt ved prøvofiske i 1992 (Tysse & Garnås, 1994) og 2007 (utvidet Jensen) (Lehmann et al., 2008). Data fra prøvofiske med garn i 2021 og 2022 ble kombinert. I statistiske analyser der garndyp inngår, er dette gjennomsnittlig garndyp beregnet fra dybdene av de to garnendene.

Ved modellering av ørretfangst og dyp ble det brukt en Poisson-regresjon (GLM) med log-link fordi antall ørret per garn var telledata (diskret variabel, verdi alltid ≥0) og fordelingen av observasjoner var tilnærmet Poissonfordelt. Ved modellering av ørekytfangst og dyp ble det brukt en negativ binomial regresjon (GLM) med log-link fordi antall ørekyt per garn var telledata (diskret variabel, verdi alltid ≥0) og fordelingen av observasjoner ikke var nær nok Poissonfordelt på grunn av overdispersjon. Dispersjon ble sjekket med funksjonen *dispersiontest* i R-pakken AER (Kleiber & Zeileis, 2008), og modellenes AIC-verdier ble sammenlignet (lavere AIC indikerer bedre modell). Det ble gjort gjentatte tester av disse modellene: en med hvert av vannene (utenom ett, n – 1 trengs) som utgangspunkt/referanse for sammenligning av fangst mellom vann. Det ble gjort Bonferroni-korreksjon for gjentatte tester av alternative modeller: $\alpha(0.05)/n_{\text{tester}}$. I disse modellene brukes antall fisk fanget per garn, uavhengig av garnareal som i denne undersøkelsen varierer noe på grunn av forskjellige garntyper og fordi noen garn ble satt grunnere enn garnhøyden.

2.7.2 Individuell vekst

I vekstanalyser for Langetjødn ble alder for fisk fanget i september 2022 justert opp med 0.5 år for å veie opp for en lengre vekstperiode enn individer fanget i august. I vekstanalysene for

Langetjødn ble det også brukt 21 ørret fisket i september 2021, tilsendt fra fiskerettshavere i Langetjødn. Disse ble også aldersjustert opp med 0.5 år. Ved sammenligning av lengdevekst i Storekrækkja med tidligere prøvofiske i 1992 (Tysse & Garnås, 1994) og 2007 (Lehmann et al., 2008), er det for 1992 oppgitt tilbakeberegnet lengde ved endt vekstsesong. Veksten i 2007 og i denne undersøkelsen (2021/-22) er empirisk lengdevekst, begge fra august, og alder er derfor satt til vinteralder pluss 0.5 år (en halv vekstsesong) for sammenligning. Ved modellering av lengdevekst ved bruk av multippel regresjonsanalyse, ble det gjort gjentatte tester av modellen: en med hvert av vannene (utenom ett, $n - 1$ trengs) som utgangspunkt/referanse for sammenligning av lengdevekst. Det ble gjort Bonferroni-korreksjon for gjentatte tester av alternative modeller: $\alpha(0.05)/n_{\text{tester}}$.

3 Resultater

3.1 Garnfiske

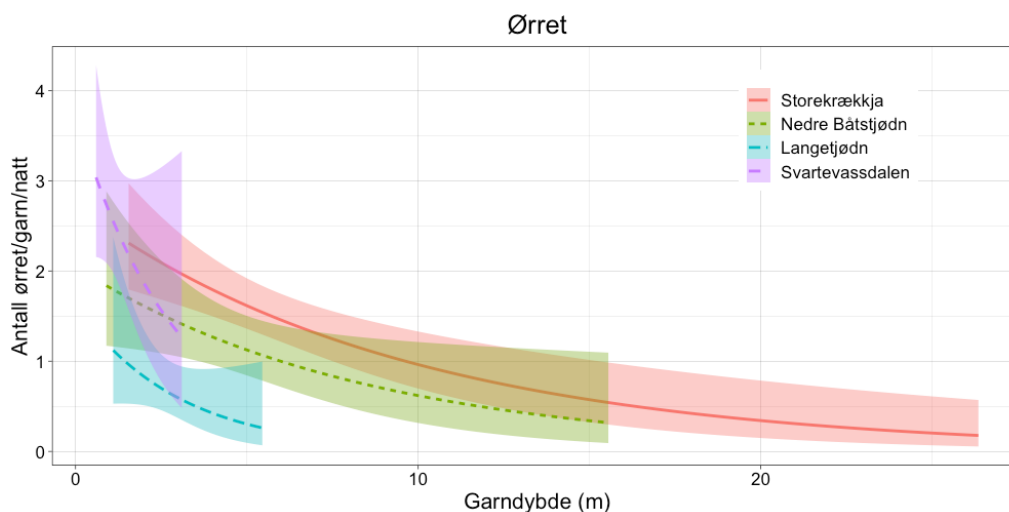
Samlet ble det fanget 261 ørret og 1789 ørekyt i nordiske oversiktsgarn over totalt 185 garnnetter i august 2021 og august og september 2022. Fangsten var fordelt som 130 ørret og 673 ørekyt i Storekrækkja, 50 ørret og 836 ørekyt i Nedre Båstjødn, 21 ørret og 277 ørekyt i Langetjødn og 60 ørret og 3 ørekyt i Svartevassdalen.

3.1.1 Tetthet av ørret i oversiktsgarn og sammenheng med dyp

Fangstene fra hvert dybdestratum (Tabell 3) viser at ørreten var knyttet til de grunnere områdene. Det ser ut til å være forskjeller i fisketetthet mellom vannene, med høyest tetthet i Svartevassdalen, lavere i Storekrækkja, deretter Nedre Båstjødn og lavest i Langetjødn (Tabell 3). Ved bruk av en Poisson-regresjon ble det funnet en signifikant negativ sammenheng mellom garndybde og fangst av ørret, samt signifikant lavere fangst i Langetjødn enn i de andre vannene (Poisson GLM: $\log_e y = 1.03 - 0.08x - 0.34z_1 - 1.13z_2 + 0.02z_3$, hvor y = antall ørret fanget per garn, x = garndybde, $z_{1,2,3}$ |Storekrækkja = 0, z_1 |Nedre Båstjødn = 1, z_2 |Langetjødn = 1, z_3 |Svartevassdalen = 1; $df = 4$ og 180 , $p < 0.001$; fangst i Langetjødn < Nedre Båstjødn: $p = 0.003$, fangst i Langetjødn < Storekrækkja og Svartevassdalen: $p < 0.001$; Bonferroni-korreksjon for tre gjentatte tester av alternative modeller, $\alpha = 0.017$ (se Metode)) (Figur 7).

Tabell 3: Garnfangst av ørret ved prøvefiske ii 2021 og 2022. *NPUE (Number Per Unit Effort) er antall fisk fanget per 100 m² garnareal per garnnatt, og **WPUE (Weight Per Unit Effort) er vekt (g) av fisk fanget per 100 m² garnareal per garnnatt. NPUE og WPUE oppgis med gjennomsnitt, standardavvik og 95% konfidensintervall.

ØRRET									
Storekrækkja									
Dybde-intervall (m)	Antall garn	Garn-areal (m ²)	Antall ørret	NPUE*			WPUE**		
				Snitt	SA	KI95	Snitt	SA	KI95
0-2.9	9	379	22	5.9	2.8	2.2	781	800	615
3-5.9	18	786	22	2.8	3.5	1.8	170	199	99
6-11.9	13	573	16	2.8	2.4	1.5	267	236	142
12-19.9	8	348	8	2.3	2.1	1.8	346	336	281
20-34.9	3	135	0	0.0	0.0	0.0	0	0	0
overlapp	35	1528	62	4.1	3.3	1.1	358	344	118
total	86	3749	130	3.5	3.2	0.7	336	405	87
Nedre Båtstjødn									
0-2.9	7	293	11	4.2	3.7	3.4	835	1441	1333
3-5.9	11	474	5	1.1	1.6	1.1	454	814	547
6-11.9	5	222	3	1.4	3.2	4.0	532	1189	1477
12-19.9	1	45	1	2.2	NA	NA	429	NA	NA
overlapp	19	819	30	3.7	3.6	1.7	580	803	387
total	43	1853	50	2.8	3.3	1.0	580	939	289
Langetjødn									
0-2.9	16	682	13	2.0	2.5	1.4	331	422	225
3-5.9	14	621	8	1.3	1.2	0.7	403	472	272
overlapp	2	87	0	0.0	0.0	0.0	0	0	0
total	32	1390	21	1.6	2.0	0.7	342	435	157
Svartevassdalen									
0-2.9	21	615	59	10.0	6.1	2.8	857	533	243
3-5.9	1	45	0	0.0	NA	NA	0	NA	NA
overlapp	2	90	1	1.1	1.6	14.1	93	132	1186
total	24	750	60	8.9	6.5	2.8	758	566	239



Figur 7: Garnfangst av ørret og garndybde i Storekrækkja, Nedre Båtstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen ved prøvefiske i 2021 og 2022. Poisson-regresjon med 95%-konfidensbånd.

Utsettingsmerket ørret

Av garnfanget ørret i 2022 og tilsendt ekstramateriale (Langetjødn 2021), var det i Storekrækkja ingen utsettingsmerket fisk, i Nedre Båstjødn var én av 14 fisk merket, i Langetjødn var 21 av 39 fisk merket og i Svartevassdalen var én av 20 fisk merket.

Sammenligning av fangst av ørret i Storekrækkja med tidligere prøvefiske

Estimert relativ fisketetthet i Storekrækkja i 2021/-22 ligger nær den som er rapportert for 1992, og høyere enn den for 2007 (Tabell 4). Vektfangst i 2021/-22 var noe lavere enn den i 1992 (Tabell 4). På grunn av manglende variasjonsmål for 1992 og 2007 er det er imidlertid usikkerhet i sammenligning av både fisketetthet og vekt, og det kan heller ikke gjøres statistiske tester. Vektdata er dessverre ikke oppgitt for 2007.

*Tabell 4: Fangst av ørret relativt til garninnsats i Storekrækkja i 2021/-22 sammenlignet med 1992 og 2007, da det ble fisket med Jensen-serien. *Data fra Tysse og Garnås (1994). ** Data fra Lehmann et al. (2008). ***Fangsten i 2021/-22 er omregnet for å kunne sammenlignes med fangst i Jensen-serien (jfr. Metode).*

Storekrækkja, ørret								
Sammenligning med tidligere prøvefiske med Jensen-serien								
Innsjø	Antall ørret	Relevant garnareal (m ²)	NPUE			WPUE		
			Snitt	SA	KI95	Snitt	SA	KI95
1992*	99	1800	5.5	NA	NA	759	NA	NA
2007**	66	1500	3.7	NA	NA	NA	NA	NA
2021/-22***	91	1672	5.4	4.3	1.1	563	694	171

3.1.2 Fangst av ørekyt i oversiktsgarn og sammenheng med dyp

Fangstene fra hvert dybdestratum (Tabell 5) viser at ørekyta var sterkt knyttet til de grunnere områdene. Det så ut til å være høyere tetthet i Nedre Båstjødn enn i Storekrækkja og Langetjødn (Tabell 5). Klart lavest tetthet var det i Svartevassdalen med kun tre ørekyt. Ved bruk av en negativ binomial regresjon ble det funnet en signifikant negativ sammenheng mellom garndybde og fangst av ørekyt, samt en signifikant større fangst av ørekyt i Nedre Båstjødn enn i Storekrækkja og Langetjødn (Negativ binomial GLM: $\log_e y = 3.33 - 0.19x + 0.83z_1 - 0.44 z_2$, hvor y = antall ørekyt per garn per natt, x = garndyp, $z_{1,2}$ |Storekrækkja = 0, z_1 |Nedre Båstjødn = 1, z_2 |Langetjødn = 1; $df = 3$ og 157 , $p < 0.001$; størst fangst i Nedre Båstjødn: $p < 0.001$; Bonferroni-korreksjon for to gjentatte tester av alternative modeller, $\alpha = 0.025$ (se Metode)) (Figur 8). Svartevassdalen ble utelatt fra modellen, da det kun var fanget tre ørekyt samlet i 2021 og 2022, og dermed ikke tilfredsstilte modellens krav til fordeling av

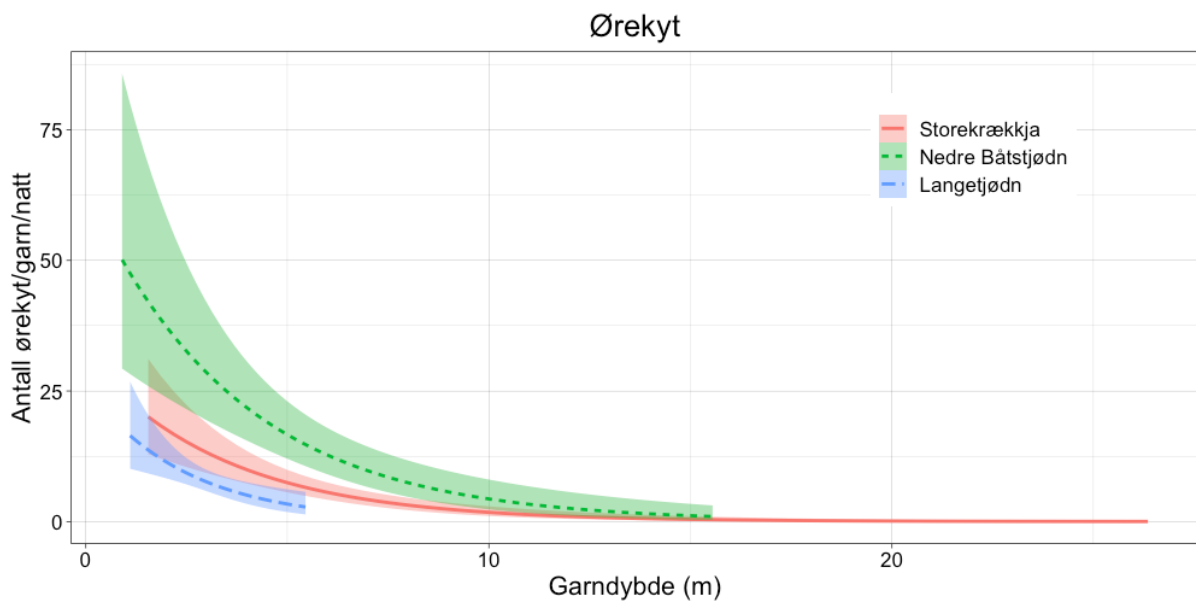
observasjoner. Ørekyt ble i all hovedsak fanget i maskestørrelser 6.25, 8 og 10 mm. Gjennomsnittsvekten i 2021 var $3.8 \text{ g} \pm 1.8 \text{ SD}$ og gjennomsnittslengden var $63 \text{ mm} \pm 1.7 \text{ SD}$.

Jeg har ikke funnet historiske data som kan indikere noe om ørekytbestandene over tid i Nedre Båstjødn, Langetjødn eller Svartevassdalen. Etter elektrisk fiske i Storekrækkja i 1992 ble det konkludert med at det på det tidspunktet sannsynligvis ikke var ørekyt i vannet (Tysse & Garnås, 1994). Ved prøvofiske i 2007 ble det funnet ørekyt ved elektrisk fiske i innløpselven til Storekrækkja fra Drageidfjorden og i utløpselven fra Storekrækkja til Veslekrækkja (Lehmann et al., 2008). Det er ikke tidligere registrert garnfangst av ørekyt i Storekrækkja. Under prøvofiske i 1992 ble det kun fisket med standard Jensen-garnserier, og i 2007 ble det fisket med Jensen-serier utvidet med 12.5 og 16 mm garn. Dette gjorde sannsynligheten for garnfangst av ørekyt tilnærmet umulig i 1992, og lav i 2007.

Tabell 5: Garnfangst av ørekyt under prøvofiske i Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022. *NPUE (Number Per Unit Effort) er antall fisk fanget per 100 m^2 garnareal per garnnatt. NPUE oppgis med gjennomsnitt, standardavvik og 95% konfidensintervall.

ØREKYT						
Storekrækkja						
Dybdeintervall (m)	Antall garn	Garnareal (m^2)	Antall ørekyt	NPUE*		
				Snitt	SA	KI95
0-2.9	9	379	132	35.3	26.5	20.4
3-5.9	18	786	87	11.2	9.9	4.9
6-11.9	13	573	18	3.2	4.8	2.9
12-19.9	8	348	4	1.2	1.8	1.5
20-34.9	3	135	0	0.0	0.0	0.0
overlapp	35	1528	432	28.5	30.1	10.4
total	86	3749	673	18.2	24.7	5.3
Nedre Båstjødn						
0-2.9	7	293	261	86.2	85.4	32.3
3-5.9	11	474	193	40.9	38.6	11.6
6-11.9	5	222	23	10.3	9.0	4.0
12-19.9	1	45	0	0.0	NA	NA
overlapp	19	819	359	44.6	52.0	11.9
total	43	1853	836	45.4	55.1	17.0
Langetjødn						
0-2.9	16	682	168	25.2	14.3	7.6
3-5.9	14	621	83	13.6	13.0	7.5
overlapp	2	87	26	30.8	37.3	334.8
total	32	1390	277	20.5	15.9	5.7

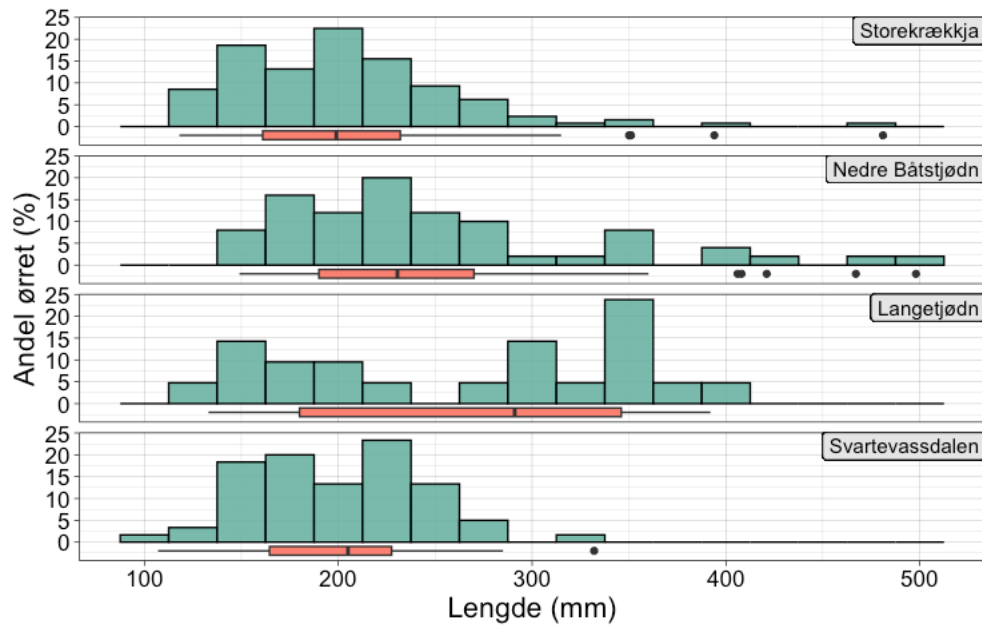
Svartevassdalen: Det ble kun fanget én ørekyt i 2021 og to ørekyt i 2022 i oversiktsgarn.



Figur 8: Garnfangst av ørekyt og garndybde i Storekrækkja, Nedre Båstjødn og Langetjødn ved prøvefiske i 2021 og 2022. Negativ binomial regresjon med 95%-konfidensbånd.

3.1.3 Lengdefordeling ørret

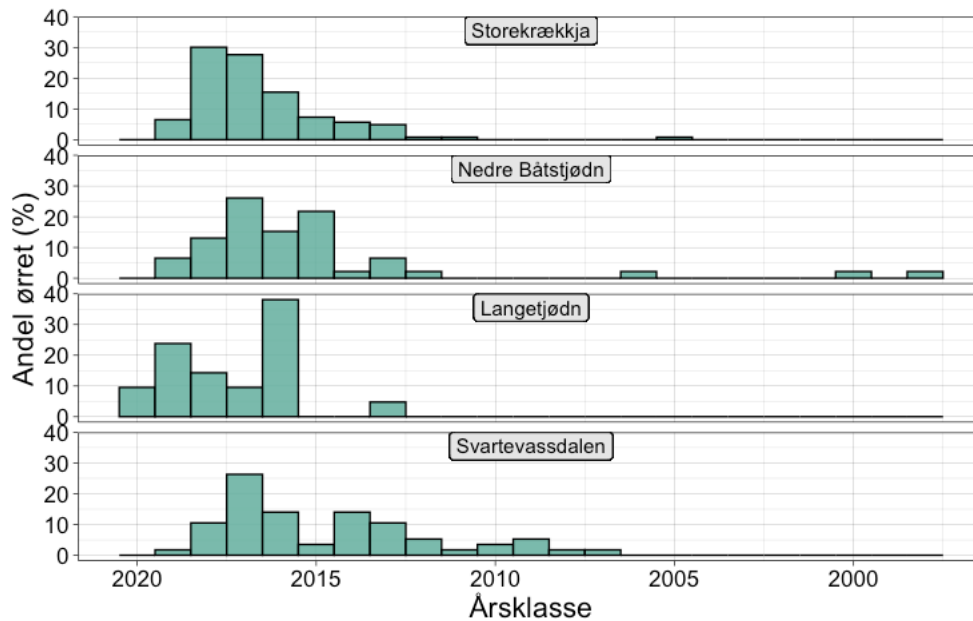
Lengdefordelingen i Storekrækkja og Nedre Båstjødn hadde likehetstrekk, men det var en større andel relativt store individer og færre av de minste individene i Nedre Båstjødn (Figur 9). I Langetjødn var lengdefordelingen bimodal, med mange relativt store, få små og svært få individer i mellomsjiktet (Figur 9). Noe av dette kan skyldes lav stikkprøvestørrelse i Langetjødn ($n = 21$). I Svartevassdalen ble det kun fanget liten ørret (Figur 9). Det var signifikant forskjell i lengde hos ørret mellom vannene (Langetjødn: $n = 21$, median = 291 mm, min = 133 mm, maks = 392 mm; Nedre Båstjødn: $n = 50$, median = 230 mm, min = 149 mm, maks = 498 mm; Svartevassdalen: $n = 60$, median = 205 mm, min = 107 mm, maks = 332 mm; Storekrækkja: $n = 129$, median = 199 mm, min = 118 mm, maks = 481 mm; Kruskal-Wallis test: $\chi^2 = 20.6$, $df = 3$, $p < 0.001$) (Figur 9).



Figur 9: Lengdefordeling av ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022.

3.1.4 Aldersstruktur ørret

Årsklassefordelingen i Storekrækkja (Figur 10) viser at populasjonen hadde jevn rekruttering og få eldre individer. I Nedre Båttjødn ser det ut til å være noe mer ujevnhet i årsklassefordelingen, og noe hyppigere innslag av eldre individer enn i Storekrækkja (Figur 10). I Langetjødn virker rekrutteringen svært ujevn, der noen årsklasser var ikke representert, og det ble ikke fanget gammel fisk (Figur 10). Noe av dette kan skyldes lav stikkprøvestørrelse i Langetjødn ($n = 21$). I Svartevassdalen var mange årsklasser representert, men i noe varierende styrke, og populasjonen som helhet var eldre enn i de andre vannene (Figur 10). Det var signifikant forskjell i alder hos ørret mellom vannene (alder i antall vintre: Svartevassdalen: $n = 57$, median = 6, min = 3, maks = 14; Nedre Båttjødn: $n = 46$, median = 5, min = 3, maks = 23; Langetjødn: $n = 21$, median = 5, min = 2, maks = 9; Storekrækkja: $n = 123$, median = 4, min = min = 2, maks = 17; Kruskal-Wallis test: $\chi^2 = 17.5$, $df = 3$, $p < 0.001$) (Figur 10).

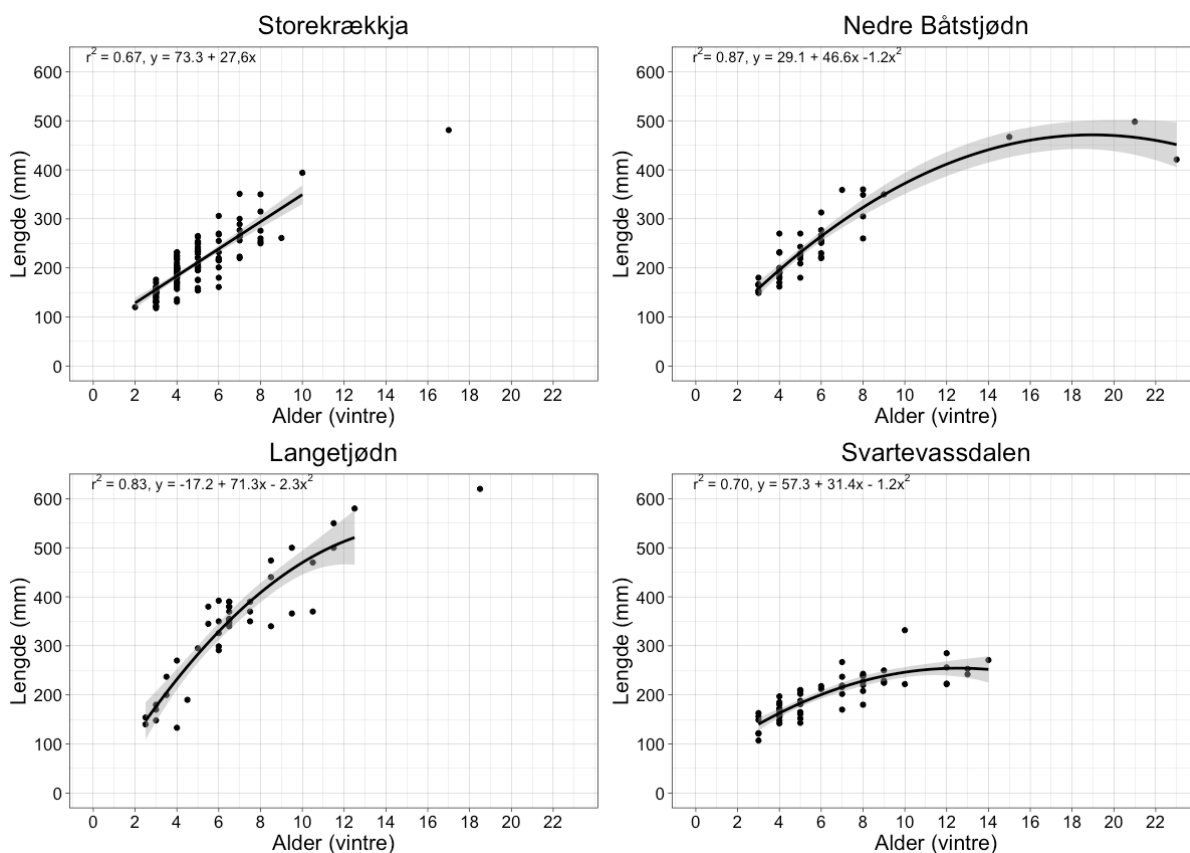


Figur 10: Årsklassefordeling av ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022.

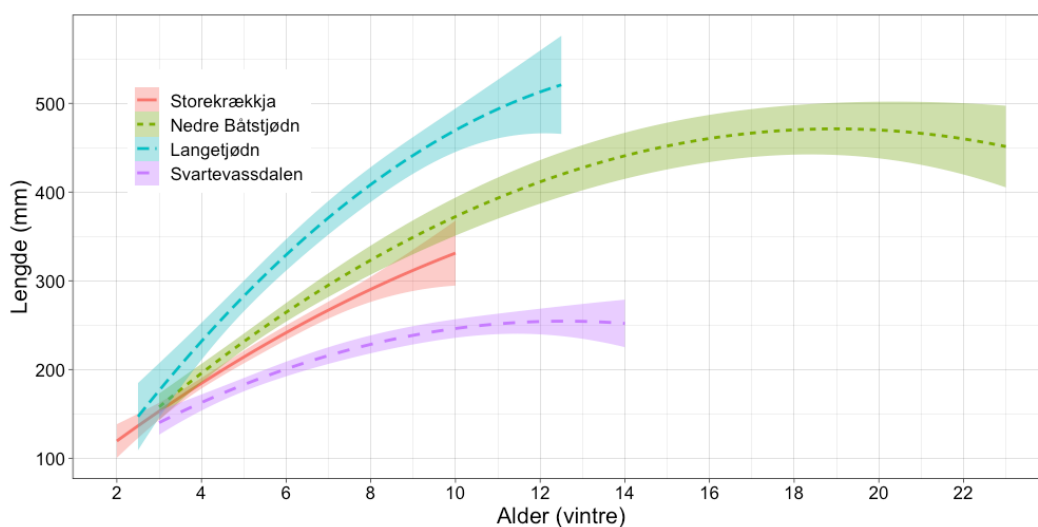
3.1.5 Empirisk lengdevekst ørret

En enkel lineær regresjonsmodell viste at lengde for ørret med alder mellom 2 og 10 vintre i Storekrækkja kan beskrives som $lengde = 73.3 + 27.6alder_{vintre}$ ($r^2 = 0.67$, $F = 246.3$, $df = 1$ og 120 , $p < 0.001$) (Figur 11). Lengde for ørret med alder mellom 3 og 23 vintre i Nedre Båttjødn kan beskrives som $lengde = 29.1 + 46.6alder_{vintre} - 1.2 alder_{vintre}^2$ ($r^2 = 0.87$, $F = 152.4$, $df = 2$ og 43 , $p < 0.001$) (Figur 11). Lengde for ørret med alder mellom 2.5 og 12.5 vintre i Langetjødn kan beskrives som $lengde = -17.2 + 71.3alder_{vintre} - 2.3 alder_{vintre}^2$ ($r^2 = 0.83$, $F = 101.3$, $df = 2$ og 38 , $p < 0.001$) (Figur 11). Lengde for ørret med alder mellom 3 og 14 vintre i Svartevassdalen kan beskrives som $lengde = 57.3 + 31.4alder_{vintre} - 1.2 alder_{vintre}^2$ ($r^2 = 0.70$, $F = 67.0$, $df = 2$ og 54 , $p < 0.001$) (Figur 11). I vekstregresjonen for Storekrækkja er et individ med alder 17 vintre utelatt fordi dette er det eneste individet med alder >10 år, og jeg mener datagrunnlaget for regresjonsanalysen derfor er for mangelfullt mellom 11 og 17 år. Et individ med alder 18.5 vintre ble utelatt fra vekstregresjonen for Langetjødn av samme grunn, og fordi det hadde relativt stor innvirkning på regresjonen. Det var signifikant forskjell i lengdevekst (interaksjon mellom lengde og alder) mellom de fire vannene Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen (Multippel regresjonsanalyse: $y = 42.1 + 40.3x - 1.2x^2 + 14.0xz_1 + 4.0xz_2 - 7.7xz_3$, hvor $y = lengde$, $x = alder$, $z_{1,2,3}|Storekrækkja = 0$, $z_1|Langetjødn = 1$, $z_2|Nedre Båttjødn = 1$, $z_3|Svartevassdalen = 1$; $r^2 = 0.86$, $F = 320.2$, $df = 5$ og 260 , $p < 0.001$; forskjeller i interaksjoner mellom lengde og alder mellom alle vann: $p < 0.001$; Bonferroni-

korreksjon for tre gjentatte tester av interaksjoner/vekst, $\alpha = 0.017$ (se Metode)) (Figur 12).
 Lengdevekst: Langetjødn > Nedre Båttjødn > Storekrækkja > Svartevassdalen (Figur 12).



Figur 11: Lengdevekst hos garnfisket ørret i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i august 2021 og august og september 2022. Inkluderer 95%-konfidensbånd.



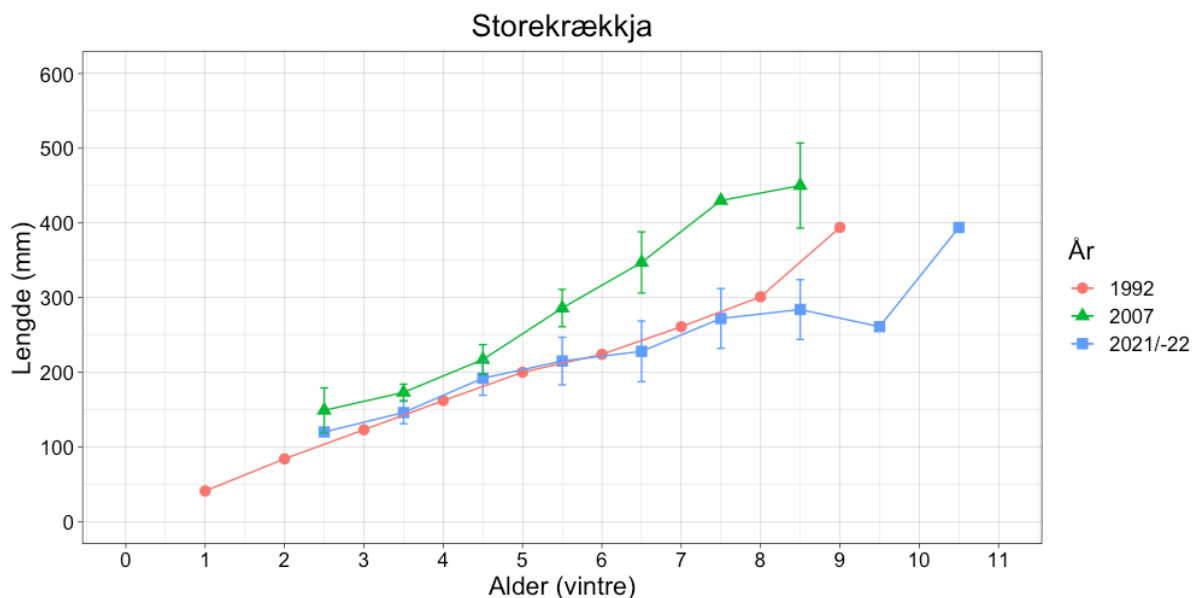
Figur 12: Sammenligning av regresjonslinjer for sammenheng mellom alder og lengde hos ørret fanget under prøvefiske med oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022. Inkluderer 95%-konfidensbånd.

Gjennomsnittlig årlig lengdevekst hos ørret med alder mellom 3 og 10 vintre var signifikant forskjellig mellom vannene (Storekrækkja: median = 44.2 mm/år, min = 26.8, maks = 58.0, n = 95; Nedre Båttjødn: median = 44.9 mm/år, min = 32.5, maks = 67.5, n = 36; Langetjødn: median = 54.5 mm/år, min = 33.2, maks = 69.1, n = 31; Svartevassdalen: median = 34.1 mm/år, min = 22.2, maks = 49.2, n = 44; Kruskal-Wallis rank sum test: $\chi^2 = 79.7$, df = 3, p < 0.001).

Utsettingsmerket ørret hadde signifikant større vekst enn umerket ørret i Langetjødn (merket: gjennomsnitt = 56.1 mm/år, standardavvik = 5.0, n = 19; umerket: gjennomsnitt = 49.1 mm/år, standardavvik = 10.7, n = 17; Welch t-test: t = 2.45, df = 22.19, p = 0.02). For Storekrækkja, Nedre Båttjødn og Svartevassdalen var det for få merkede individer i datamaterialet for å kunne gjøre vekstsammenligninger av utsatt og ikke-utsatt fisk. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i vekst mellom kjønn.

Sammenligning av vekst hos ørret i Storekrækkja over tid

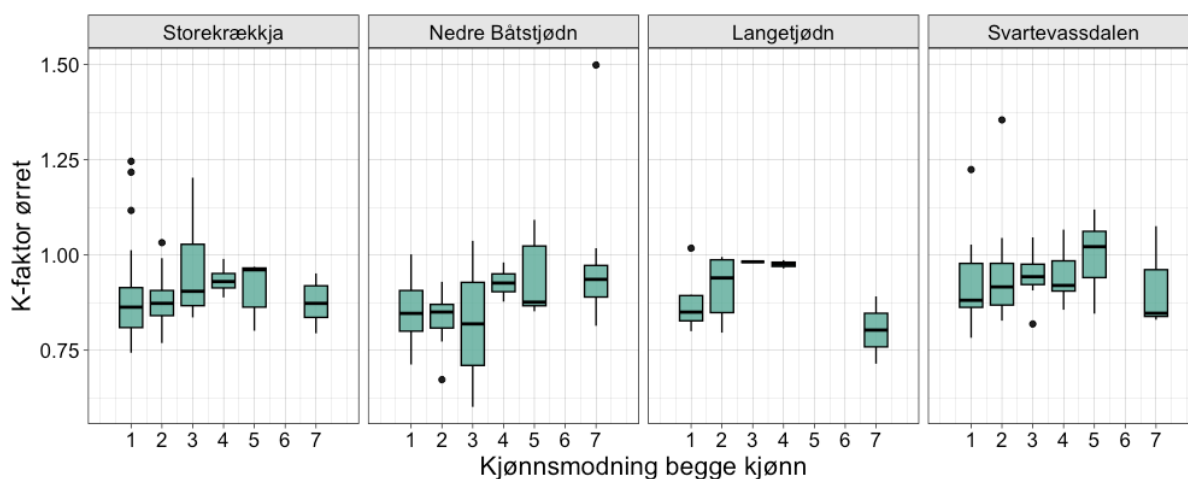
Veksten i 2021/-22 var nesten lik veksten i 1992, mens veksten i 2007 synes å ha vært raskere, særlig for ørret over 5 år (Figur 13). Jeg har ikke funnet historisk vekstdata fra Nedre Båttjødn, Langetjødn eller Svartevassdalen. Ved alder over syv-åtte år er stikkprøvestørrelsen relativt lav, og usikkerheten er dermed større.



Figur 13: Sammenligning av gjennomsnittslengder og alder fra prøvafiske i 1992 (Tysse & Garnås, 1994), 2007 (Lehmann et al., 2008) og 2021/-22. Data fra 1992 viser tilbakeberegnet lengde, mens det i 2007 og 2021/-22 er vist empirisk lengde med standardavvik.

3.1.6 K-faktor ørret

Gjennomsnittlig k-faktor var i Storekrækkja: 0.89 ± 0.09 SD; Nedre Båttjødn: 0.90 ± 0.13 SD; Langetjødn: 0.90 ± 0.08 SD; Svartevassdalen: 0.95 ± 0.10 SD. Det var signifikant høyere k-faktor hos ørret i kjønnsmodningsstadium 5 enn i stadiene 1 (Tukey test, $p = 0.002$) og 2 (Tukey test, $p = 0.032$), og det var signifikant høyere k-faktor hos ørret i Svartevassdalen enn i Storekrækkja (Tukey test, $p = 0.043$) (To-faktor ANOVA: innsjø: $df = 3$, $F = 3.14$, $p = 0.026$; kjønnsmodning: $df = 5$, $F = 2.68$, $p = 0.022$) (Figur 14). Det ser ut til å være en tendens til økende k-faktor med økende kjønnsmodningsstadium frem til gyting, og deretter lavere k-faktor etter gyting i stadium 7 (Figur 14).



Figur 14: Kondisjonsfaktor for hvert kjønnsmodningsstadium hos ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022.

3.1.7 Kjønnsmodning hunnfisk ørret

Tabell 6 viser lengder for ikke-kjønnsmoden hunnfisk (stadier 1 og 2), kjønnsmoden hunnfisk som skal gyte førstkommende høst (stadier 3,4 og 5) og utgytt hunnfisk (stadium 7). Det er lite data for kjønnsmoden hunnfisk. I Storekrækkja ble det kun fanget 4 kjønnsmodne hunnfisk, med lengde mellom 232 og 350 mm. I Nedre Båttjødn ble det ikke fanget kjønnsmoden hunnfisk. I Langetjødn ble det kun fanget én kjønnsmoden hunnfisk med lengde på 392 mm. I Svartevassdalen fem kjønnsmodne hunnfisk med lengde mellom 223 og 285 mm.

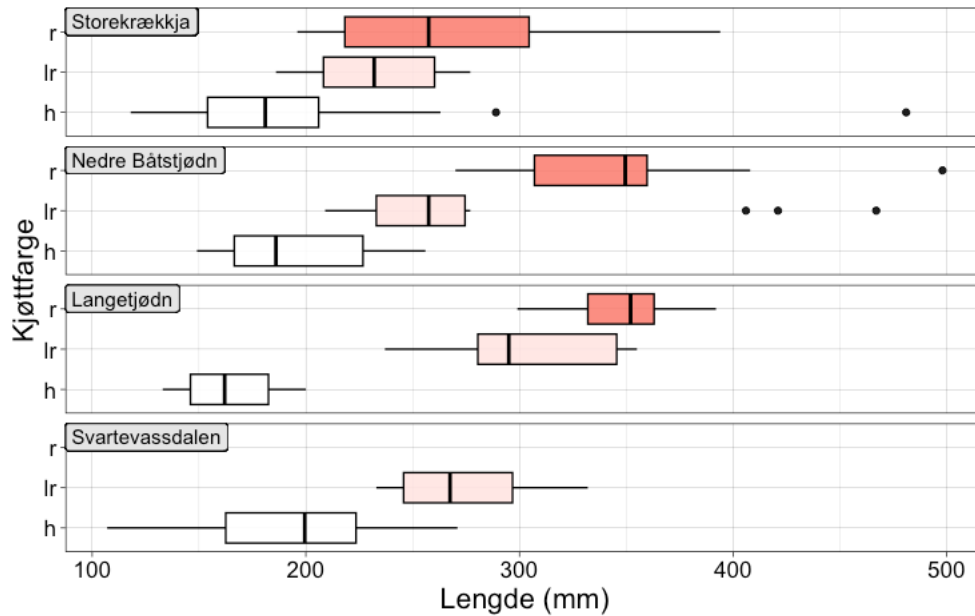
Tabell 6: Kjønnsmodning hos hunnfisk av ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022. Minimum-, maksimum- og gjennomsnittslengde med standardavvik og 95% konfidensintervall.

Storekrækkja						
Kjønnsmodning (1-7)	n	Min (mm)	Maks (mm)	Snitt (mm)	SA (mm)	KI95 (mm)
1	26	122	277	194	33	14
2	9	176	315	248	42	32
3	3	232	300	260	35	87
4	1	350	350	350	NA	NA
Nedre Båttjødn						
1	6	152	277	183	47	49
2	8	198	349	256	44	37
Langetjødn						
1	3	170	200	186	15	37
2	8	237	366	311	45	37
4	1	392	392	392	NA	NA
Svartevassdalen						
1	7	122	233	168	36	33
2	11	148	256	205.7	34.7	23.3
3	3	223	285	259.7	32.5	80.8
5	2	218	250	234.0	22.6	203.3

I Storekrækkja ble ingen hunnfisk av ørret i kjønnsmodningsstadier 5, 6 eller 7 fanget. I Nedre Båttjødn ble ingen hunnfisk av ørret i kjønnsmodningsstadier 3, 4, 5, 6 eller 7 fanget. I Langetjødn ble ingen hunnfisk av ørret i kjønnsmodningsstadier 3, 5, 6 eller 7 fanget. I Svartevassdalen ble ingen hunnfisk av ørret i kjønnsmodningsstadier 4, 6 eller 7 fanget.

3.1.8 Kjøttfarge ørret

Ørreten fikk rødfarge ved minst lengde i Storekrækkja, deretter Nedre Båttjødn og Langetjødn ved størst lengde (Figur 15). Ingen fisk med rød kjøttfarge ble fanget i Svartevassdalen (Figur 15).



Figur 15: Kjøttfarge hos ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2021 og 2022. h = hvit, lr = lys rød, r = rød kjøttfarge.

3.1.9 Mageinnhold ørret

I Storekrækkja var dietten dominert av fisk og skjoldkreps i tørrvekt, men av vannlopper i antall (Tabell 7). I Nedre Båttjødn var dietten dominert av diverse landinsekter og fisk i tørrvekt, men av fjærmygg og diverse landinsekter i antall (Tabell 7). I Langetjødn var dietten dominert av vårfluer og fisk i tørrvekt, men av hoppekreps i antall (Tabell 7). I Svartevassdalen var dietten dominert av biller i tørrvekt, men av vannlopper i antall (Tabell 7). De påvirkningsfølsomme (særlig forsurningsfølsomme) indikatorartene skjoldkreps (*Lepidurus arcticus*) og marflo (*Gammarus lacustris*) ble funnet i ørretmager i Storekrækkja, skjoldkreps ble funnet i Nedre Båttjødn, marflo ble funnet i Langetjødn, men ingen av artene ble funnet i Svartevassdalen (Tabell 7). Der en eller begge arter er til stede, indikeres god eller bedre økologisk status (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). Kun én av fire fisk som ble funnet i mageinnholdet kunne artsbestemmes, en liten ørret i Storekrækkja. De resterende fiskene var kommet for langt i fordøyelsesprosessen til å kunne artsbestemmes.

Tabell 7: Mageinnhold hos ørret fanget i oversiktsgarn i Storekrækkja, Nedre Båstjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i 2022. $n = 10$ per vann, totalt 40 mager.

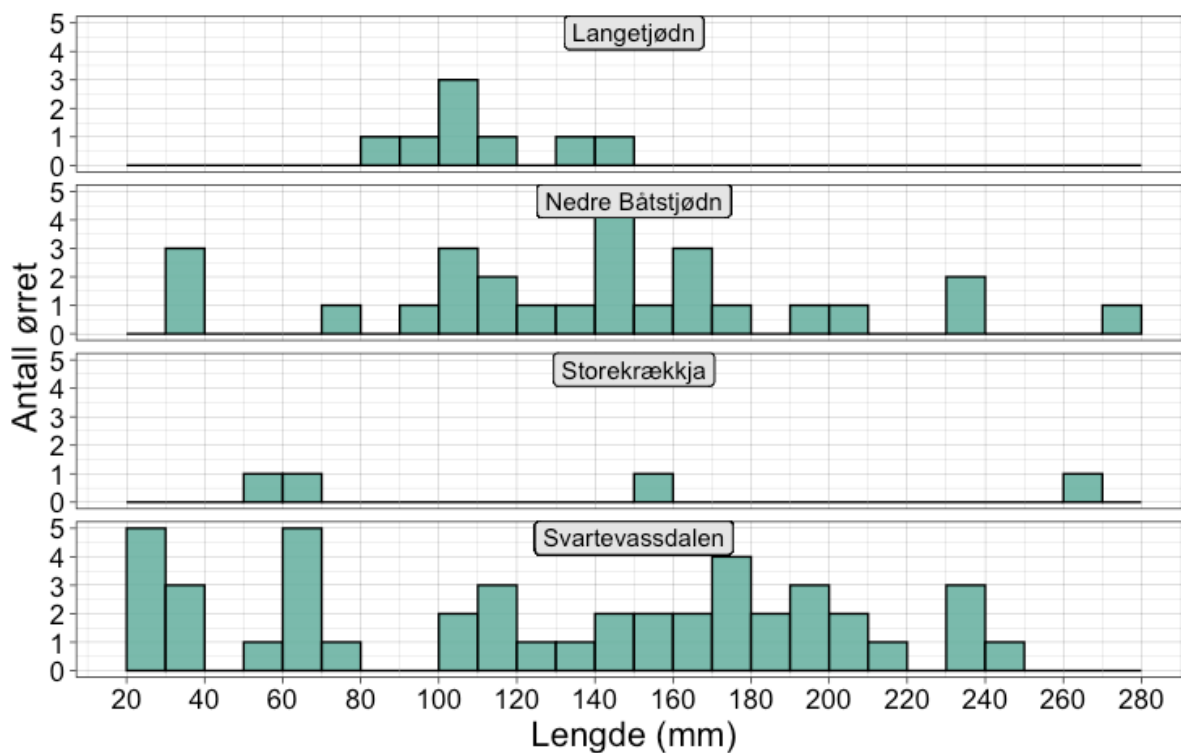
Art/gruppe	Innhold av næringsdyr i ørretmager			
	Tørrvektprosent og (antall)			
	Storekrækkja	Nedre Båstjødn	Langetjødn	Svartevassdalen
Døgnfluer	0 (0)	0.3 (2)	0 (0)	5 (4)
Vårfluer	1.5 (2)	0 (0)	58.8 (111)	0 (0)
Fjærmygg	0.2 (3)	4.3 (126)	0 (0)	2.4 (8)
Biller	0 (0)	0.5 (1)	2.2 (3)	91.5 (22)
Snegler	0 (0)	1.3 (5)	0 (0)	0 (0)
Vannlopper	11.8 (2670)	0 (20)	0 (0)	1.1 (63)
Hoppekreps	0 (0)	0 (0)	3 (1150)	0 (0)
Marflo	1.2 (3)	0 (0)	3.4 (12)	0 (0)
Skjoldkreps	41.2 (28)	7.5 (11)	0 (0)	0 (0)
Fisk	44.1 (1)	41.1 (2)	31.8 (1)	0 (0)
div landinsekt	0 (0)	44.9 (91)	0.8 (1)	0 (0)

3.2 Elektrisk fiske

Resultater for fangst ved elektrisk fiske i elve- og bekkestasjoner (Tabell 8) viser at det var generelt lav fangst av ørret, med noen få unntak. For ørekyt var det i noen elver/bekker svært stor tetthet, mens det i andre elver/bekker tilknyttet samme vann var lav forekomst av ørekyt (Tabell 8). Det ser ut til at det ikke er særlige mengder ørret der det er ørekyt, og vice versa (ørretdominert bekk kun representert av én bekk, svært lav stikkrovestørrelse). Det ble ikke fanget ørekyt ved elektrisk fiske i Svartevassdalen. Der datagrunnlaget tillot det, ble det beregnet absolutt tetthet av ørret og ørekyt. Lengdefordeling av elektrisk fisket ørret (Figur 16) viser at det sannsynligvis bare er i Svartevassdalen alle lengdegrupper (aldersgrupper) er representert i særlig antall. Det var stor tetthet av ørekyt i innløpet til Nedre Båstjødn fra Øvre Båstjødn (Tabell 8, Figur 17).

Tabell 8: Fangst ved elektrisk fiske i 13 elve-/bekkestasjoner i innløp og utløp fra Storekrækkja, Nedre Båtsjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i august 2022.

Navn innsjø	Navn elv/bekk	Antall runder fisket	Fisket areal (m ²)	Antall ørret	Ørret n/100 m ²	Antall ørekyt	Ørekyt n/100 m ²
Storekrækkja	Innløp Drageid st. 1	1	210	0	NA	1	NA
	Innløp Drageid st. 2	1	120	1	NA	5	NA
	Innløp Krækkjatj.	3	100	2	NA	34	35.2
	Utløp	1	225	1	NA	1	NA
Nedre Båtsjødn	Innløp Øvre Båtsjødn	3	150	3	NA	788	652.4
	Utløp	3	100	24	27.4	7	NA
Langetjødn	Innløp	3	200	3	NA	30	27.8
	Utløp	3	150	5	5.8	199	137.7
Svartevassdalen	Innløp øvre 1	3	240	6	NA	0	0
	Innløp øvre 2	3	50	9	20.6	0	0
	Bekk mellom vann	3	120	6	NA	0	0
	Innløp hytte	3	100	12	12.6	0	0
	Utløp nedre	3	150	11	NA	0	0



Figur 16: Lengdefordeling i ørretfangst ved elektrisk fiske i 13 elve-/bekkestasjoner i innløp og utløp fra Storekrækkja, Nedre Båtsjødn, Langetjødn og Svartevassdalen i august 2022.



Figur 17: Elektrisk fiske i dam i innløpsbekk til Nedre Båstjødn på Hardangervidda i august 2022. Fisken på bildene er ørekyt. Begge foto: Ola Flæte Kristensen

3.3 Vannkjemi

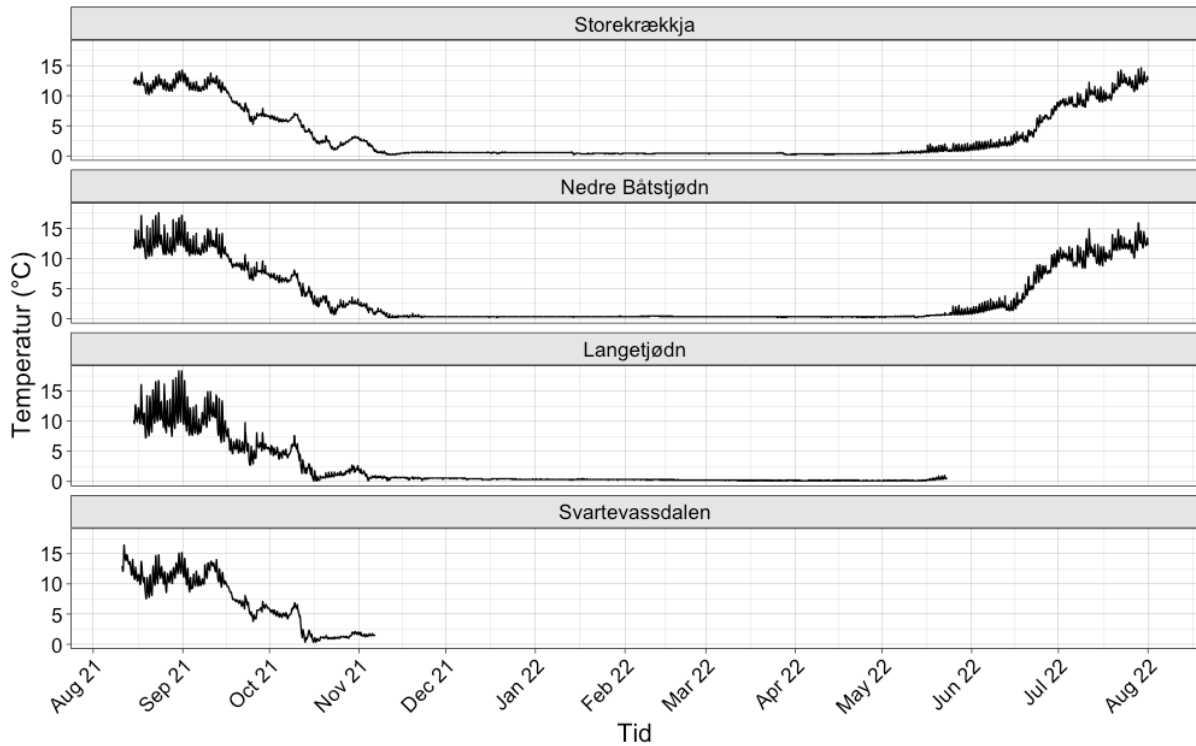
Storekrækkja karakteriseres som svært kalkfattig og svært klar (vanntype L301d) i henhold til vannforskriftens karakteriseringsveileder (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018a). pH klassifiseres som god, ANC som god til svært god, totalnitrogen og totalfosfor som svært gode (Tabell 9) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). **Nedre Båstjødn** karakteriseres som kalkfattig og svært klar (vanntype L304) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018a). pH klassifiseres som god til svært god, ANC som god til svært god, totalnitrogen og totalfosfor som svært gode (Tabell 9) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). **Langetjødn** karakteriseres som moderat kalkrik og svært klar (vanntype L307) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018a). pH klassifiseres som god til svært god, ANC som svært god, totalnitrogen og totalfosfor som svært gode (Tabell 9) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). **Svartevassdalen** karakteriseres som svært kalkfattig til kalkfattig og svært klar (vanntype L301D/L304) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018a). pH klassifiseres som god, ANC som god til svært god, totalnitrogen og totalfosfor som svært gode (Tabell 9) (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). Det har blitt kalket i Krækkjavassdraget siden 1981 (Tysse et al., 2002), men ellers har jeg ikke funnet informasjon om kalking i området. Resultater av vannkjemiske analyser for alle fiskevann innenfor Halne Sameige er oppgitt i Vedlegg 2.

Tabell 9: Resultater fra vannkjemiske analyser i Storekrækkja, Nedre Båttjødn, Langetjødn og Svartevassdalen for 2021 og 2022. Prøvene er tatt i utløpsbekk. Grønn farge symboliserer *god status og blå farge symboliserer **svært god status i henhold til vannforskriftens klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b).

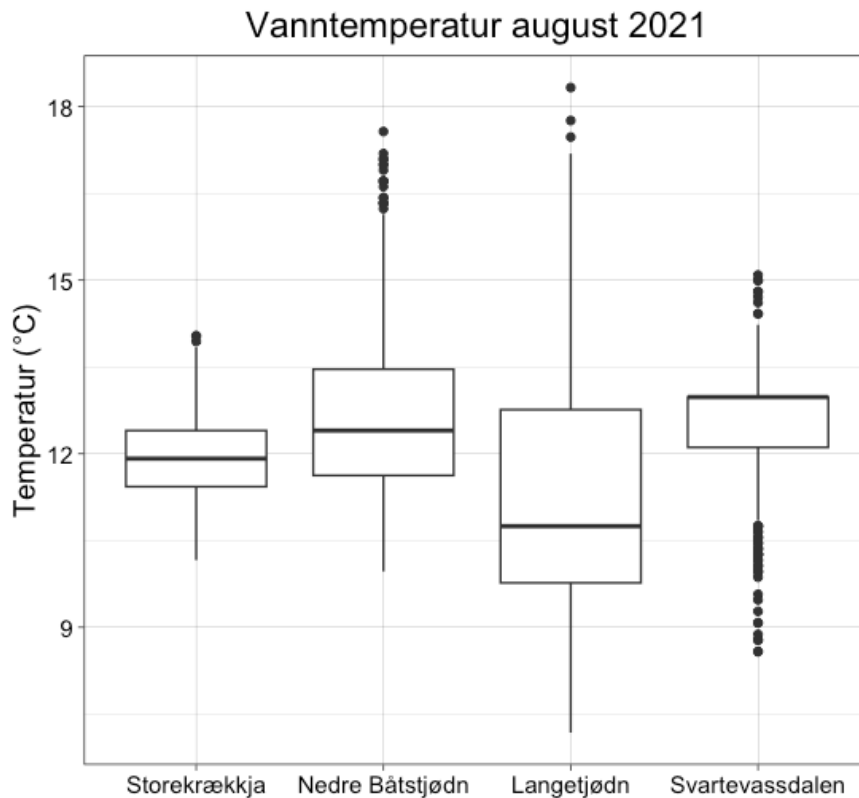
Parameter	Enhet	Storekrækkja		Nedre Båttjødn		Langetjødn		Svartevassdalen	
		14/08	21/07	14/08	21/07	05/08	20/07	10/08	08/08
		2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
pH		6.31*	6.5*	6.24*	6.86**	6.45*	6.81**	6.37*	6.56*
Ledningsevne	µS/cm	6.4	7.0	20.50	20.9	30.9	30.9	7.2	6.6
Turbiditet	FNU	0.57	-	0.65	-	0.55	-	0.46	-
Ca ²⁺	mg/L	1.04	0.75	2.68	2.30	5.08	4.60	1.24	0.69
Mg ²⁺	mg/L	0.08	0.06	0.11	0.10	0.18	0.17	0.10	0.07
Na ⁺	mg/L	0.35	0.36	1.28	1.40	0.41	0.46	0.39	0.39
K ⁺	mg/L	0.09	0.08	0.18	0.14	0.10	0.09	0.12	0.08
SO ₄ ²⁻	mg/L	0.47	0.60	3.07	2.20	7.18	6.40	0.38	0.41
Cl ⁻	mg/L	0.39	0.42	3.49	1.90	0.56	0.38	0.27	0.33
NO ₃ -N	µg/L	-	<5	-	<5	-	<5	-	<5
Alkalinitet	µmol/L	69	-	128	-	149	-	85	-
ANC	µekv/L	55**	36*	41*	88**	123**	122**	75**	41*
ANC _{OOA}	µekv/L	53	33	38	85	118	118	70	37
TOC	mg/L	0.61	0.71	0.74	0.81	1.34	1.13	1.34	1.13
ToT-N	µg/L	-	32**	-	33**	-	60**	-	81**
Tot-P	µg/L	-	<2**	-	<2**	-	<2**	-	<2**

3.4 Vanntemperatur

Vanntemperaturer i utløpsbekk/-elv for perioden 11.08.2021 til 01.08.2022 (Figur 18) og temperaturfordeling i perioden 11.08.2022 til 31.08.2022 (Figur 19) viser at alle vannene har tilnærmet like hovedtrekk i temperaturvariasjon på uke- og månedsskala, men på døgnskala (dag/natt) er variasjonene minst i Storekrækkja, deretter Svartevassdalen, Nedre Båttjødn og størst variasjon i Langetjødn. Dybdetemperaturprofil for Storekrækkja, Nedre Båttjødn og Svartevassdalen målt med vannhenter ved prøvefiske i 2021 (Vedlegg 3) viser stagnasjon der sprangsjiktet ligger mellom 17-19 m i Storekrækkja, 15-17 m i Nedre Båttjødn og svært nær bunnen i Svartevassdalen. I 2022 var det fullsirkulasjon i alle vann (Vedlegg 3).



Figur 18: Vanntemperaturer i utløpsbekker fra Storekrækkja, Nedre Båtsjødn, Langetjødn og Svartevassdalen fra perioden 11. til 31. august 2022



Figur 19: Vanntemperaturer fra 11. til 31. august 2021 malt i utløpsbekk/-elv fra Storekrækkja, Nedre Båtsjødn, Langetjødn og Svartevassdalen.

4 Diskusjon

Fisketetthet, -størrelse og individuell vekst

Langetjødn hadde klart høyest individuell vekst, fulgt av Nedre Båttjødn, Storekrækkja og Svartevassdalen. For tetthet av ørret er rekkefølgen motsatt, med høyest tetthet i Svartevassdalen og Storekrækkja, fulgt av Nedre Båttjødn og lavest tetthet i Langetjødn. Det ser derfor ut til å være en negativ korrelasjon mellom fisketetthet og individuell vekst hos ørret. Denne sammenhengen er logisk og forventet, da lavere tetthet vil gi redusert næringskonkurransen og dermed økt individuell vekst (Amundsen et al., 2015; Borgstrøm et al., 2010; Gerking, 1978, s. 282-287; Langeland & Pedersen, 2000). Samtidig vil redusert næringskonkurransen og økt individuell vekst kunne gi større individer som kan bli effektive fiskeetere (Amundsen et al., 2015; Brabrand & Saltveit, 1988; Jensen et al., 2008; L'Abée-Lund et al., 1992), som igjen kan gi lavere tetthet av fisk direkte gjennom økt predasjon og indirekte ved å begrense habitatbruk, og dermed næringsressurser, hos småfisk som må unngå predasjon (He & Kitchell, 1990; Langeland & L'Abée-Lund, 1998; Museth et al., 2010; Museth et al., 2002; Werner et al., 1983). Stor fisk vil derfor regulere rekrutteringen til vannet. Dette kan vi se tegn til i datamaterialet; i Langetjødn var ørreten gjennomsnittlig størst, og sannsynligvis vil tilstedeværelse av stor, fiskeetende ørret holde tettheten av småfisk lavere enn i Storekrækkja og Svartevassdalen, der ørreten gjennomsnittlig var minst i størrelse. Særlig i Svartevassdalen, der veksten var klart lavest og stagnerer ved ca. 25 cm (som også er kjønnsmodningsstørrelse for hunnfisken), vil det sannsynligvis ikke produseres individer som er store nok til å begrense rekrutteringen. Dødeligheten vil være relativt lav og det vil være stor konkurranse om næring, som igjen gir lav vekst, og sirkelen holdes gående. Det fiskes nesten ikke i Svartevassdalen, og dødeligheten vil derfor være nær naturlig. Dette vises i aldersfordelingen som lavere årlig dødelighet enn i de andre vannene. I Storekrækkja var lengdevækst i 2021/-22 ganske lik den i 1992, og lavere enn i 2007. Fangstdata kan også tyde på at tettheten av ørret var ganske lik i 1 2021/-22 som i 1992, og høyere enn i 2007. Dette gir mening, som beskrevet over med sammenheng mellom tetthet og individuell vekst. Kjøttfarge ser ut til å ha en sammenheng med tetthet og individuell vekst hos ørret, der høy tetthet og lav individuell vekst gir rød kjøttfarge ved mindre fiskelengde. Dette gjelder ikke i Svartevassdalen, der det ikke ble fanget fisk med rød kjøttfarge. Forskjeller skyldes sannsynligvis ulik forekomst av og/eller konkurranse om krepsdyr, der konkurranseaspektet støtter forklaringen om habitatsegresjon og begrenning av næringsressurstilgang for liten fisk ved økt tilstedeværelse av større individer i populasjonen.

Rekruttering

En medvirkende årsak til relativ lav tetthet av ørret i Langetjødn kan være lav naturlig rekruttering. Omtrent halvparten av garnfanget fisk var utsettingsmerket, og det var relativt lav ørretfangst i bekkene ved elfiske. Rekrutteringen ser ut til å være ustabil og relativt lav, og fortsatt (og kanskje økt) utsetting ser ut til å være nødvendig for å opprettholde rekrutteringen i Langetjødn. I Storekrækkja ble det også funnet lave tettheter av ørret i elv og bekk, men det kommer likevel inn mye ungfisk, synlig i garnfiskedata. Det blir ikke satt ut fisk i Storekrækkja lenger, og det ble heller ikke fanget utsettingsmerket fisk der i denne undersøkelsen. Rekrutteringen kan forklares av individer som kommer fra omkringliggende vann (Krækkjåtjødnan, Veslekrækkja, Drageidfjorden), det kan være gode gyteområder i andre bekker eller andre områder i elvene/bekkene enn der vi elfisket, det kan være innsjøgyting i Storekrækkja som i Halnefjorden (Lehmann et al., 2008), eller en kombinasjon av disse. Uansett årsak, er rekrutteringen stabil og god. I Nedre Båttjødn virker utløpsbekken som et viktig gyte- og oppvekstområde for ørret. Kun én av 14 ørret var utsettingsmerket i garnfangsten i Nedre Båttjødn i 2022. Stikkprøvestørrelsen er lav, og representerer nødvendigvis ikke populasjonen som helhet. Likevel tyder det på at den naturlige rekrutteringen til ørretpopulasjonen er relativt stabil og god, sett i lys av aldersfordelingen i vannet. I Nedre Båttjødn bør det registreres andel utsettingsmerket ørret i garnfangsten i tiden fremover for å vurdere om det er fornuftig og nødvendig å fortsette utsettingen av fisk eller ikke. I Svartevassdalen ser det ut til å være god reproduksjon i bekkene, og det blir i tillegg satt ut fisk. Bestanden er tett og småvokst, og utsettingen bør stanses. Variasjoner i kohortstyrke skyldes sannsynligvis ustabilitet i gytesuksess og overlevelse hos yngel grunnet ustabile miljøforhold (Elliott & Elliott, 2010; Forseth et al., 2009; Reiser & Wesche, 1979)

Ørekyt

I Svartevassdalen ble det fanget tre ørekyt totalt, én i 2021 og to i 2022, og dette er sannsynligvis starten på etableringen av en mye tettere ørekytbestand. Den har sannsynligvis kommet seg opp fra Nedre Trestiklan/Ørteren, men det må være svært begrenset mulighet for ørekytvandring opp denne bekken, ellers ville det mest sannsynlig allerede vært en større bestand av ørekyt i Svartevassdalen. Generelt kan det sies at ørekytbestandene i Storekrækkja, Nedre Båttjødn og Langetjødn er av betydelig størrelse, og vil med stor sannsynlighet påvirke produksjonen av ørret og gi redusert rekruttering og vekst (Museth et al., 2010; Museth et al., 2007; Taugbøl et al., 2002). Det er tydelig dominans av ørekyt i flere potensielle gytebekkr for

ørret, som i innløpsbekken til Nedre Båttjødn fra Øvre Båttjødn som hadde svært høy tetthet av ørekyt. Dette må ha en stor effekt på rekrutteringen i disse vannene. Utfisking kan ha en bestandsreduserende effekt i svært små, grunne vann, men rotenonbehandling er det eneste som vellykket har utryddet ørekytbestander (Taugbøl et al., 2002). En mulighet for å redusere bestandsstørrelsene kan være å øke predasjon på ørekyt av ørret og begrense deres habitatbruk. For å oppnå dette trengs det en større andel stor ørret (Eklöv & Diehl, 1994; He & Kitchell, 1990; Jensen et al., 2008; Museth et al., 2002; Museth et al., 2003), som tidligere nevnt også kan ha en regulerende effekt på rekruttering av ørret. Langetjødn, som har store grunne områder som ørekyta foretrekker, har størst gjennomsnittlig ørretstørrelse og lavest tetthet av ørekyt av vannene med etablerte ørekytbestander i studiet. Dette er et tilfelle der predasjon og predasjonsfare muligens begrenser tettheten av ørekyt, men det kan også være andre grunner til dette, som sykdom eller ulike etableringstidspunkter (Taugbøl et al., 2002). Nedre Båttjødn har større gjennomsnittlig ørretstørrelse enn Storekrækkja, men har samtidig helt klart størst tetthet av ørekyt. Dette viser at det er andre viktige miljøfaktorer som spiller inn og gjør at vannene ikke er direkte sammenlignbare.

Forvaltningsanbefalinger

En økning av ørretstørrelse kan som nevnt gi to positive virkninger, i tillegg til økt størrelse som i seg selv kan være ønskelig for mer attraktivt fiske: redusert tetthet og økt individuell vekst hos ørret og reduksjon av ørekyttetthet (f. eks. Borgstrøm et al., 2010; L'Abée-Lund et al., 1992; Museth et al., 2010; Museth et al., 2003). For å øke ørretens gjennomsnittlige størrelse i Storekrækkja og Nedre Båttjødn kan det settes en minste garnmaskestørrelse ved garnfiske (Borgstrøm & Hansen, 2000, s. 80). Minstestørrelsen kan økes gradvis hvert år: fra 39 mm første år, 42 mm andre år, og deretter 45 mm. Å øke minste maskevidde ble også foreslått for Halnefjorden av Lehmann et al. (2008), både for å forbedre naturlig rekruttering og for ørekytreduksjon. Garnfiske med 45 mm maskestørrelse vil ha mest effektiv fangst av ørret rundt 43 cm lengde (modallengde (cm) ved k-faktor 1.0 = maskevidde (mm)/1.04) (Jensen, 1977), som tilsvarer en vekt på ca. 800 gram. Dersom det fiskes ut småørret med garn vil det kunne gagne ørekyta, som vil få redusert næringskonkurranse og kan øke i tetthet. Derfor anbefales det i første omgang å forsøksvis øke størrelsen på ørreten. For å øke individuell vekst og ørretstørrelse i Svartevassdalen kan det forsøkes med utfisking av småfisk med garn med maskestørrelse mellom 15 og 20 mm (fanger mest effektivt ca. 14 til 19 cm lang ørret) (Jensen, 1977) og utfisking i gytebekker med elektrisk fiskeapparat for å redusere rekruttering. Et slikt prosjekt må være målrettet, tydelig strukturert og organisert. Utfordringer og kritiske faktorer

ved tynningsfiske er oppsummert av Ugedal et al. (2007). Svartevassdalen er en svært interessant lokalitet å følge med på i tiden fremover, både med hensyn på ørekytas eventuelle etablering og konsekvensene det kan medføre, og utviklingen av ørretbestanden dersom det settes inn tiltak for å redusere tettheten og øke individuell vekst. Utsettingsanbefalinger er gitt under «Rekruttering» i diskusjonen.

Vannkjemi og -temperaturforhold

Vannkjemien ser ut til å generelt ha god tilstand over hele Halne Sameiges område. pH-, ANC- og sulfatverdiene, samt funn av marflo, skjoldkrepss og snegl, tyder på at tidligere forsurningsproblematikk ikke lenger er gjeldene i særlig grad. Ønskes det å være sikrere på forsurningsstatus anbefales undersøkelser av krepsdyrplankton, bunndyr og/eller vannplanter (Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften, 2018b). Relativt høy kalsiumkonsentrasjon i Langetjødn kan forklares med mye kalkrik fyllitt i berggrunnen i nedbørfeltet (Norges geologiske undersøkelse, 2023a). Tilsvarende er det i Nedre Båttjødn områder med kalkrik tonalitt, men i noe mindre omfang (Norges geologiske undersøkelse, 2023a). Resterende berggrunn i nedbørfeltene er hovedsakelig kalkfattig gneis og granitt (Norges geologiske undersøkelse, 2023a). Alle vannene viste tilnærmet like mønstre i temperaturvariasjon på uke- og månedskala, men Storekrækkja og Nedre Båttjødn holdt seg varme noe lenger, som forventet siden innsjøvolumene er de største. Variasjoner på døgnskala (dag/natt) var minst i Storekrækkja, som har minst overflate i forhold til volum, der solinnstråling og luftkontakt vil være minst i forhold til vannvolum. Døgnvariasjonen var noe større i Nedre Båttjødn, som hadde noe større overflate i forhold til volum. Langetjødn har større overflate i forhold til volum enn Nedre Båttjødn, og hadde tilsvarende større døgnvariasjoner i temperatur. Svartevassdalen har noe større overflate i forhold til volum enn Langetjødn, men hadde likevel mindre døgnvariasjon enn Langetjødn. Svartevassdalen har betraktelig kortere oppholdstid enn de andre vannene (8 dager mot Langetjødns 248, Storekrækkjas 317 og Nedre Båttjødns 378 dager), og dette er antagelig årsaken til redusert variasjon i vanntemperatur, siden solinnstråling og luft vil få kortere tid til å påvirke temperaturen i vannet som renner gjennom Svartevassdalen. Forskjellene i temperaturforhold vil gi forskjellige vekstforhold i vannene (Bærum et al., 2013; Elliott & Elliott, 2010; Elliott et al., 1995; Forseth et al., 2009; Parra et al., 2012).

Konklusjon

Det var forskjeller i tetthet av ørret i vannene, som sannsynligvis er med på å forklare forskjellene i individuell vekst som også ble funnet. Forskjellene i tetthet kan ha flere årsaker, som forskjeller i naturlig rekrutteringspotensiale (med ørekypåvirkning), utsetting av fisk, og størrelses- og aldersfordeling, som påvirkes av fiske. I tillegg var det forskjeller i vanntemperatur og -kjemi mellom vannene, som gir vannene forskjellige produksjonsforhold. Det ble funnet ørekyp i alle vannene, men kun tre individer i Svartevassdalen. Langetjødn hadde størst gjennomsnittlig ørretstørrelse og lavest tetthet av ørekyp. Predasjon/predasjonsfare begrenser muligens ørekypbestandens størrelse. Det gis derfor råd om å forsøksvis øke ørretstørrelsen i Storekrækkja og Nedre Båttjødn ved å sette en gradvis økende minstestørrelse for maskevidde ved garnfiske for å redusere ørekypbestandene, samt for å skape bedre selvregulering av ørreterkruttering i Storekrækkja. Tettheten av ørret i Svartevassdalen bør reduseres, og fiskeutsetting bør stanses for å øke individuell vekst for å skape mer attraktivt fiske, men det krever målrettet arbeid. Fiskeutsetting bør nærmere vurderes i Nedre Båttjødn. Utsetting bør opprettholdes og muligens økes noe i Langetjødn på grunn av lav naturlig rekruttering. I Storekrækkja settes det ikke ut fisk, og det trengs heller ikke.

5 Referanser

- Amundsen, P.-A., Knudsen, R. & Klemetsen, A. (2007). Intraspecific competition and density dependence of food consumption and growth in Arctic charr. *J Anim Ecol*, 76(1), 149-158. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01179.x>
- Amundsen, P.-A., Smålås, A., Kristoffersen, R., Knudsen, R., Siwertsson, A. & Klemetsen, A. (2015). Takvatnprosjektet-Forskning og kultivering av en overbefolka røyebestand. *Septentrio Reports*, (5).
- Bærum, K. M., Haugen, T. O., Kiffney, P., Moland Olsen, E. & Vøllestad, L. A. (2013). Interacting effects of temperature and density on individual growth performance in a wild population of brown trout. *Freshw Biol*, 58(7), 1329-1339. <https://doi.org/10.1111/fwb.12130>
- Barber, W. E. & McFarlane, G. A. (1987). Evaluation of three techniques to age Arctic char from Alaskan and Canadian waters. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(6), 874-881.
- Bayramoglu, B., Chakir, R. & Lungarska, A. (2020). Impacts of Land Use and Climate Change on Freshwater Ecosystems in France. *Environmental modeling & assessment*, 25(2), 147-172. <https://doi.org/10.1007/s10666-019-09673-x>
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggbergert, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing: theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173(1), 9-43. <https://doi.org/10.1007/BF00008596>
- Borgstrøm, R. & Hansen, L. P. (2000). *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (2. utg. utg.). Landbruksforlaget.
- Borgstrøm, R., Museth, J. & Brittain, J. E. (2010). brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: long-term changes in population dynamics due to exploitation and the invasive species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia*, 642(1), 81-91. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0161-7>
- Brabrand, Å. & Saltveit, S. J. (1988). *Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.) : effects of water level fluctuations versus interspecific competition* (Bd. 102).
- Christensen, J. M. (1964). Burning of Otoliths, a Technique for Age Determination of Soles and Other Fish. *ICES Journal of Marine Science*, 29(1), 73-81. <https://doi.org/10.1093/icesjms/29.1.73>
- Dahl, K. (1917). *Studier og forsøk over ørret og ørretvand*. Centraltrykkeriet.
- Denechaud, C., Thorsen, A. & Vischer, N. (2018). ObjectJ: Measuring growth rings in fish otoliths. I.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. (2018a). Karakterisering: Metodikk for å karakterisere og vurdere miljømålsoppnåelse etter vannforskriftens § 15.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. (2018b). Klassifisering av miljøtilstand i vann: økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Eklöv, P. & Diehl, S. (1994). Piscivore efficiency and refuging prey: the importance of predator search mode. *Oecologia*, 98(3-4), 344-353. <https://doi.org/10.1007/BF00324223>
- 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. *J Fish Biol*, 77(8), 1793-1817. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x>

- 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. <https://doi.org/10.2307/2390576>
- Eloranta, A. P., Finstad, A. G., Helland, I. P., Ugedal, O. & Power, M. (2018). Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. *Sci Total Environ*, 618, 313-322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.268>
- Fjellheim, A., Tysse, Å., Bjerknes, V., Elnan, G., Gåsdal, G. & Stakseng, H. (2007). Finprikkauren på Hardangervidda 1997–2006. I. Unifob Miljøforskning.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A. J., Jonsson, B., Näslund, I. & Berglund, I. (2009). Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *J Fish Biol*, 74(1), 133-149. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02119.x>
- Gerking, S. D. (1978). *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell.
- Häder, D.-P., Helbling, E. W. & Villafaña, V. E. (2021). *Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems*. Springer.
- Halne Sameige. (ikke publisert). *Fangstdata for ørretfiske i Halne Sameige 1987 til 2020*.
- Halne Sameige. (u.d.). *Fiskevann & fiskehytter*. Hentet 25. okt 2022 fra <https://halnesameige.no/Fiske/>
- Haugen, T. & Rygg, T. (1996). Food-and habitat-segregation in sympatric grayling and brown trout. *Journal of fish biology*, 49(2), 301-318.
- He, X. & Kitchell, J. F. (1990). Direct and indirect effects of predation on a fish community: a whole-lake experiment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119(5), 825-835.
- Heggenes, J. (2016). Fisken i fjellet i fortid og nåtid. Hva kan DNA-analyser fortelle? *Axel Mjærum og Elling Utvik Wammer (red.). Fjellfiske i fortiden. Årtusener med svømmende rikdom. Kristiansand: Portal forlag*.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Adeva Bustos, A. & Huusko, A. (2016). Be cool: hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. I.
- Heggenes, J., Røed, K. H., Høyheim, B. & Rosef, L. (2002). Microsatellite diversity assessment of brown trout (*Salmo trutta*) population structure indicate limited genetic impact of stocking in a Norwegian alpine lake. *Ecology of freshwater fish*, 11(2), 93-100. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2002.00009.x>
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I. S. & Brakke, D. F. (1988). Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, 17(4), 259-266.
- Hruška, J., Köhler, S., Laudon, H. & Bishop, K. (2003). Is a Universal Model of Organic Acidity Possible: Comparison of the Acid/Base Properties of Dissolved Organic Carbon in the Boreal and Temperate Zones. *Environ. Sci. Technol*, 37(9), 1726-1730. <https://doi.org/10.1021/es0201552>
- Huitfeldt-Kaas, H. (1918). *Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge*. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Jensen, H., Kahilainen, K. K., Amundsen, P.-A., Gjelland, K. O. y. s. t. e. i. n., Tuomaala, A., Malinen, T. & Bohn, T. (2008). Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 65(9), 1831-1841. <https://doi.org/10.1139/F08-096>
- Jensen, K. W. (1977). On the dynamic and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Oevre Heimdalsvatn, southern Norway. *Report Institute of Freshwater Research, Drottningholm*.
- Jonsson, B. (1989). Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater biology*, 21(1), 71-86.

- Kartverket. (2023). *Norges grunnkart*. <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/norges-grunnkart-wms/8ecaa2d5-8b0a-46cf-a2a7-2584f78b12e2>
- Kleiber, C. & Zeileis, A. (2008). *Applied Econometrics with R*. <https://CRAN.R-project.org/package=AER>
- Kristoffersen, K. & Klemetsen, A. (1991). Age determination of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from surface and cross section of otoliths related to otolith growth. *Nordic Journal of Freshwater Research (Sweden)*.
- L'Abée-Lund, J., Langeland, A. & Sægrov, H. (1992). Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *Journal of fish biology*, 41(1), 91-101.
- Langeland, A. & Jonsson, B. (1990). Management of stunted populations of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Norway. *Management of freshwater fisheries*, 396-405.
- Langeland, A. & L'Abée-Lund, J. H. (1998). An experimental test of the genetic component of the ontogenetic habitat shift in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Ecology of freshwater fish*, 7(4), 200-207. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1998.tb00187.x>
- Langeland, A. & Pedersen, T. (2000). A 27-year study of brown trout population dynamics and exploitation in lake Songsjøen, central Norway. *Journal of fish biology*, 57(5), 1227-1244. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2000.1385>
- Le Cren, E. (1965). Some factors regulating the size of populations of freshwater fish: With 3 figures in the text. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 13(1), 88-105.
- Lee, A. M. (2020). *bereevne - økologi i Store norske leksikon*. Hentet 10. januar 2023 fra https://snl.no/bereevne_-_%C3%B8kologi
- Lehmann, G. B., Gabrielsen, S.-E., Wiers, T. & Sandven, O. (2008). Fiskebiologiske undersøkelser i Halnefjorden, Store og Vesle Krækkja, Krækjungen, Heinungen og Øvre og Nedre Hein, august 2007. I. Unifob Miljøforskning.
- Lien, L. (1978). The energy budget of the brown trout population of øvre Heimdalsvatn. *Ecography (Copenhagen)*, 1(2-3), 279-300. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1978.tb00963.x>
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. (2004). The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci Total Environ*, 326(1), 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.12.005>
- Microsoft Corporation. (2022). *Microsoft Excel* <https://office.microsoft.com/excel>
- Moran, P. A. P. (1951). A MATHEMATICAL THEORY OF ANIMAL TRAPPING. *Biometrika*, 38(3-4), 307-311. <https://doi.org/10.1093/biomet/38.3-4.307>
- Museth, J., Borgstrøm, R. & Brittain, J. E. (2010). Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap. *Hydrobiologia*, 642(1), 93-100. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0162-6>
- Museth, J., Borgstrøm, R., Brittain, J. E., Herberg, I. & Naalsund, C. (2002). Introduction of the European minnow into a subalpine lake: habitat use and long-term changes in population dynamics. *Journal of fish biology*, 60(5), 1308-1321. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01722.x>
- Museth, J., Borgstrøm, R., Hame, T. & Holen, L. Å. (2003). Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows: predation by brown trout on minnows. *Journal of fish biology*, 62(3), 692-705. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00059.x>
- Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O. T., Thorstad, E. B. & Ugedal, O. (2007). The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: from harmless species to pest.

- Journal of fish biology*, 71(sd), 184-195. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01673.x>
- Norges geologiske undersøkelse. (2023a). *Berggrunnskart*. https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Norges geologiske undersøkelse. (2023b). *Kalk i berggrunnen*. <https://geo.ngu.no/mapserver/BerggrunnOkologiWMS?request=GetCapabilities&service=WMS&version=1.3.0>
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2022). *NVE Innsjødatabase*. <https://temakart.nve.no/link/?link=innsjodatabase>
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2023a). *NEVINA: Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. <https://nevina.nve.no/>
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2023b). *NVE elvenett ELVIS*. Hentet 18. jan 2023 fra <https://kartkatalog.nve.no/#wms>
- Parra, I., Almodóvar, A., Ayllón, D., Nicola, G. G. & Elvira, B. (2012). Unravelling the effects of water temperature and density dependence on the spatial variation of brown trout (*Salmo trutta*) body size. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(5), 821-832. <https://doi.org/10.1139/f2012-025>
- Peeler, E. J. & Feist, S. W. (2011). Human intervention in freshwater ecosystems drives disease emergence. *Freshwater biology*, 56(4), 705-716. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02572.x>
- Pethon, P. K., Ole; Vøllestad. (2022). *Ørret*. Store Norske Leksikon. Hentet 16. des 2022 fra <https://snl.no/%C3%B8rret>
- Power, G. (1978). Fish population structure in Arctic lakes. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(1), 53-59.
- QGIS.org. (2022). *QGIS Geographic Information System* QGIS Association.
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reiser, D. W. & Wesche, T. A. (1979). In situ freezing as a cause of mortality in brown trout eggs. *The progressive fish-culturist*, 41(2), 58-60.
- Reuss, J. O. & Johnson, D. W. (1986). *Acid deposition and the acidification of soils and waters* (1st 1986. utg., Bd. Volume 59). Springer-Verlag.
- Ricker, W. E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 11(5), 559-623.
- RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R* RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Sandlund, O. T., Arnekleiv, J. V., Hesthagen, T. H., Koksvik, J. I. & Næsje, T. (2022). Femti år etter utsettingene av mysis (*Mysis relicta*) og firetorner istidskreps (*Pallasiola quadrispinosa*) i norske innsjøer: til gagn eller skade? *Introductions of Mysis relicta and Pallasiola quadrispinosa in Norwegian reservoirs: beneficial or detrimental?*
- Schneider, C. A., Rasband, W. S. & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat Methods*, 9(7), 671-675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Sinclair, A. (1989). Population regulation in animals. *Ecological Concepts*. Black well Scientific, Oxford, 197-241.
- Sønstebø, J. H., Borgstrøm, R. & Heun, M. (2007). Genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the Hardangervidda mountain plateau (Norway) analyzed by microsatellite DNA: A basis for conservation guidelines. *Conservation genetics*, 8(1), 33-44. <https://doi.org/10.1007/s10592-006-9145-6>
- Sønstebø, J. H., Borgstrøm, R. & Heun, M. (2008). Genetic structure in alpine brown trout *Salmo trutta* L. shows that indirect stocking affects native lake populations. *Journal of fish biology*, 72(8), 1990-2001. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01815.x>

- Standard Norge. (2003). *Vannundersøkelse : innsamling av fisk ved bruk av elektrisk fiskeapparat = Water quality : sampling of fish with electricity* (1. utg. mai 2003. utg.). Norges standardiseringsforbund.
- Standard Norge. (2015). *Vannundersøkelse : prøvetaking av fisk med garn = Water quality : sampling of fish with multi-mesh gillnets* (Bd. NS-EN 14757:2015). Standard Norge.
- Taugbøl, T., Hesthagen, T., Dervo, B. K. & Norsk institutt for, n. (2002). *Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak : en vurdering av kunnskapsgrunnlaget* (Bd. 753). Norsk institutt for naturforskning.
- Thaulow, J., Borgstrøm, R. & Heun, M. (2014). Genetic persistence of an initially introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) population despite restocking of foreign conspecifics. *Ecol Freshw Fish*, 23(4), 485-497. <https://doi.org/10.1111/eff.12102>
- Tysse, Å., Bjerknes, V., Wright, R. F., Fjellheim, A. & Direktoratet for, n. (2002). *Finprikkauren på Hardangervidda* (Bd. 2002-1). Direktoratet for naturforvaltning.
- Tysse, Å. & Garnås, E. (1994). *Fiskebiologiske undersøkingar i Halne- Hein- og Krækkjavassdraget i Hol og Nore Uvdal kommune 1992/93* (Rapport nr. 16 – 1994). Miljøvernavdelingen Fylkesmannen i Buskerud.
- Ugedal, O., Dervo, B. K. & Museth, J. (2007). Erfaringer med tynningsfiske i innsjøbestander i Norge. I. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. H. (2005). Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. I. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Vischer, N. & Nastase, S. (2022). *ObjectJ: Non-destructive marking and linked results. A plugin for ImageJ*. <https://sils.fnwi.uva.nl/bcb/objectj/s>
- Werner, E. E., Gilliam, J. F., Hall, D. J. & Mittelbach, G. G. (1983). An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish [Bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*, largemouth bass, *Micropterus salmoides*, Michigan]. *Ecology (Durham)*, 64(6), 1540-1548. <https://doi.org/10.2307/1937508>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wollebæk, J., Røed, K. H., Brabrand, Å. & Heggenes, J. (2012). Interbreeding of genetically distinct native brown trout (*Salmo trutta*) populations designates offspring fitness. *Aquaculture*, 356-357, 158-168. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.05.020>
- Wrona, F. J., Prowse, T. D., Reist, J. D., Hobbie, J. E., Lévesque, L. M. J. & Vincent, W. F. (2006). Climate Change Effects on Aquatic Biota, Ecosystem Structure and Function. *Ambio*, 35(7), 359-369. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[359:CCEOAB\]2.0.CO2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[359:CCEOAB]2.0.CO2)
- Zippin, C. (1956). An Evaluation of the Removal Method of Estimating Animal Populations. *Biometrics*, 12(2), 163-189. <https://doi.org/10.2307/3001759>

6 Vedlegg

6.1 Vedlegg 1

Stasjoner elektrisk fiske Halne 2022:

Dato	Innsjø	Navn elv/bekk	Pos start E	Pos start N	Pos stopp E	Pos stopp N	Gj.snitt bredde	Fisket lengde	Fisket areal
03.08.2022	Storekrækkja	Innløp Drageidfj, hovedløp st. 1	428790	6702071	428707	6702064	3	70	210
03.08.2022	Storekrækkja	Innløp Drageidfj, sideløp st. 2	428715	6702052	428747	6702007	40	3	120
03.08.2022	Storekrækkja	Innløp Krækkjatjødn.	429757	6702845	429792	6702883	2	50	100
03.08.2022	Storekrækkja	Utløp	433174	6700748	433240	6700759	3	75	225
01.08.2022	Nedre Båtstjødn	Innløp	431333	6699922	431284	6699908	3	50	150
04.08.2022	Nedre Båtstjødn	Utløp	432650	6699605	432699	6699620	2	50	100
05.08.2022	Lange-tjødn	Innløp	436141	6699439	436164	6699395	4	50	200
05.08.2022	Lange-tjødn	Utløp	436449	6700506	436434	6700459	3	50	150
06.08.2022	Svartevassdalen	Innløp øvre 1	429969	6707066	429908	6707052	4	60	240
06.08.2022	Svartevassdalen	Innløp øvre 2	429994	6707065	430029	6707089	1	50	50
06.08.2022	Svartevassdalen	Mellom vann	430165	6706747	430154	6706750	4	30	120
07.08.2022	Svartevassdalen	Innløp hytte nedre	430464	6706604	430514	6706598	2	50	100
07.08.2022	Svartevassdalen	Utløp nedre	430401	6706438	430559	6706453	3	50	150

6.2 Vedlegg 2

Resultater vannkjemiske analyser Halne Sameige 2021 og 2022:

Halne 2021																	
Innsjø	Dato	pH	H ₂₅ μS cm ⁻¹	Turb FNU	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N μg L ⁻¹	Alk. μmol L ⁻¹	ANC μek v L ⁻¹	ANC _{OAA} μek v L ⁻¹	TOC mg L ⁻¹	ToT-N μg L ⁻¹	Tot-P μg L ⁻¹
Bergsmultjødnan	05/09/2021	5.79	5.50	0.46	0.81	0.07	0.28	0.10	0.45	0.26	NA	70	44	41	0.90	NA	NA
Dugurdnuttjød	17/08/2021	6.25	8.16	0.59	1.36	0.09	0.31	0.24	0.67	0.29	NA	88	73	70	0.77	NA	NA
Svartevassdalen	10/08/2021	6.37	7.18	0.46	1.24	0.10	0.39	0.12	0.38	0.27	NA	85	75	70	1.34	NA	NA
Øvre Trestiklan	10/08/2021	6.46	6.77	0.54	1.13	0.10	0.32	0.17	1.65	0.49	NA	78	34	31	1.01	NA	NA
Nedre Trestiklan	10/08/2021	6.45	8.11	0.40	1.31	0.11	0.36	0.15	1.34	0.56	NA	85	51	47	0.90	NA	NA
Ørteren	14/08/2021	6.57	12.47	0.49	2.00	0.15	0.50	0.17	4.17	0.91	NA	106	26	22	1.02	NA	NA
Monsbutjødn	25/08/2021	6.73	19.11	0.51	3.34	0.22	0.46	0.32	4.26	0.47	NA	178	111	106	1.38	NA	NA
Langtjødn	05/08/2021	6.45	30.90	0.55	5.08	0.18	0.41	0.10	7.18	0.56	NA	149	123	118	1.34	NA	NA
Innløp Storekrækka (Drag.fj.)	11/08/2021	6.03	5.45	0.52	1.02	0.04	0.27	0.09	0.41	0.29	NA	67	52	50	0.51	NA	NA
Storekrækka	14/08/2021	6.31	6.43	0.57	1.04	0.08	0.35	0.09	0.47	0.39	NA	69	55	53	0.61	NA	NA
Krækkaungen	ikke dato	6.39	6.70	0.47	1.16	0.08	0.33	0.10	0.51	0.36	NA	73	60	58	0.67	NA	NA
Veslekrækka I	20/08/2021	6.34	8.27	0.76	1.14	0.09	0.47	0.18	1.22	1.90	NA	77	10	7	0.83	NA	NA
Veslekrækka II	14/08/2021	6.35	11.20	0.48	1.59	0.10	0.70	0.14	1.26	2.43	NA	89	27	24	0.82	NA	NA
Heinungen	05/09/2021	6.40	8.32	0.64	1.32	0.09	0.43	0.13	1.61	1.92	NA	80	7	5	0.67	NA	NA
Halnefjorden	24/08/2021	5.93	17.29	0.71	2.38	0.19	0.81	0.16	3.25	2.69	NA	110	30	27	1.05	NA	NA
Øvre Hein I	31/07/2021	6.48	10.06	0.44	1.62	0.11	0.44	0.11	1.20	1.71	NA	92	38	35	0.90	NA	NA
Øvre Hein II	31/07/2021	6.49	10.62	0.43	1.73	0.12	0.46	0.14	2.30	2.07	NA	92	13	10	0.96	NA	NA
Øvre Båstjødn	01/09/2021	6.07	9.40	0.61	1.29	0.08	0.55	0.12	1.39	2.16	NA	81	8	3	1.47	NA	NA
Nedre Båstjødn	14/08/2021	6.24	20.50	0.65	2.68	0.11	1.28	0.18	3.07	3.49	NA	128	41	38	0.74	NA	NA

Halne 2022

Innsjø	Dato	pH	H ₂₅	Turb.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ -N	Alk.	ANC	ANC _{COAA}	TOC	ToT-N	Tot-P
			μS cm ⁻¹	FNU	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	μg L ⁻¹	μmol L ⁻¹	μekv L ⁻¹	μekv L ⁻¹	mg L ⁻¹	μg L ⁻¹	μg L ⁻¹
Bergsmultjødnan	08/08/2022	6.14	4.68	NA	0.37	0.04	0.28	0.07	0.36	0.26	<5	NA	21	18	0.75	77	<2
Dugurdnuttjødn	08/08/2022	6.66	8.09	NA	0.87	0.07	0.37	0.22	0.72	0.39	<5	NA	45	42	0.73	83	<2
Svartevassdalen	08/08/2022	6.56	6.61	NA	0.69	0.07	0.39	0.08	0.41	0.33	<5	NA	41	37	1.13	81	<2
Øvre Trestiklan	08/08/2022	6.53	7.15	NA	0.75	0.07	0.34	0.16	0.59	0.33	<5	NA	40	37	0.83	49	<2
Nedre Trestiklan	08/08/2022	6.79	13.71	NA	1.70	0.13	0.55	0.16	1.20	0.69	<5	NA	79	75	1.14	55	<2
Ørterten	21/07/2022	6.83	14.29	NA	1.70	0.13	0.60	0.17	1.20	0.77	<5	NA	79	75	1.16	66	<2
Monsbutjødnan	08/08/2022	6.31	6.10	NA	0.56	0.05	0.34	0.12	0.39	0.38	<5	NA	31	28	0.96	66	<2
Langetjødn	20/07/2022	6.81	30.90	NA	4.60	0.17	0.46	0.09	6.40	0.38	<5	NA	122	118	1.13	60	<2
Innløp Storekrækkja (Drag.fj.)	08/08/2022	6.36	6.04	NA	0.59	0.05	0.31	0.08	0.66	0.39	<5	NA	24	22	0.62	38	<2
Storekrækkja	21/07/2022	6.50	7.01	NA	0.75	0.06	0.36	0.08	0.60	0.42	<5	NA	36	33	0.71	32	<2
Krækkjaungen	21/07/2022	6.56	6.10	NA	0.73	0.06	0.36	0.09	0.58	0.45	<5	NA	34	32	0.70	60	<2
Krækkjåtjødnan	03/08/2022	6.48	6.66	NA	0.54	0.06	0.47	0.09	0.30	0.62	<5	NA	31	28	0.82	67	<2
Heinungen	20/07/2022	6.53	8.10	NA	0.87	0.06	0.42	0.09	0.76	0.56	<5	NA	37	35	0.76	65	<2
Halnefjorden	19/07/2022	6.74	16.34	NA	2.00	0.15	0.67	0.10	1.70	0.89	<5	NA	83	79	1.27	54	<2
Øvre Hein	19/07/2022	6.69	12.84	NA	1.60	0.11	0.58	0.11	1.20	0.74	<5	NA	71	67	1.07	43	<2
Øvre Båttstjødn	21/07/2022	6.63	7.94	NA	0.92	0.06	0.43	0.08	0.43	0.47	<5	NA	49	46	0.88	54	<2
Nedre Båttstjødn	21/07/2022	6.86	20.90	NA	2.30	0.10	1.40	0.14	2.20	1.90	<5	NA	88	85	0.81	33	<2

6.3 Vedlegg 3

Vanntemperatur målt med vannhenter under prøvefiske i 2021 og 2022:

