

Øystein Nordeide Kielland, Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad,
Karstein Hårsaker, Anette Grimsrud Davidsen, Aslak Darre Sjursen
og Charlotte Egdetveit Karlsen

Fiskebiologiske undersøkelser i Bangsjøene

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2020-10**



Øystein Nordeide Kielland, Jo Vegar Arnekleiv,
Gaute Kjærstad, Karstein Hårsaker,
Anette Grimsrud Davidsen, Aslak Darre Sjursen
og Charlotte Egdetveit Karlsen

Fiskebiologiske undersøkelser i Bangsjøene

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: <http://www.ntnu.no/web/museum/publikasjoner>

Referanse

Kielland, Ø.N., Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Hårsaker, K., Davidsen, A.G., Sjursen, A.D. & Karlsen, C.E. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Bangsjøene – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-10: 1-37.

Trondheim, juni 2020

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Hans K. Stenøien (instituttleder)

Kvalitetssikret av

Jan G. Davidsen

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Elektrofiske i Dettfosselva, Ytre Bangsjø
Foto: Jo Vegar Arnekleiv

www.ntnu.no/museum

ISBN 978-82-8322-245-6
ISSN 1894-0056

Sammendrag

Kielland, Ø.N., Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Hårsaker, K., Davidsen, A.G., Sjørnsen, A.D. & Karlsen, C.E. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Bangsjøene – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-10: 1-37.

NTNU Vitenskapsmuseet gjennomførte i august 2019 prøvefiske i Bangsjøene, Trøndelag. Bakgrunnen var et behov for å evaluere reguleringseffekten av vannkraftproduksjon på økologisk tilstand, samt å vurdere hvilken effekt den innførte krepsdyrarten *Mysis relicta* har på plankton- og fiskebestandene. Lokale forhold for naturlig rekruttering skulle også vurderes og forslag til tiltak skulle eventuelt foreslås. I tillegg til standard prøvefiske innhentet vi også kunnskap om reguleringsdrift, artssammensetning i dyreplankton- og bunndyr-samfunn, samt foretok vannprøver med analyse av de viktigste kjemiske komponentene.

Det ble totalt fisket 106 garnnetter i Ytre, Midtre og Østre Bangsjøene, hvorav flesteparten (48) ble satt i den relativt større Ytre Bangsjø. Garnene ble hovedsakelig satt som bunn garn og flytegarn etter nordisk standard, hvor alle maskevidder er representert som panel på samme garn. Det ble også satt et fåtall flytegarn med større maskevidder for å få økt kunnskap om de ørretene som brukte de frie vannmassene. Totalt ble det fanget 177 ørret og 5 trepigget stingsild i perioden 12 – 15. august. Ørreten ble stort sett fanget i de øverste 6 m av vannmassene, og det var betydelig flere og mindre fisk i Østre Bangsjø sammenlignet med de to andre bassengene. Fisken ble generelt kjønnsmoden tidlig, hvor halvparten var kjønnsmoden før 23 cm og minste gytemodne hunnfisk var 12,2 cm. Til sammenligning ble hunnørret i 1985 gytemoden først over 30 cm, i 1988 først mellom 20-25 cm og i 1990 fra 25 cm og oppover. Omtrent 3% (n = 6) var over 35 cm, hvorav største individ var 38 cm og 465 g.

Det ble ikke observert mysis i noen av mageprøvene, slik som observert på sensommer/høst i tidligere undersøkelser (1% av voluminnhold i september 1985). Kjøttfargen var riktignok generelt «rød» for eldste individene, hvilket indikerer en sesongbasert diett av krepsdyr. Generelt bestod omtrent halvparten av dietten av plankton (*Bytotrephes*, *Daphnia*), og resten bestod hovedsakelig av vårfluer, fisk (kun fortært stingsild observert) og luftinsekter. Både bunndyr- og dyreplanktonprøvene avdekket arter som er vanlige arter for Trøndelag, men artssammensetningen bestod av relativt få taksa. Som i andre trønderske innsjøer hvor mysis har blitt innført, har dafniearten hettedafnie (*Daphnia galeata*) blitt erstattet av den noe mindre nåledafnien (*Daphnia longispina*). Både dyreplankton- og bunndyrprøvene hadde relativt lav biomasse. For dyreplankton kan denne observasjonen tilskrives mysis, mens effekten på bunndyr trolig kan tilskrives en relativt høy reguleringshøyde på 10 m. Verken snegler eller nordlig marflo (*Gammarus lacustris*) ble funnet, organismer som er kjent for å miste sin betydning som fiskeføde ved en reguleringshøyde på 5-6 m og mer.

Med bakgrunn i tabellverdier i de ulike veiledere til vannforskriften, ble tettheten i fisk kategorisert som «dårlig», hydromorfologi (forholdet mellom 2 x siktedybde og reguleringshøyde) satt til «svært dårlig», vannkjemien var «god», mens fraværet av tidligere påviste terskelindikatorarter (marflo) tilsier «dårlig». Ørretbestanden har trolig forholdt seg uendret i antall siden forrige undersøkelser og siden før regulering, noe som svarer til «svært god» tilstand i henhold til alternative tabeller. Effekten av mysis på fiskebiologiske parametere er ukjent, men kan synes å ha en reduserende effekt på biomassen av dyreplankton, spesielt innenfor dafnieartene. Riktignok er tettheten av mysis lav, som sett i tidligere undersøkelser, noe som kan tyde på at den naturlige bestanden av dyreplankton også er naturlig lav. Vandringsforhold synes å være gode i forhold til referansetilstanden for å kunne tillate ørret å gyte i et fåtall nærliggende bekker og elver, med unntak av Dettfosselva i Ytre Bangsjø som trolig ikke skyldes regulering.

I og med at mysis har en sterk påvirkningsevne på den naturlige planktonbestanden og næringsutvalget i strandsonen synes negativt påvirket av reguleringen, konkluderer vi med at en eventuell økning av ørretbestanden ikke vil være en god idé på nåværende tidspunkt for kvaliteten på ørretfisket. Dette er samme konklusjon som tidligere angitt i Arnekleiv og Koksvik, 1986. For å øke mengden fisk må dermed næringsgrunnlaget økes, men det er vanskelig å se hvordan dette skal gjøres uten å gjenopprette moderat til god økologisk tilstand for hydromorfologiske parametere og tilstedeværelse av terskelindikatorarter. Endring av HRV og LRV inngår dog ikke i revisjonsvilkår for svært modifiserte vannforekomster. Alternativt kan ørretbestanden anses som naturlig tynn og for stor i forhold til det begrensede næringsgrunnlaget. I så måte er uttynningsfiske med fredning av de større fiskespisende individene et tiltak som vil kunne ha en effekt.

Nøkkelord: Fangstinnsats – Mysis – Regulerings effekter – Vannforskrift – Vannkraft – Økologisk tilstand

Øystein Nordeide Kielland, Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Karstein Hårsaker, Anette Grimsrud Davidsen, Aslak Darre Sjørnsen, Charlotte Egdetveit Karlsen, NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Summary

Kielland, Ø.N., Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Hårsaker, K., Davidsen, A.G., Sjørnsen, A.D. & Karlsen, C.E. 2020. Studies on fish biology and invertebrates in Bangsjøene – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-10: 1-37.

In August 2019, the NTNU University Museum conducted test fishing in Bangsjøene, Trøndelag. The background was a need to evaluate the effect of hydropower production on ecological status, as well as to assess the effect of the introduced crustacean species *Mysis relicta* on plankton and fish stocks. Local conditions for natural recruitment needed consideration as well as possible proposals for mitigating measures. In addition to test fishing of Nordic standard, we also obtained knowledge of hydropower operation, species composition of the zooplankton and benthos communities, and analyzed the most important chemical components in the water, as well as tributary streams and hydro morphology.

A total of 106 gillnets were used in the Outer, Middle and Eastern basins of the lake, most of them (48) being placed in the relatively larger Outer Bangsjø (Ytre Bangsjø). Mainly bottom gillnets were used and to some extent floating gillnets of the Nordic standard. A few floating gillnets of larger mesh widths were added to increase knowledge of trout in the pelagic zone. A total of 177 brown trout (*Salmo trutta*) and 5 three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) were caught between the 12th – 15th of August. The trout were mostly caught in the upper 6 m of the water masses, and there were significantly more and smaller fish in the eastern basin. The fish generally sexually matured early, with half the population maturing preceding reaching 23 cm and the smallest recorded spawning female fish was 12.2 cm. In comparison, in 1985, the female trout matured after 30 cm, in 1988 between 20-25 cm and in 1990 from 25 cm and onwards. About 3% (n = 6) was larger than 35 cm, of which the largest individual was 38 cm and 465 g.

No *Mysis* was observed in the gastric samples, as previously observed in late summer / autumn in previous studies (1% of volume content in September 1985). However, the filet color of the trout was "red" for bigger trout, indicating a seasonal dependent diet of crustaceans. In general, the diet was mainly (~50 %) plankton (*Bytotrephes*, *Daphnia*), caddisflies, fish (only sticklebacks observed) and flying insects. Both the benthos and zooplankton samples revealed species common for Trøndelag, but the species composition consisted of relatively few taxa. As in other lakes of Trøndelag with introduced *Mysis*, *Daphnia galeata* has been replaced by the somewhat smaller *Daphnia longispina*. Samples of zooplankton and benthos had relatively low biomass. For zooplankton, this observation can be attributed to *Mysis*, while the effect on benthos can likely be attributed to a relatively high reservoir regulation height of 10 m. Neither snails nor *Gammarus lacustris* were found, organisms known to rarely appear as fish food items at a regulation height of 5-6 m or more.

Based on the table values in the various guidance documents for the water directive, the density of fish was categorized as "poor", hydromorphology (the ratio of 2 x Secchi depth to regulation height) was set to "very poor", the water chemistry was "good", while the local extinction of threshold indicator species (*G. lacustris*) indicates "bad". The trout population is probably unaltered in density since before regulation of the lake, which could be used to indicate "high" ecological status. The effect of *Mysis* on fish biological parameters is unknown, but may appear to have a reducing effect on the biomass of zooplankton, especially for species within the *Daphnia* genus. Admittedly, the density of *Mysis* was low, as seen in previous studies, which may indicate a naturally low natural stock of zooplankton. Conditions appear to be good in relation to the reference state to allow the trout to spawn in a few nearby streams and rivers, except for the river Dettfosselva in Ytre Bangsjø, where the migration barrier is probably not caused by hydropower regulation.

Given that *Mysis* has a strong influence on the natural plankton population and the invertebrates of the littoral zone appear to be adversely affected by the regulation, we conclude that increasing the trout population would not be a good idea at present for the quality of the trout population. This is the same conclusion as previously found. Thus, in order to increase the amount of fish, the amount of available biomass at lower trophic levels must be increased. However, it is difficult to see how this can be done without restoring moderate to good ecological status for hydromorphological parameters and restoring the presence of bioindicator species. However, changes in max. and min. regulation height cannot be altered, according to the terms for revisions of highly modified water bodies. Alternatively, the trout population can be considered naturally thin and too large in relation to the productivity of the lake. In this way, fishing the smaller fish and at the same time protecting the larger fish-eating individuals is a measure that can have a positive effect.

Key words: Catch per unit effort – Ecologic status – Hydropower – *Mysis relicta* – Water directive

Øystein Nordeide Kielland, Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Karstein Hårsaker, Anette Grimsrud Davidsen, Aslak Darre Sjørnsen, Charlotte Egdetveit Karlsen, NTNU University Museum, Department of Natural History, NO-7491 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Lokalitetsbeskrivelse og reguleringsregime	8
3 Metodikk	11
3.1 Prøvefiske	11
3.2 Bunndyr, dyreplankton- og mysisundersøkelser	11
3.3 Vannkjemi.....	12
3.4 Vurdering av gytepotensial i nærliggende lokaliteter.....	12
4 Resultater	13
4.1 Prøvefiske	13
4.2 Bunndyr, dyreplankton og mysis.....	19
4.2.1 Bunndyr.....	19
4.2.2 Dyreplankton/Zooplankton.....	20
4.2.3 Mysis.....	20
4.3 Vannkjemi.....	21
4.4 Gyteforhold og vandringsmuligheter	21
4.4.1 Bekk nord for Dettfosselva	21
4.4.2 Dettfosselva	21
4.4.3 Rødbergbekken	22
4.4.4 Bekk v. Lestessetran	22
4.4.5 Bekk vest for Reinseta.....	22
4.4.6 Reinseta.....	22
4.4.7 Elv i Bjenndalen	23
4.4.8 Sandåa.....	24
4.4.9 Liabekken.....	24
4.4.10 Reinsjøelva.....	24
5 Diskusjon og vurdering av tilstand i forhold til vannforskriften	26
6 Referanser	30
Vedlegg.....	32

Forord

NTE Energi og Fylkesmannen i Trøndelag ble i 2019 enige om å gjennomføre fiskebiologiske undersøkelser i Bangsjøene, og vurdere lokaliteten opp mot kriteriene for økologisk potensial i vannforskriften. Oppdraget ble utført etter arbeidsinstruks av NTNU Vitenskapsmuseet, som i tillegg til å gjennomføre fiskebiologiske undersøkelser, bunndyr- og dyreplanktoninnsamling og innhenting av vannkjemi i 2019 har gjort tilgjengelig et notat med data som ble samlet inn i 1987-1990 under separate undersøkelser av regulerings effekter (fiskerisakkyndig uttalelse).

Vi takker herved for oppdraget og samarbeidet underveis.

Trondheim, 19. juni 2020

Øystein Nordeide Kielland
prosjektleder

1 Innledning

Bangsjøene bestod i utgangspunktet av tre separate innsjøer, men ble forbundet til ett stort magasin i forbindelse med reguleringen og påfølgende vannheving i 1970. Dette ble gjort etter at det i 1968 ble det vedtatt i kongelig resolusjon at Bangsjøene kunne benyttes som magasin til vannkraftproduksjon, hvor noe av vannføringen ble overført fra Bogna i nord til Snåsavatnet i sør. Konsesjonen som ble gitt til regulering ble i likhet med andre konsesjoner på 60-tallet pålagt muligheten for alminnelig revisjon etter 50 år.

Kort tid etter reguleringen (1971-1973) ble det satt ut mysis (*Mysis relicta*) i Bangsjøene, hvor intensjonen var å øke næringstilbudet for fiskebestanden av brunørret (*Salmo trutta*). Historisk har dette derimot i en rekke tilfeller vist seg å være økologisk forringende, hvor man generelt opplevde en negativ effekt på fiskebestandene de stedene dette krepsdyret ble satt ut (Lasenby mfl. 1986). Årsaken er en sterk evne hos mysis til å livnære seg på samme trofiske nivå som dyreplankton, samt å unngå fiskepredasjon gjennom natteaktiv adferd. Derved utkonkurrerer mysis dyreplanktonarter som planktonspisende fisk ellers ville ha beitet på, samtidig som den selv i stor grad unngår beiting.

Den forrige større undersøkelsen ble gjennomført et tiår etter reguleringen og introduksjonen av mysis (Arnekleiv og Koksvik 1986). Den gangen ble det konkludert med at det var for tidlig å foreta noen konklusjon på hvordan mysis påvirket fiskepopulasjonen, ettersom populasjonene ennå var under utvikling. Vi tok derfor sikte på å undersøke dette i 2019, samt se resultatene i lys av data fra en undersøkelse utført i 1990 (Arnekleiv og Ofstad 1991). Undersøkelsene utført i 1990 ble gjort i forbindelse med at Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfisk (LFI) ble oppnevnt som fiskerisakkyndig til utsatt skjønn. I tillegg til prøvefiske i 1990 inkluderer nevnte rapport evaluering av mystemettheter, samt et prøvefiske i 1987 og 1988 utført av Snåsa Fjellstyre og Jo Vegar Arnekleiv.

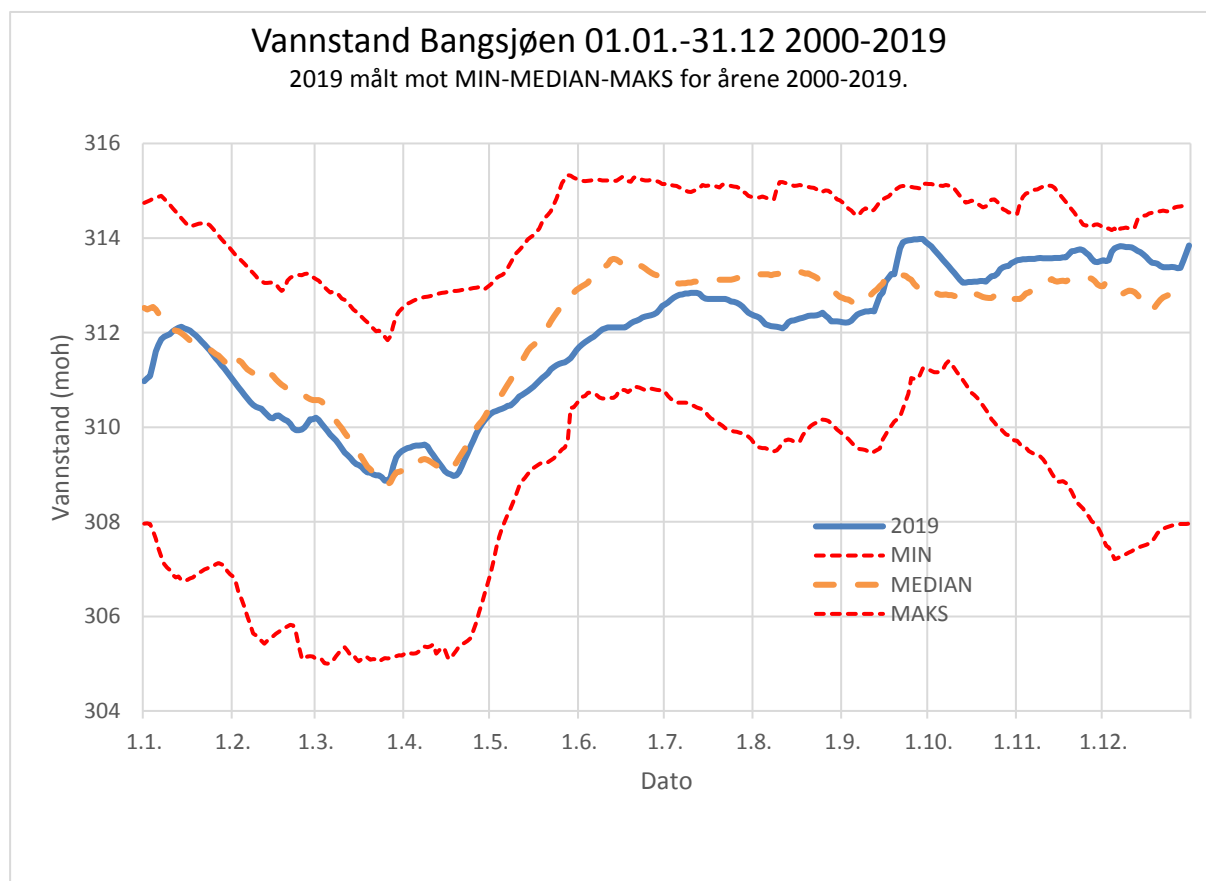
I utgangspunktet er ørret en art som tilpasser seg næringstilbudet som er tilgjengelig. Således er ørret mindre utsatt for påvirkning fra mysis enn røya, som i stor grad har spesialisert på å jakte dyreplankton i de lysrike frie vannmassene (Langeland mfl. 1991b, Jansen mfl. 2002). Hvordan dagens størrelsesfordeling av fisk reflekterer dette, og til hvilken grad fiskesamfunnet ellers har endret seg etter utsetting av mysis er sentrale spørsmål i en slik sammenheng. På bakgrunn av forrige rapport (Arnekleiv og Ofstad 1991), kan det tidlig i sesongen (juni) forventes å finne predasjon fra ørret på mysis, mens det i månedsskiftet august/september antakeligvis er tilsvarende lite av dette. Effekten av mysis på fiskepopulasjonen kan derfor ikke fullstendig evalueres utelukkende fra prøvefisket i august, men vil gi indikasjoner på betydningen av mysis som næring for ørret på høsten.

I denne undersøkelsen var målet å utføre et geografisk spredt standardisert prøvefiske med bunn-garn og flytegarn i henhold til norsk standard, NS9455, i august måned og å innhente kunnskap om effekten av mysis. I tillegg var hensikten å foreta de nødvendige biologiske og kjemiske analyser som kreves for å kunne vurdere økologisk potensial med hensyn til vannforskriften, med fokus på sterkt modifiserte vannforekomster (Departementsgruppen vanndirektivet 2014, Direktoratetsgruppen vanndirektivet 2018). Sistnevnte analyser inkluderer vurdering av innsjøenes potensial for rekruttering av nye individer, fysisk-kjemiske analyser av vannkvaliteten, kunnskap om artssammensetningen blant bunndyr og dyreplankton, samt en vurdering av vannreguleringsregimet. Det finnes noe supplerende data på bunndyr fra tidligere, men kun fra strandsonen før regulering (Arnekleiv og Ofstad 1991). For å tilfredsstille flere av kvalitetspunktene som inngår i miljøtilstands-analyse i vann iht. vannforskriften innhentet vi derfor bunndyrprøver fra de tre ulike delene av magasinet.

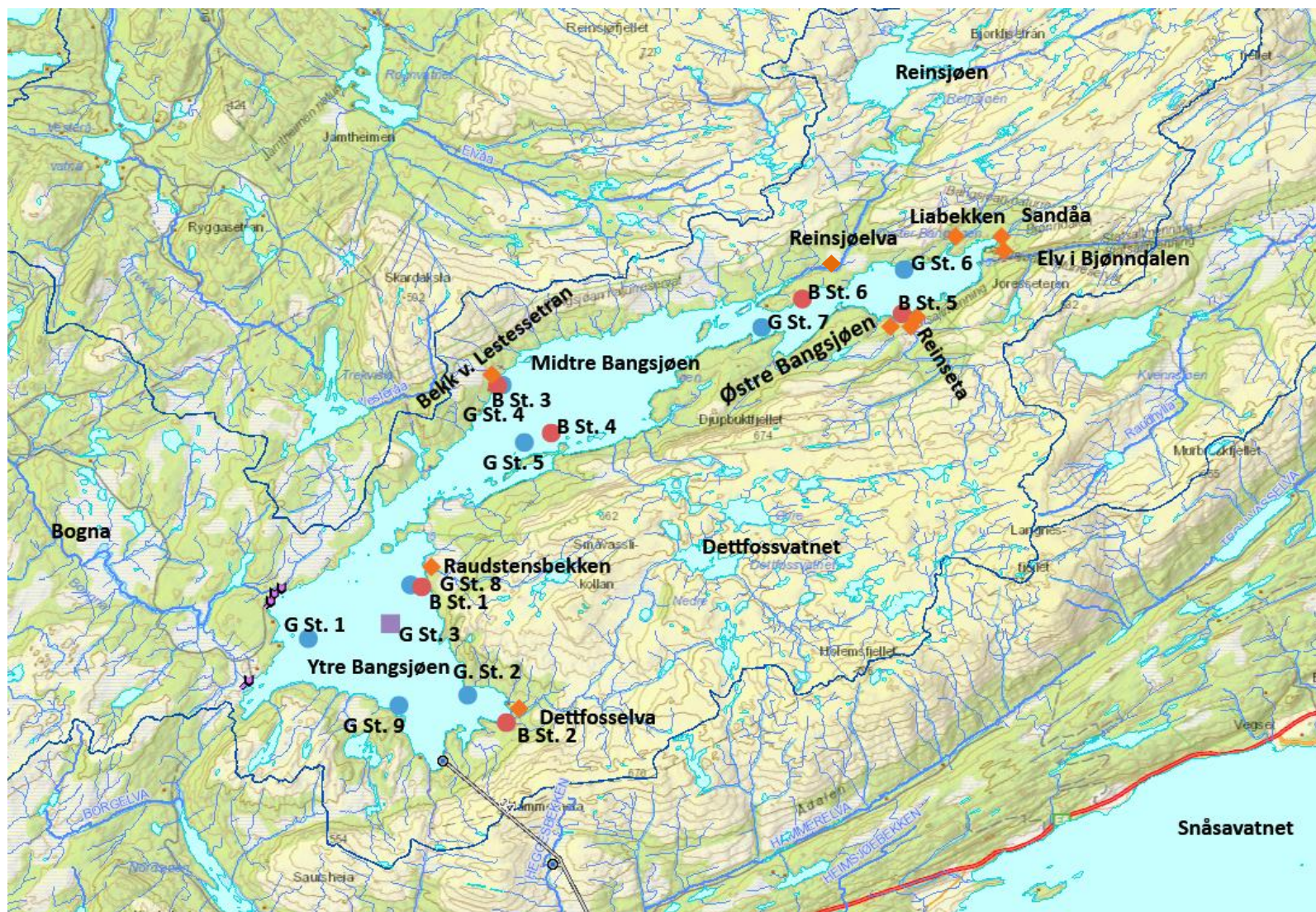
2 Lokalitetsbeskrivelse og reguleringsregime

Bangsjøene ligger i Steinkjer, Grong, Snåsa og Overhalla kommuner i Trøndelag (figur 2). Sjøen er omgitt hovedsakelig av myrområder, med innslag av bjørk, gran og furu. Området har berggrunn bestående av migmatittisk gneis og kalksilikatskifer. Berggrunnen sammen med tilsig fra myrområder og neddemte myrarealer har historisk sett ført til at vannet er forholdsvis surt (pH 6.4-6.8 i august) og inneholder noe humusstoffer som gir det en brunlig gul farge (se 4.3 vannkjemi).

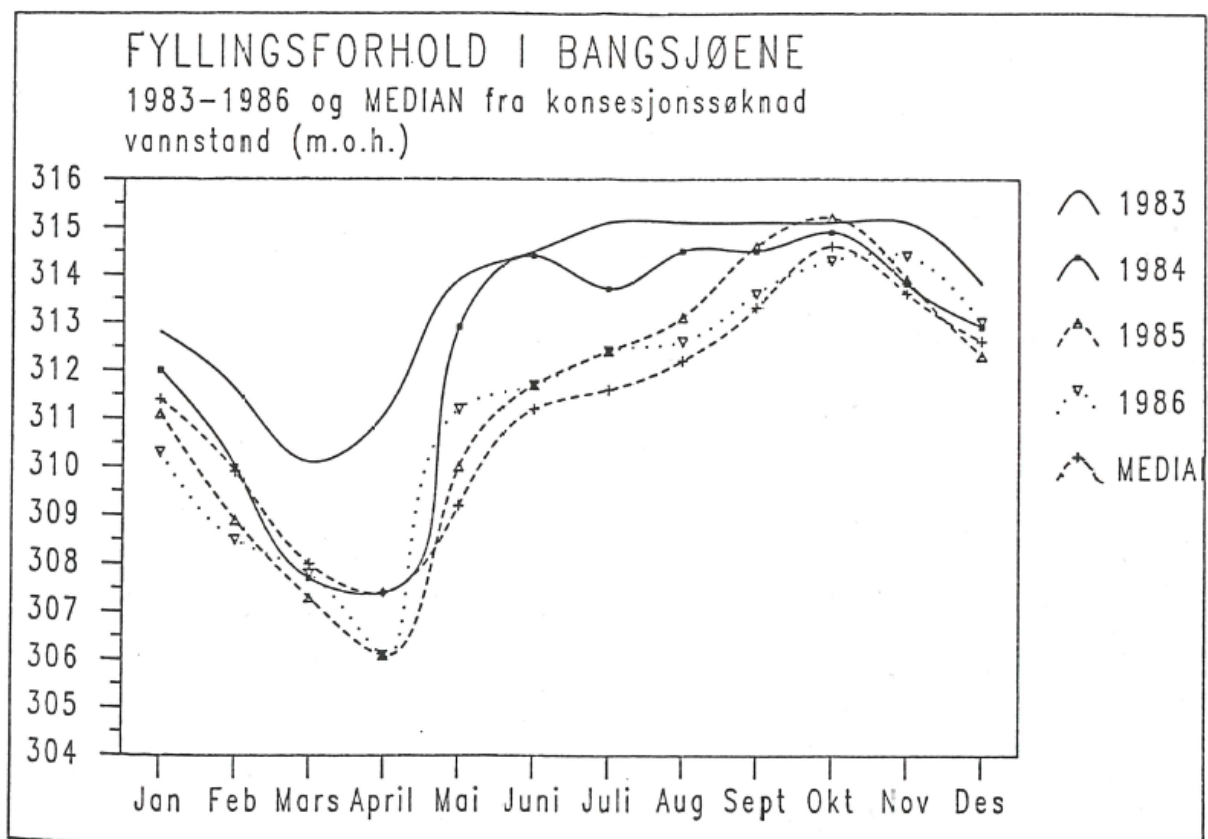
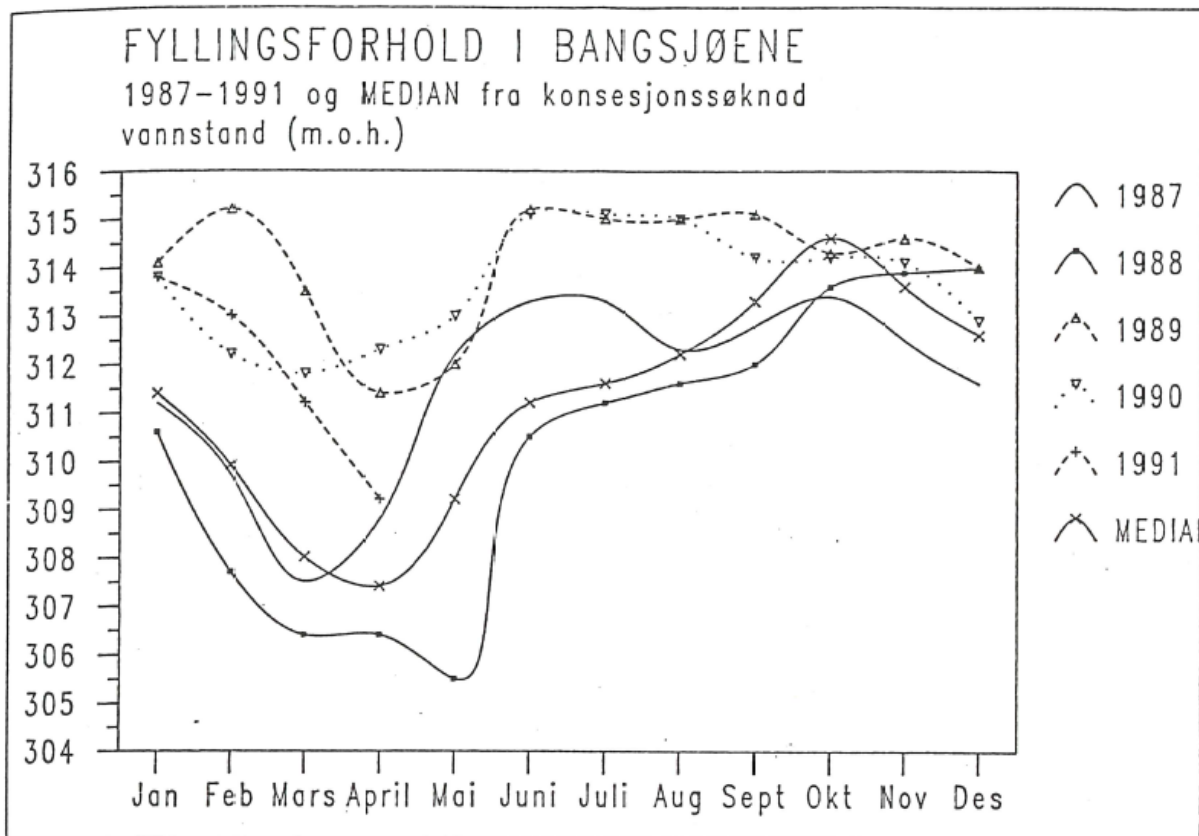
Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (Nå NTE Energi) ble ved Kgl. Res. Av 5.7.1968 gitt tillatelse til å regulere Bangsjøene mellom kotene 305 (LRV) og 315 (HRV). Før regulering var sommervannstand på høydekote 307 slik at reguleringshøyden er 10 m, med 2 m senkning og 8 m heving i forhold til uregulert når magasinet utnyttes fullt ut. Reguleringen ble gjennomført fra 1. april 1970. Tapping av magasinet foregikk historisk sett (1983-1990; se figur 3. 1970-1983; se Arnekleiv og Koksvik 1986, Arnekleiv og Ofstad 1991) fra oktober/november og nådde sin laveste regulerede vannstand i slutten av april. Oppfyllingen startet fra ca. første mai med normal oppfylling til kote 312 innen første august, men dette varierer mye mellom år. Ut fra data fra 2019 og fra de siste tjue år ser variasjonen i fyllingsgraden omtrent lik ut som de historiske seriene, dog med noe mindre medianvariasjon (figur 1). Det er ikke pålegg om utsetting av fisk i Bangsjøene.



Figur 1. Fyllingsgrad i Bangsjøene i 2019, hvor feltarbeidet i 2019 ble utført i midten av august, slik at vannstanden og dermed adgang til bekker ble besiktet ved kote 312. Stiplede linjer (median, samt min. og maks.) indikerer fyllingsgrad for et gitt tidspunkt for de siste 20 år (1999-2019). Data (korrigert for skuddår) og figur utarbeidet av Terje Egge ved NTE.



Figur 2. Oversiktskart over stasjoner med garn (bunn garn G St. 1 – 9, blå sirkel, flyte garn G St. 3, lilla firkant), bunndyr (B St. 1 – 6, rød sirkel), samt befarte bekker (Oransje firkant). Overføringstunellen til Snåsavatnet er indikert i sør ved Dettfosselva, demningen mot Bogna i vest er markert i vest (rosa), mens omrisset i mørk blå angir nedslagsfeltet til Bangsjøene.



Figur 3. Fyllingsforhold i Bangsjøene i perioden 1983-1991. Hentet fra Arnekleiv og Ofstad (1991).

3 Metodikk

Vi gjennomførte et standardisert prøvafiske iht. norsk standard, NS 9455, mellom 12. og 16. august 2019 (Appelberg mfl. 1995), med totalt 106 garnnetter. I tillegg ble tatt to vannprøver fra 0 og 20 m dyp i hvert av de tre bassengene, ett vertikaltrekk (0-35/50m) med dyreplanktonprøver fra hvert basseng, samt bunndyr fra 2 stasjoner pr. basseng. En natt ble det også foretatt 3 vertikaltrekk fra 0-35/50 m etter mysis. En oversikt over stasjonene og hvor de ulike prøvene ble tatt kan ses i figur 2.

3.1 Prøvafiske

Prøvafiske etter norsk standard involverer bruk av garn hvor 12 maskevidder (5, 6.3, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm) er representert på samme garn (nordisk serie). På stasjoner med bunn garn er et garn 1.5 m høyt og 30 m langt, mens flytegarn er 6 m høyt og 30 m langt, noe som gir et overflateareal på 45 og 180 m², respektivt. Riktignok vil flytegarnene settes pelagisk der det erfaringsmessig oppholder seg færre fisk av de mindre størrelsene, så fangsteffektivitet (ind. m⁻²) mellom bunn garn- og flytegarn er i utgangspunktet ikke sammenlignbare. For å få et godt bilde av det pelagiske samfunnet (et høyt nok antall av fisken som brukte de frie vannmassene for å kunne ta generelle slutninger) brukte vi derfor i tillegg forholdsmessig større garn i tillegg ett nordisk flytegarn som fungerte som kontroll på stasjon 3 i tre netter. Det ble totalt fisket 12 garnnetter (3 netter å fire garn i lenke) i de frie vannmassene med et nordisk flytegarn i lenke med tre garn med maskeviddene 29, 32 og 35 mm. For hver bunn garnstasjon ble garn etter nordisk standard satt i lenker å to garn på dybdene 0-3 m, 3-6 m, 6-12 m, 12-20 m, 20-35 m og 35-50 m. Det forekom ett unntak på stasjon 4, hvor det var forholdsvis grunt og det dypeste garnet gikk fra 20-35 m. Totalt ble det fisket 94 garnnetter med bunn garn, hvor hvert fiskede individ ble målt til totallengde og veid.

Det ble i tillegg tatt mageprøver og foretatt kvalitetsanalyser (parasittismegrad, kjøttfarge, reproduktivt stadium, kjønn, fyllingsgrad i magesekk) av et representativt utvalg fra hvert basseng. For å måle et individs tilstand i forhold til næringsgrunnlaget (kondisjon), beregnet vi forholdet mellom vekt og lengde som beregnet ut i fra Fultons formel (Kondisjonsfaktor, $K = 100 \times \text{Vekt (g)} / \text{lengde (cm)}^3$). Vi benyttet naturlig lengde som lengdemål (fra snute til bakerste punkt hale, naturlig utstruktet). Før 1985/1990 var det generelt vanlig å benytte andre lengdemål, f.eks. gaffellengde (lengde fra snute til «gaffel» av halefinne). Ved å multiplisere kondisjonsfaktor utregnet fra naturlig lengde med 1.065 (Langeland 1977) vil vi kunne sammenligne den kondisjonsfaktoren vi finner med tidligere resultater.

3.2 Bunndyr, dyreplankton- og mysisundersøkelser

Bunndyr ble samlet inn ved hjelp av sparkemetoden (Frost mfl. 1971) i littoralsonen. Vi benyttet en håv med ramme på 25 x 25 cm og en påmontert håvpose med maskevidde på 0,25 mm. Prøvene ble deretter tatt i henhold til norsk standard (NS 4719). Vi samlet totalt inn bunndyr fra seks GPS-festede stasjoner fordelt på de ulike delene av Bangsjøene, i nærheten av der det ble prøvafisket. Det ble tatt tre parallelle ett-minutts sparkeprøver pr. stasjon.

Innsamling av dyreplankton ble gjennomført ved bruk av planktonhåv med diameter 29 cm (gir åpning på 660 cm²) og en maskevidde på 90 µm. På hver lokalitet ble det tatt tre parallelle vertikale håvtrekk, og hvert håvtrekk ble tatt fra bunnen og opp til overflaten. Prøvene ble fiksert på Lugols løsning i felt og seinere gjennomgått under stereolupe på lab. Det ble foretatt artsbestemmelse og lengdemåling av de vanlige artene for biomasseberegning. Biomasseverdiene ble beregnet ut fra kjente regresjoner mellom lengde og tørrvekt (Botrell mfl. 1976, Rosen 1981, Watkins mfl. 2011).

Prøvetaking av mysis ble tatt med vertikale håvtrekk med spesialhåv (åpning 1 m², maskevidde 500 µm) utstyrt med blylodd i snorfestet foran åpningen på håven slik at den kan senkes med åpningen ned, snues ved å trekke i snora og dermed fange både på vei ned og på vei opp. Hver

prøve består derfor av to vertikale trekk mellom overflaten og ned til ca. 35 m (1 prøve) og 50 m (2 prøver). Det ble tatt 3 parallelle prøver mellom G St. 2 og G St. 9 i Ytre Bangsjø. Prøvene ble fiksert på 80 % etanol i felt.

3.3 Vannkjemi

Hydrografiske målinger og vannanalyser ble tatt fra tre målepunkter og to dyp (0 og 20 m), fordelt på de respektive delmagasinene. I tillegg målte vi synlig innsjøfarge og siktedyp ved hjelp av en hvit og svart Secchi-skive. Vannprøvene ble tatt i overflaten og på 10–15 meters dyp fra de tre lokalitetene. Disse prøvene ble i etterkant analysert for de viktigste enkle kjemiske komponentene (pH, kalsium og konduktivitet) og mht. fargetall. Disse kjemiske analysene ble målt på lab i etterkant av feltarbeidet, hvor pH og konduktivitet (K_{25}) ble målt med et multi-parameterinstrument av typen WTW pH/Cond 340i. Kalsium målt ved hjelp av titrering (Aquamerc 111110). Fargetall (Pt-verdi) ble bestemt med en "Hellige" fargekomparator tilkoblet 25 cm Nesslerrør. Fargeskiver kalibrert mot standardløsninger med platinakoboltchlorid (skalert fra 0 til 150 mg/l, fra blank via gul til brun), ble brukt til å kvantifisere fargetall.

3.4 Vurdering av gytepotensial i nærliggende lokaliteter

For ørret skjer generelt reproduksjon i rennende vann, og i regulerte vann skjer dette i tilløpsbekker. Yngelen oppholder 1-3 av sine første år i gytebekken, før de vandrer ut i innsjøen. I regulerte vann er det ofte stort spenn i reguleringshøyde mellom de ulike periodene med nedbør/snøsmelting av vesentlig betydning. Derfor evaluerte vi hvorvidt om fisken hadde fri adgang til gytebekker av vesentlig størrelse/potensiale (se figur 2 for lokaliteter). Vandringmulighetene ble vurdert i august, hvor vannstand er tilnærmet lik det den er rundt gytesesongen på senhøsten. Vi definerte vandringshinder i henhold til tab. 6.13 i klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018), i tillegg til at vi benyttet rapporten *Frie fiskeveger* (Haugland og Hjelle 2015) og DNs håndbok 22-2002; Slipp fisken fram (Direktoratet for Naturforvaltning 2002).

Rekrutteringsevnen til hver enkelt bekk/elv ble kort undersøkt gjennom el-fiske, hvor det ble fisket med et bærbart elektrisk fiskeapparat på enkelte elver/bekker hvor vi var i tvil om det var vandingsproblemer på enkelte vannstander. Det ble el-fisket på 1-3 stasjoner i hver av de aktuelle tilløpsbekkene, og basert på resultatet fra de største tilførende bekkene/elvene vurderte vi deretter hvorvidt det forelå rekrutteringssvikt. Hver stasjon ble avfisket én gang og vi skilte individene fra hverandre på alder basert på antall somre; yngel (0+) og eldre individ ($\geq 1+$). Det blir foretatt en enkel bonitering av bunnsubstratet på de stasjonene som ble el-fisket, hvor dominerende bunnsubstrat ble klassifisert etter standard metode.

4 Resultater

4.1 Prøvefiske

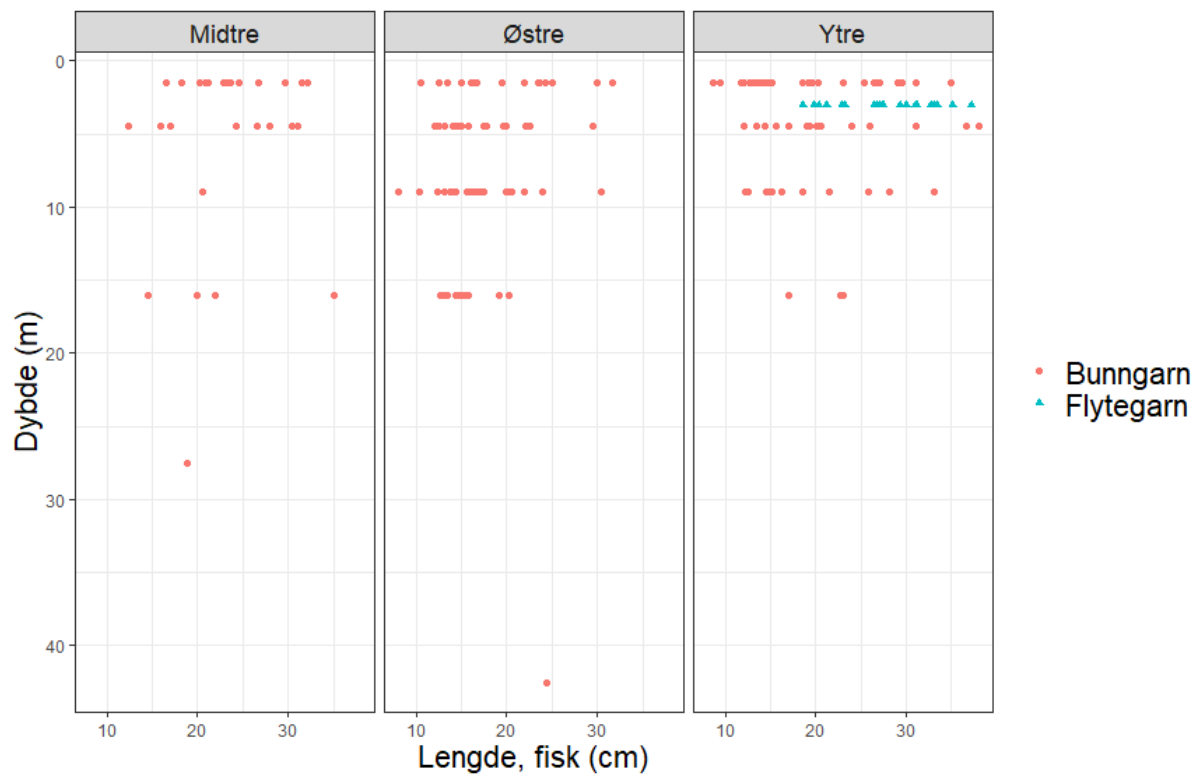
Det ble totalt fanget 177 ørret over 106 garnnetter fordelt over de tre bassengene (tabell 1). I tillegg ble det fanget fem trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), som stort sett (80 %) seg befant seg i de øvre 12 m av Ytre og Midtre Bangsjøene. Stingsild utgjorde dog også mye (21 %) av dietten i Østre Bangsjø, hvilket indikerer at arten trolig befinner seg også der. I flytegarnfangsten var ørretens gjennomsnittlige naturlige lengde på 27,9 cm ($\pm 5,3$ cm) og snittvekt 216,4 g ($\pm 112,6$ g), mens gjennomsnittslengden ved bunngarnfisket var 19,3 cm ($\pm 6,4$ cm) med en gjennomsnittsvekt 91,3 g ($\pm 97,5$ g). Det ble tatt seks fisk over 35 cm (maks. 38 cm), hvor toppvekten lå på 465 g. Forholdsmessig flere av de største individene ble fanget i Ytre og Midtre Bangsjøene, også i de standardiserte seriene (figur 5), hvor Østre Bangsjø viste en hovedvekt av mindre individer.

Kondisjonsfaktoren lå på 0,92 i snitt og tilsvarer normal/middels kondisjon (hvor verdier under 0,9 indikerer mager fisk, mens verdier rundt og over 1 tilsier fetere fisk). I midtre og østre basseng stagnerte ikke fisken i kondisjon med en økning i lengde, mens i ytre basseng var det en trend hvor kondisjonsfaktoren var redusert blant de største individene (figur 6). Generelt var det en høy andel gyteindivider, hvor de tidligst reproduserende individene til og med ble funnet i den minste størrelseskategorien (<13 cm). For lengdegrupper over 28 cm var alle individene gytende, med en overvekt av gytehoer (~70 %). Tilsvarende var kjøttet lyserødt eller rødt for omtrent samtlige individer over 23 cm (klassifisert som «rødt» for over 50 % av individene over 28 cm), ofte forbundet med en høy andel krepsdyr/karotenoider i kosten (figur 8). Omtrent halvparten av all undersøkt fisk var infisert med innvollsparasitter (figur 9), hvor andelen «sterkt infisert» var i underkant av 11 %.

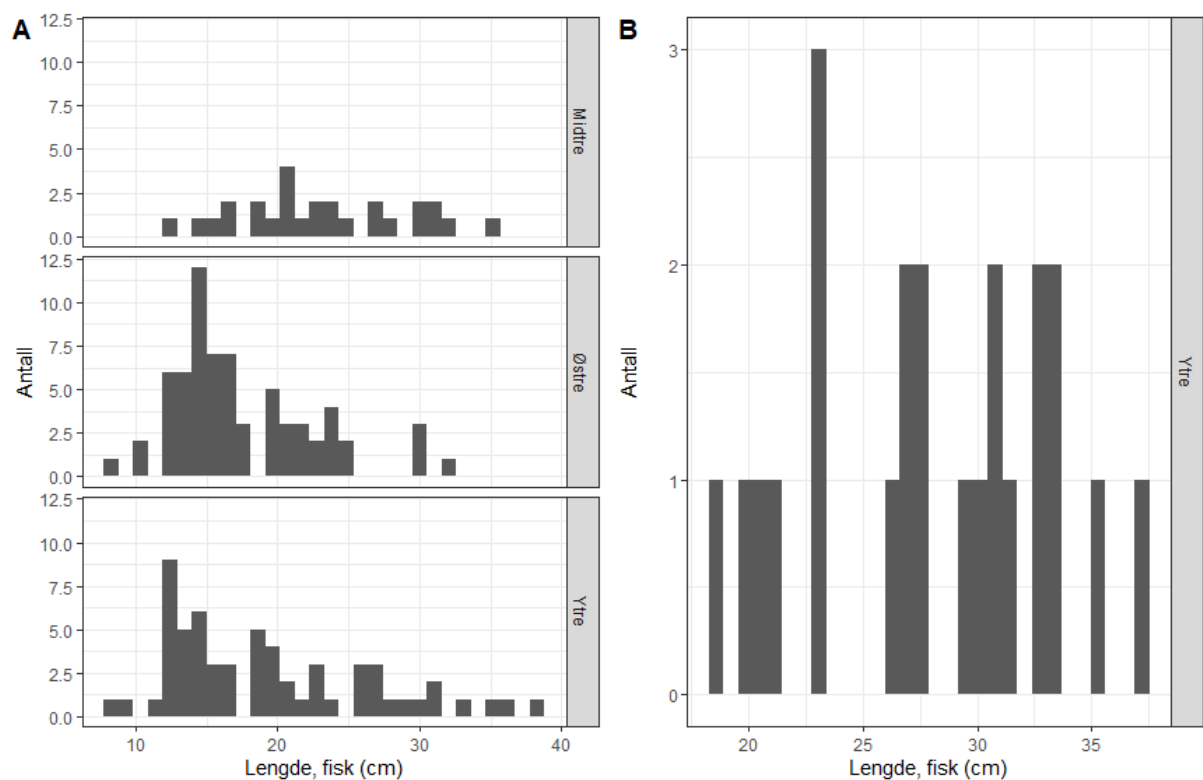
Totalt hadde 41 individer ingen mageinnhold (figur 10), mens 28, 14 og 13 individer hadde lite innhold i magesekken, halvfull og full magesekk, respektivt. Til tross for den høye andelen av individer med sterk rød kjøttfarge, ble det ikke avdekket mysis i noen av mageprøvene (figur 11), hvor 96 individer ble obdusert. Hovedsakelig spiste ørreten plankton, fisk, luftinsekt og vårfluer, med unntak av Midtre Bangsjø hvor ertemusling ble påvist i 9 % av mageprøvene og Østre Bangsjø hvor det ikke ble påvist vårfluer i dietten. Noen individer av ørret hadde fortært dyr vi ikke kunne identifisere med sikkerhet eller som ikke inngikk som en av de vanligste gruppene med føde, disse ble kategorisert som «andre bunndyr». For eksempel hadde et par individer spist en nematode og en tovinge (diptera) på puppestadiet. Fisk som kunne identifiseres var utelukkende stingsild, og plankton som hadde blitt fortært var stort sett dafnier eller langhalerovkreps (*Bytotrephes*).

Tabell 1. Fangst og tettheter av ulike arter ved ulike habitat. Fangsteffektiviteten (CPUE, catch pr unit effort) angir effektiviteten i fangst i antall fisk pr. 100 m² garnareal. CPUE er ikke angitt for flytegarn, ettersom metoden ikke var standardisert.

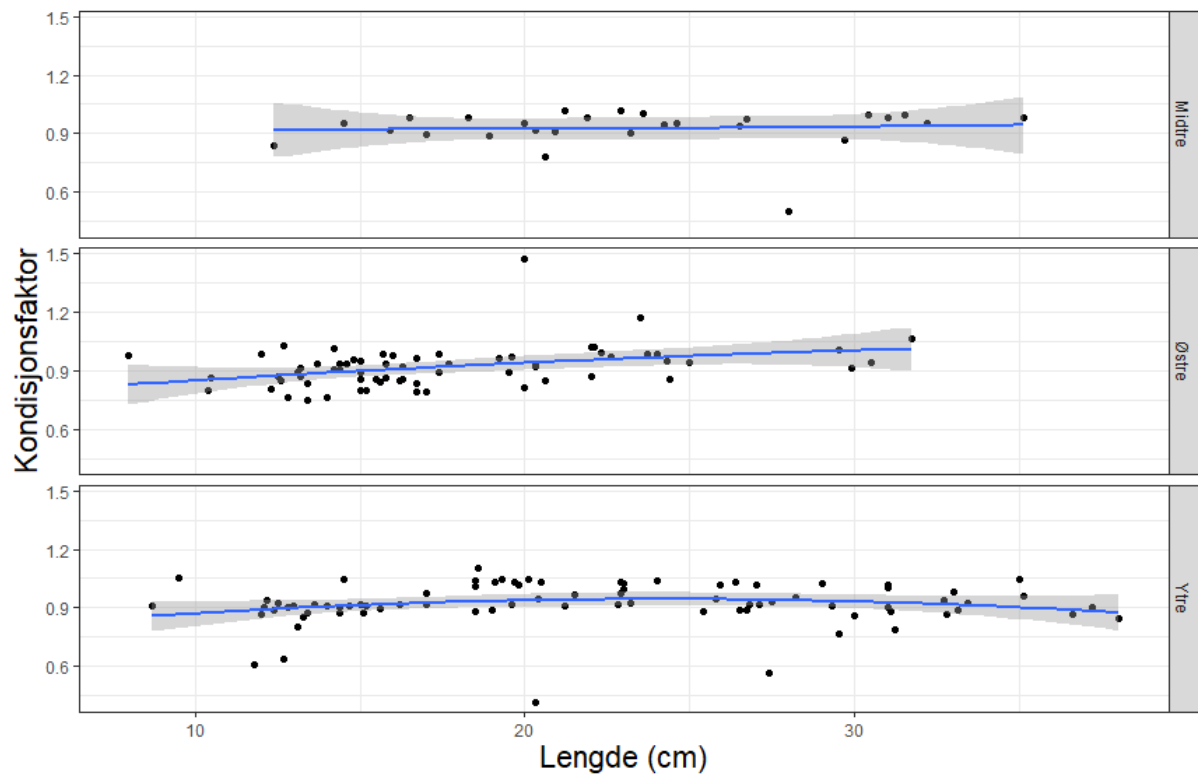
Garntype	Garnnetter	Ørret		Trepigget stingsild
	Antall	Antall	CPUE	Antall
Flytegarn	12	23	-	0
Bunngarn, Ytre	48	60	2,8	4
Bunngarn, Midtre	22	27	2,7	1
Bunngarn, Østre	24	67	6,2	0
Sum	106	177	3,6	5



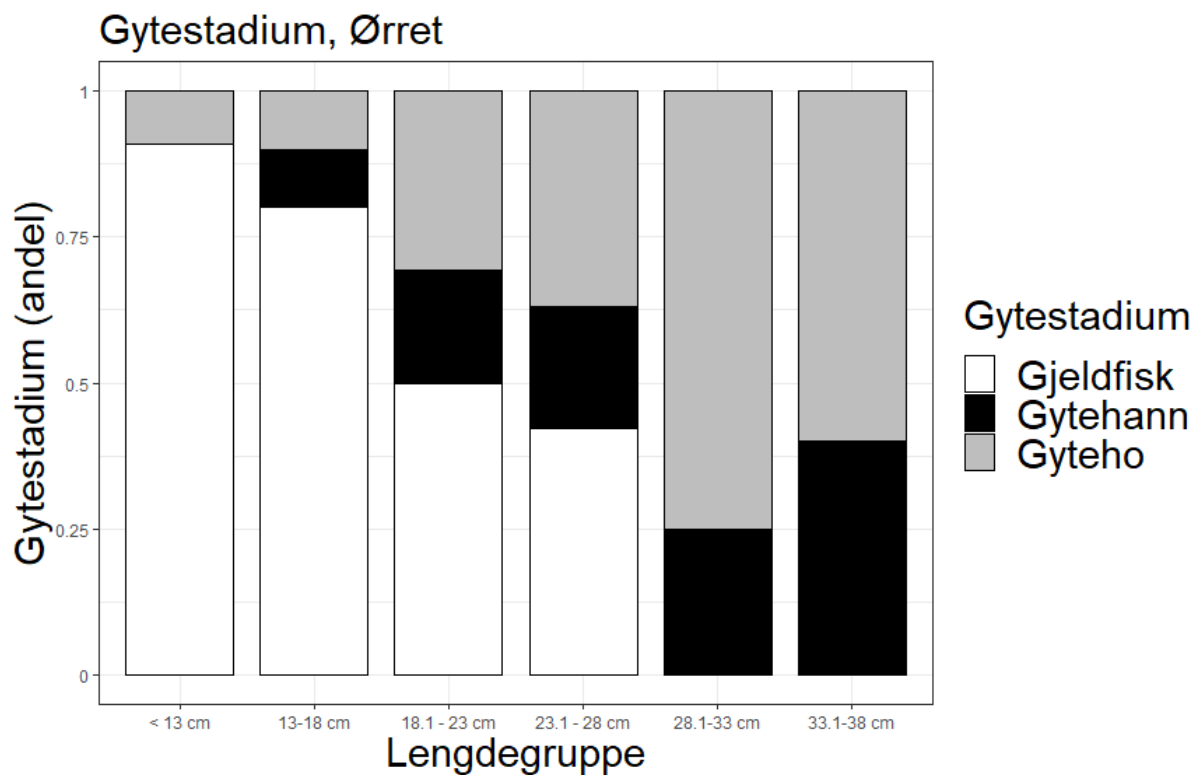
Figur 4. Fangst fordelt på dybde og garntype under prøvefiske i Bangsjøene i august 2019.



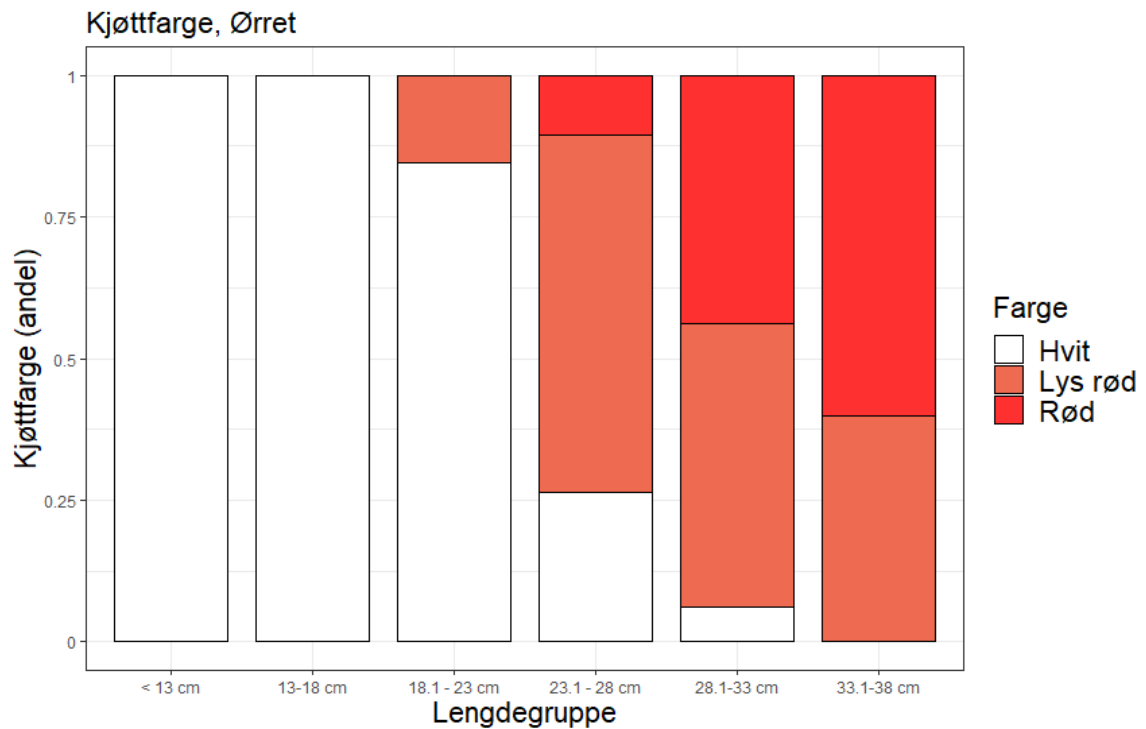
Figur 5. Lengdefordeling for fangst av ørret i Ytre, Midtre og Østre Bangsjøene under prøvefiske for bunngarn (A) og flytegarn (B), respektivt.



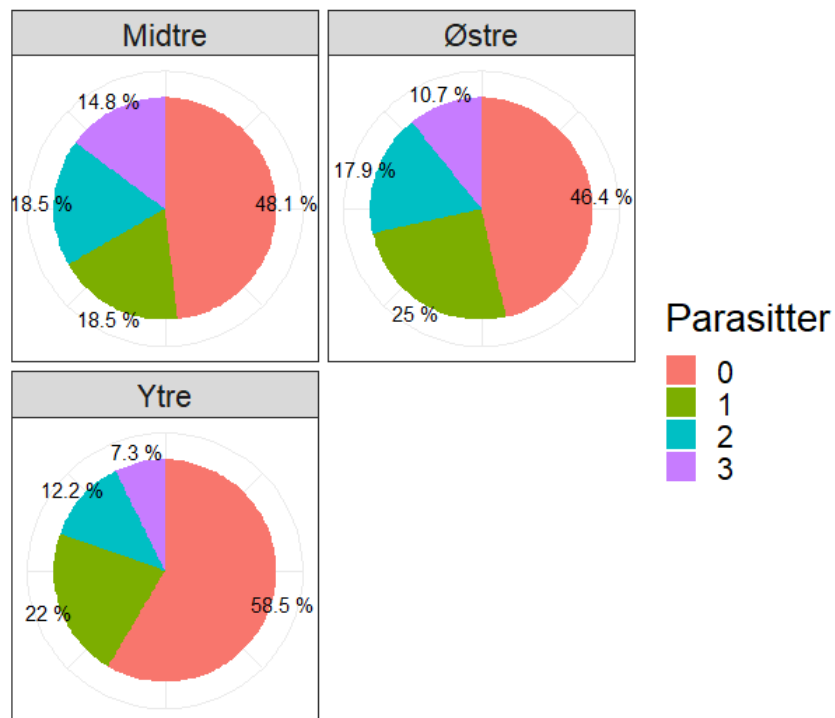
Figur 6. Kondisjonsfaktor (K) hos ørret i Bangsjøene, hvor høye verdier av K indikerer en forholdsmessig høy vekt for en gitt lengde.



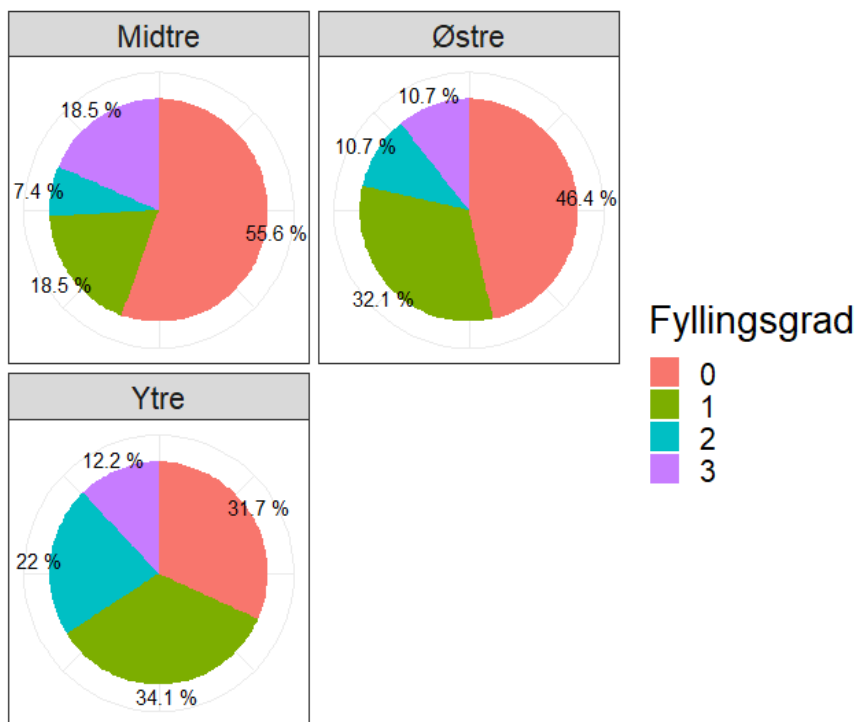
Figur 7. Et utvalg individer ørret av hver lengdegruppe (n = 96) fra prøvefisket i Bangsjøen ble obdusert for å anslå kjønn og reprodutiv status. Gjeldfisk angir ikke-gytende fisk.



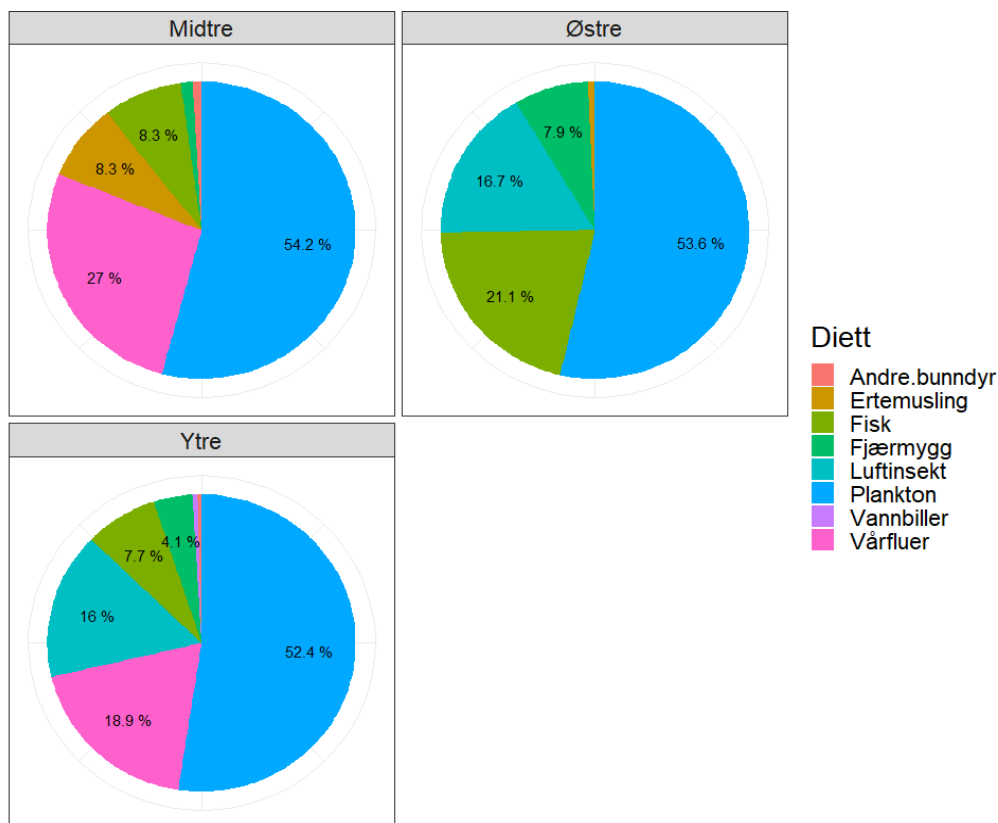
Figur 8. Et utvalg individer (n = 96) fra hver lengdegruppe under prøvefisket i Bangsjøene ble obdusert for å anslå kvaliteten/fargen på kjøttet, hvor skalaen går fra hvit via lyserød til rød.



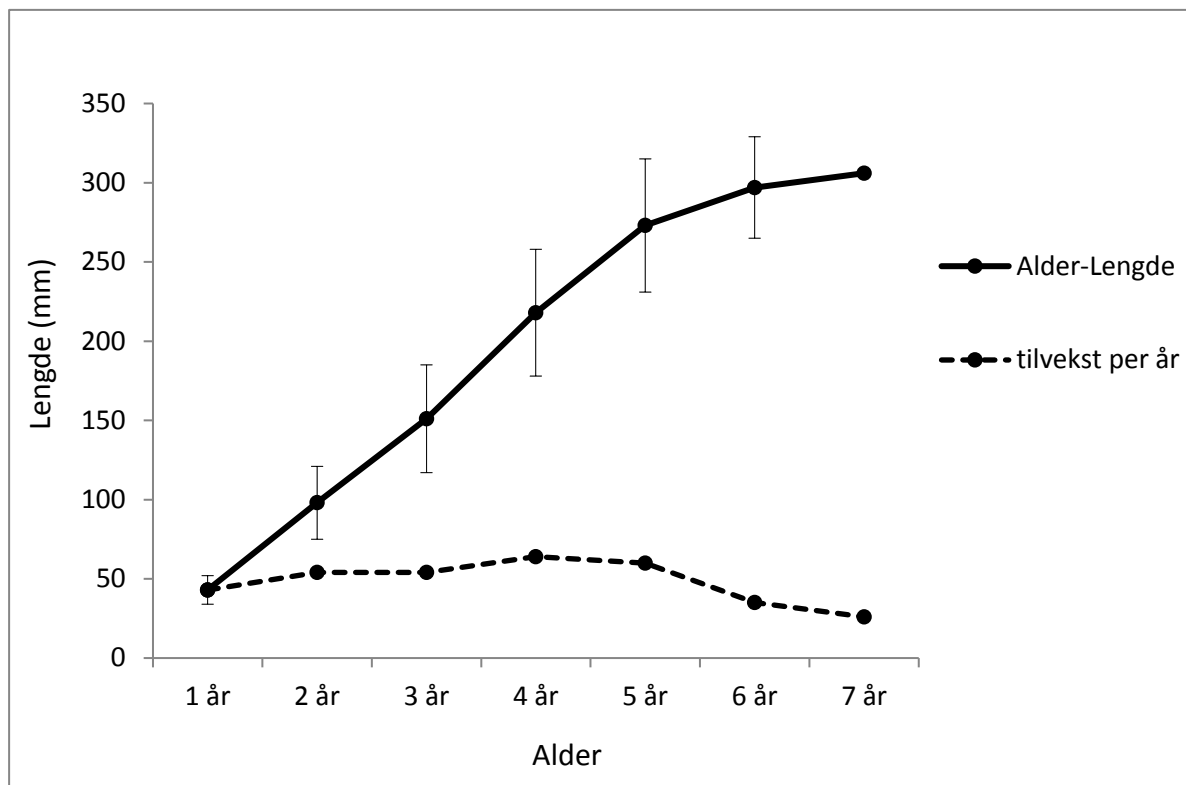
Figur 9. Graden (fra ingen, 0, til sterkt infisert, 3) av infeksjon av innvollsparasitter ble vurdert hos et utvalg undersøkte individer (n = 96) fra prøvefiske i Bangsjøene i 2019.



Figur 10. Fyllingsgraden i magesekken ble vurdert under obduksjon hos et utvalg individer fra prøvefisket i Bangsjøene. Skaleringen går fra 0 (tom) til 4 (full), og i sjelden tilfeller 5 (utsptilt). Det maksimalt observerte nivået 3 indikerer med andre ord at individene med innhold i magen hadde maksimalt fylt 75% av magen.



Figur 11. En del av næringsinnholdet i magen hos ørret kan identifiseres til familie eller orden, dette gjelder spesielt insekter og krepsdyr. Oversikten over viser innhold vi med sikkerhet kunne fastslå hos et utvalg obduserte individer (n = 96) av ørret fra Bangsjøene i august 2019.



Figur 12. Gjennomsnittslengde (med standardfeil) og tilbakeberegnet tilvekst pr år. for et utvalg ørretindivider innen hver størrelsesgruppe fra prøvefisket i Bangsjøene i 2019.

Et utvalg individer ($n = 66$) ble brukt til å beregne alder ved de ulike lengdegruppene av ørret, hvor skjellprøver ga grunnlag for å beregne antall år for hvert individ og tilvekst mellom de ulike år. Ut fra denne analysen ser det ut til at ørreten står 1-4 år på bekk før den vandrer ut i sjøen. Tilveksten i bekkene er lav (3-4 cm per år). Mange fisk får et vekstomslag som mest sannsynlig kommer av at de har vandret ut i sjøen, noe som kan indikere enten en gjennomsnittlig høyere temperatur og/eller en overgang i diett. Etter overgangen til innsjøen får de da en årlig tilvekst på 6-10 cm per år, men ser ut til å stagnere etter 2-3 år med god tilvekst, trolig i kombinasjon med kjønnsmodning.

Tabell 2. Lengde og tilvekst ved ulike vekstår hos ørret ($n = 66$) i Bangsjøene. Vekst ved ulike årsklasser har blitt tilbakeregnet for hvert individ, derav høyere utvalgsstørrelse i de første årene

Alder	Snittlengde (mm)	Std. feil	Variasjonsbredde (mm)	Årlig tilvekst (mm)	Std. feil	Variasjonsbredde (mm)	n
1 år	43	9	31-65	43	9	31-65	50
2 år	98	23	67-139	54	17	26-86	48
3 år	151	34	99-222	54	17	29-99	45
4 år	218	40	147-299	64	18	31-108	31
5 år	273	42	184-332	60	24	28-104	11
6 år	297	32	277-334	35	6	29-41	3
7 år	306			26			1

4.2 Bunndyr, dyreplankton og mysis

4.2.1 Bunndyr

Det ble påvist relativt få bunndyrtaksa i lave antall i sparkeprøver fra Bangsjøan (tabell 3). Bunnfaunaen var generelt dominert av fjærmygg og fåbørstemark. Stasjon 1 i Ytre Bangsjø hadde både flest registrerte taksa og høyest antall individer. Kun syv taksa, fordelt på en bille, to vårfluer, to døgnfluer og to steinfluer, ble identifisert til artsnivå. I tillegg ble vårflueartene *Mystacides azurea* og *Molanna albicans* funnet i mageprøver fra ørret. Samtlige påviste bunndyrarter må regnes som vanlige i Midt-Norge.

Tabell 3. Totalt antall bunndyr basert på tre parallelle sparkeprøver per stasjon i Bangsjøan 14-15. august 2019

		St. 1 Ytre	St. 2 Ytre	St. 3 Midtre	St. 4 Midtre	St. 5 Østre	St. 6 Østre
Dytiscidae-larver	Bille	1			1		
<i>Platambus maculatus</i>	Bille						1
<i>Sialis</i> sp.	Mudderflue	1					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	Vårflue	16					
<i>Lepidostoma hirtum</i>	Vårflue	1					
Tipulidae	Stankelbein	30					
<i>Eloeophila</i> sp.	Småstankelbein	11					
<i>Dicranota</i> sp.	Småstankelbein			1			
Chironomidae	Fjærmygg	580	50	90	120	50	150
Ceratopogonidae	Sviknott	1		10			
Nematoda	Rundormer	110	10	30	5	45	44
Oligochaeta	Fåbørstemark	61	290	50	100	120	210
Hydrachnidia	Vannmidd	10			10	1	2
<i>Metretopus borealis</i>	Døgnflue	1					
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	Døgnflue	1	2				1
Leptophlebiidae	Døgnflue					1	10
<i>Nemoura</i> sp.	Steinflue	14				10	1
<i>Protonemura meyeri</i>	Steinflue			1			
<i>Capnia</i> sp.	Steinflue		10	90	2		4
<i>Leuctra</i> sp.	Steinflue	10					
<i>Leuctra fusca</i>	Steinflue	15					
Sum		863	362	272	238	227	423

Tabell 4. Forekomst av planktonkreps i Bangsjøene basert på vertikale håvtrekk 20-0 m samlet inn 14. og 15. august 2019. Forekomsten er oppgitt som biomasse (mg/m² tørrvekt) og antall individer (antall/m²).

	Ytre Bangsjø		Midtre Bangsjø		Østre Bangsjø	
	mg/m ²	antall/m ²	mg/m ²	antall/m ²	mg/m ²	antall/m ²
Vannlopper (Cladocera)						
Gelekreps (<i>Holopedium gibberum</i>)	31,1	831	31,0	461	25,3	476
Nåledafnie (<i>Daphnia longispina</i>)	2,4	113	54,9	3 133	7,0	559
Snabelkreps (<i>Bosmina longispina</i>)	41,2	8 230	19,5	5 285	40,8	8 154
Langhalerovkreps (<i>Bythotrephes longimanus</i>)	0,2	8	2,0	68	2,7	91
Hoppekreps (Copepoda)						
Spasmehops (<i>Heterocope saliens</i>) ad.	10,2	340	32,8	1 095	24,0	800
Trønderhops (<i>Arctodiaptomus laticeps</i>) ad.	27,0	3 375	21,7	2 718	24,4	3 050
Vingehops (<i>Cyclops scutifer</i>) ad.	75,2	13 666	76,2	13 854	91,4	16 610
Vingehops cop.	5,8	1 737	8,5	2 982	9,5	3 473
Vingehops nauplier	8,1	81 163	6,4	63 835	8,7	86 901
Total vannlopper	74,9	9 181	107,0	8 947	75,8	9 279
Total hoppekreps	126,3	100 279	145,7	84 485	157,9	110 834
Total dyreplankton	201,2	109 460	253,1	93 431	233,8	120 113
% biomasse vannlopper	37,2		42,4		32,4	
% biomasse hoppekreps	62,8		57,6		67,6	

4.2.2 Dyreplankton/Zooplankton

Prøvene av zooplankton viste et artsutvalg som kan betegnes som vanlig for innsjøer i Midt-Norge (tabell 4, Koksvisk 2011, Artsdatabanken 2020), og ingen av artene er oppført som rødlistet. Artene som ble funnet er vanlige arter med stor utbredelse i Norge. Total biomasse i prøvene viste lave mengder av dyreplankton i alle tre lokalitetene med henholdsvis 201 mg/m² i Ytre Bangsjø, 253 mg/m² i Midtre Bangsjø og 234 mg/m² i Østre Bangsjø. Lav biomasse i midtnorske innsjøer ligger typisk på under 300 mg/m², mens verdier på 300-500 mg/m² er ansett som middels biomasse (Arnekleiv mfl. 2007). Biomassen var dominert av hoppekreps (Copepoda) i alle tre lokalitetene (mellom 57,6 % og 67,6 %). Det var heller ingen forskjell i artssammensetning mellom de tre lokalitetene med samme fire vannloppe- og tre hoppekrepsarter i alle lokalitetene.

4.2.3 Mysis

Forekomst av mysis ble undersøkt i Ytre Bangsjø og ble funnet å være på 14,3 individer/m² (0,3 individer/m³, snitt av tre prøver). Dette er en noe lav individtetthet sammenlignet med andre innsjøer i Trøndelag hvor mysis har blitt innført i nyere tid (Snåsavatnet på 0,2 - 2,1 individer m⁻³, Selbusjøen på 0,4 - 2,8 individer m⁻³ og Lille Jonsvatnet på 0,1 - 10,2 individer m⁻³).

Tabell 5. Vannkjemiske analyser fra to ulike dybder fra de ulike bassengene i Bangsjøene, August 2019.

Lokaltet	Dybde (m)	pH	Konduktivitet	Ca2+	Farge
Østre Bangsjø	0	6.81	30	<2	10
	20	6.5	34	<2	5
Midtre Bangsjø	0	6.86	50	<2	10
	12	6.72	75	<2	5
Ytre Bangsjø	0	6.56	60	<2	5
	20	6.42	39	<2	5

4.3 Vannkjemi

Alle sikteprøvene (for alle bassengene i Bangsjøene) utført med secchiskive viste tegn til noe humusinnhold og brunlig gul farge med siktedybde 4,0-4,3 m. De kjemiske analysene viste også lite variasjon mellom bassengene (se tabell 5), dog med en svak øst-vest gradient i konduktivitet, pH og farge i overflateprøvene. Temperaturen i Midtre Bangsjø ble målt på 12 m dybde til 14,5 °C, mens den i Ytre Bangsjø ble målt til 8,5 °C på 20 m dybde.

4.4 Gyteforhold og vandringsmuligheter

Til tross for Bangsjøenes relativt store størrelse er nedslagsfeltet og nærliggende topografi utformet slik at det i realiteten er et fåtall relevante elver og bekker ørreten kan benytte til gyting. Mesteparten av lokalitetene av vesentlig størrelse befinner seg i dalstrøkene i øst, der topografien fører flere større elver inn i innsjøen. Totalt ti elver/bekker ble befart (figur 2), inklusive Reinsjøelva. Samtlige sidevassdrag og munning mot Bangsjøene ble befart med en vannstand på rundt kote 312.

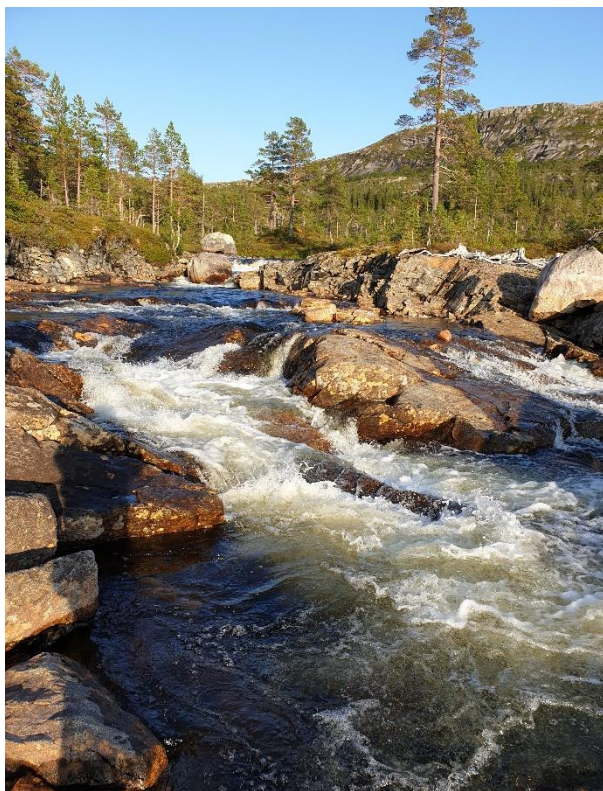
4.4.1 Bekk nord for Dettfosselva

Denne bekken ble befart som en representativ bekk for de mange mindre bekkene rundt Bangsjøene. Mesteparten av denne bekken er trolig kun tilgjengelig på HRV, hvor både vannstand (omtrent 10 cm i nedre deler) og mengde vegetasjon i løpet tilsier at denne bekken er utilgjengelig som gytebekk på de fleste vannstander i Ytre Bangsjø. Skulle fisken likevel komme seg opp på HRV, vil det være omtrent 15 m med tilgjengelig oppvekstareal med grovt substrat.

4.4.2 Dettfosselva

Ganske nært munningen (figur 14) kommer et 1.7 m høyt vandringshinder i form av en foss/langt stryk som må anses som et betydelig vandringshinder (se figur 13). Høyden på dette hinderet er spredt over et stryk med en strekning omtrent 2 m, med relativt høy vannføring. Over dette kommer ytterligere to hinder på en meter, med dype kulper imellom. Med en vannstand på kote 312 må dermed hele den 10 m brede Dettfosselva anses som utilgjengelig for fisk fra Bangsjøene, men det er ikke utenkelig at større ørret kan passere disse hindrene ved kote 315, evt. ved lavere vannhastighet. Over dette hinderet avdekkes ved el-fiske riktignok gode tettheter av 0+, 1+ og eldre fisk, men det er usikkert om dette stammer fra gytende fisk med opphav fra innsjøen eller om de stammer fra rekruttering lenger oppstrøms, hvor det fins en rekke innsjøer og system med sidebekker av vesentlig størrelse. Kulpene i strykpartiet like ved munningen er omtrent like dyp som hinderet i seg selv, og gir derfor gode muligheter for fisken til å kunne ta sats for eventuelle hopp.

4.4.3 Rødbergbekken



Figur 13. Strykpartier i Dettfosselva.



Figur 14. Munning mot Bangsjøene, Dettfosselva.

Fisk kan enkelt vandre opp fra Bangsjøene opp 300 m før den møter en hindring av vesentlig størrelse. Elva varierer mellom strykpartier og større høler. Substratet i elva er rødt/mørkt brunt farget og har generelt mye begroing. Ved el-fiske ble det avdekket relativt lave tettheter med ungfisk, men både årsyngel og 1+ ble funnet.

4.4.4 Bekk v. Lestessetran

Valgt ut som en representant for de ulike bekkene på nordsiden av Ytre og Midtre Bangsjøene. Som de andre mindre bekkene nord i Midtre Bangsjø preges denne bekken av relativt bratt stigning og munning anlagt noe høyt over vannstanden i selve innsjøen. Substratet virker noe grovt for gyting i de delene av bekken vi befarte, og vannføringen er ikke spesielt tilpasset de yngste årsklassene av ørret.

4.4.5 Bekk vest for Reinseta

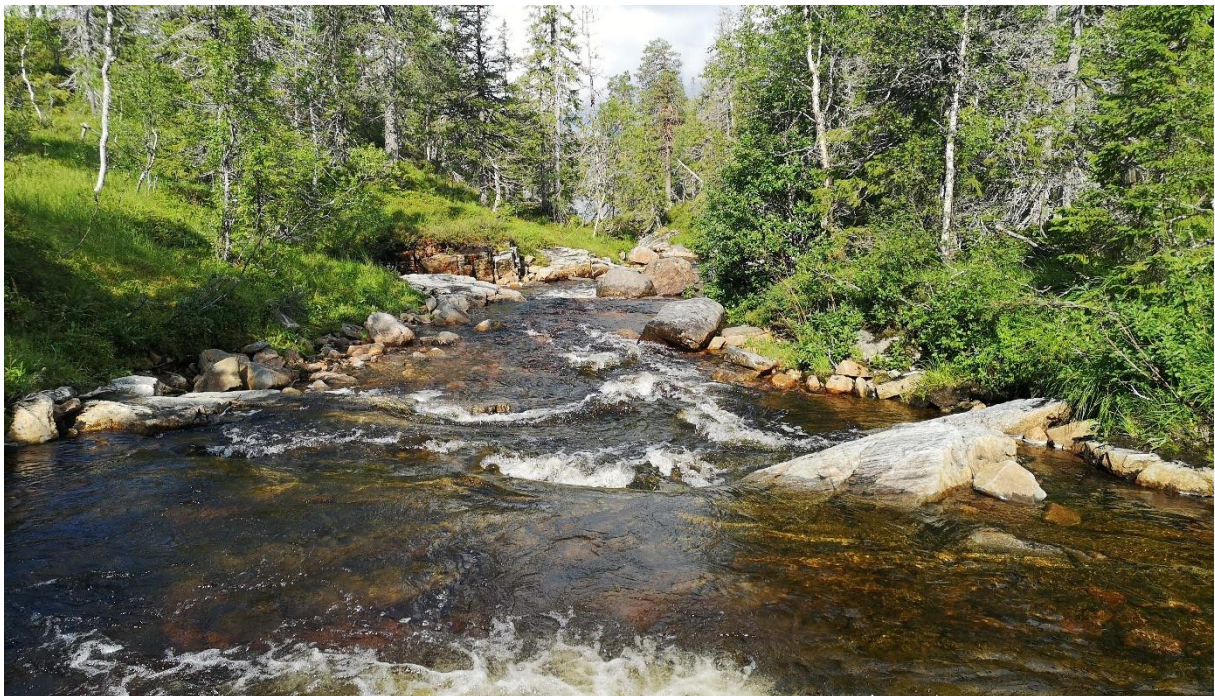
Denne 1-2 m brede bekken fungerer ytterligere som en kandidat for de mindre bekkene i periferien. Ingen vesentlig oppgangshinder markeres i starten på denne bekken, men mye av bekken er trolig tørrlagt på vinterstid, grunnet lav vannstand (maksimalt 10 cm) over større strekker. Observerer heller minimalt med gytegrus oppstrøms munningsområdet. En foss omtrent 300 m fra munning definerer endelig vandringshinder. Potensialet som oppvekstbekk er derfor til stede, men bidrar trolig lite til rekruttering.

4.4.6 Reinseta

Reinseta er en fem meter bred elv med kraftig fall og har høy vannføring. Variert substrat og gytegrus observert nær munningen. Etter 50 m møter man på første vandringshinder (en meter høyt), som trolig sperrer oppgang for de minste ørretene. Dog tilsier dybden på 1-1,5 m i hølen under at større ørret skal kunne forsure dette (forholdsrate mellom dybde i kulp vs. hinder 1-1,5; Ovidio mfl. 2007) og ta seg opp gjennom 170 m med moderate stryk (figur 16) til et endelig vandringshinder i en foss omtrent 225 m opp fra munningen.



Figur 15. Bekk vest for Reinseta.



Figur 16. Strykpartier, Reinseta.

4.4.7 Elv i Bjenndalen

Helt øst i Bangsjøene ligger denne elva som omringes av tett granskog de første 500 m. Både munning og nedre deler av elva tilsier at denne elva har strekninger med godt potensial som gyte og oppvekstområder. Vi befarte de første 500 m og fant ingen vesentlige hinder for vandring. Ved el-fiske oppstrøms første strykstrekning i den første svingen (figur 17) ble det funnet minst tre årsklasser av ørret. Variert substrat (fra grus til større blokker) med en rød og mørk brun farge.



Figur 17. Stasjon for el-fiske i elv i Bjenndalen.

4.4.8 Sandåa

Mye sand og finkornet sediment gir trolig navn til denne elva. Skremte vekk en større fisk (>25 cm) idet vi ankom, og ellers viste el-fiske tilstedeværelse av de yngste årsklassene. Etter knapt 100 m passerer elva en hengebro, som mest sannsynlig danner naturlig vandringshinder for fisk av alle størrelser.

4.4.9 Liabekken

Liabekken ble befart de første 300 m, hvor det ikke ble avdekket vandringshinder verken i munning eller i løpet av strekket. Etter en runde med avfisking i nedkant av første stryket ble det funnet to individer på rundt 10 cm, 30 årsyngel, samt fem stingsild. Vi konkluderer derfor med at denne bekken bidrar betydelig til rekruttering i Bangsjøene.

4.4.10 Reinsjøelva

Trolig er Reinsjøelva den elva som bidrar mest til naturlig rekruttering av ørret i vassdraget, noe som er vurdert etter å ha visuelt inspisert den første kilometeren av elva. Elva er i snitt 10-20 m bred og har varierende vannhastighet og substrattyper med periodevis dype holer (figur 18). Partiet som danner de første 500 m fra munningen på elva flyter meget sakte og er generelt dyp. Her er det muligens litt dårligere potensiale for rekruttering, men brukes trolig aktivt av litt større fisk. I tillegg ble et par av sidebekkene til Reinsjøelva vurdert som potensielle gytebekk-kandidater, dog med noe begrenset areal og dårlig egnet substrat for gytegroper.



Figur 18. Reinsjøelva ved Østre Bangsjøen er en elv av betydelig størrelse med stort potensiale for gyting og oppvekstområder for ørret.

5 Diskusjon og vurdering av tilstand i forhold til vannforskriften

Som i tidligere undersøkelser er det tydelig at Midtre Bangsjø har noe større utvalg av fisk enn i de to andre bassengene. Generelt var fangsten betydelig bedre og individene mindre i Østre Bangsjø. Det kan indikere at det er i dette området det forekommer mest rekruttering i nærliggende bekker og elver, dersom en antar at fisken holder seg i nærheten av sin opprinnelige bekk den første perioden etter å ha vandret ut fra oppvekstbekken. Det var riktignok sterk vindretning fra vest, noe som kan ha påvirket fordelingen av fisk ved å følge plankton mot øst, hvor det ble funnet 10-20 % mer dyreplankton. Fiskens kondisjonsfaktor var lik tidligere observert (K 0,92 vs. 0,94 i 1986), noe redusert fra toppåret i 1990 ($K = 0,99$), men dette året produserte unormalt fet fisk. Ved å standardisere $K = 0,92$ fra 2019 for å kunne sammenligne med historiske tall, blir den standardiserte verdien 0,98 fra 2019 sammenlignbar med serien fra 1967 til 1990 (Arnekleiv og Ofstad 1991), hvor K har ligget ganske stabilt rundt 1.

Magreprøvene til de sterkest parasittinfiserte individene avdekket enten stingsild eller intet innhold, noe som trolig henger sammen med at det var de største (magreste, fiskespisende) individene som var sterkest infisert. Dette kommer også delvis frem av kondisjonsanalysen, hvor individene i Ytre Bangsjø stort sett ble magrere med størrelse. I Østre- og Midtre Bangsjøene er utviklingen flat, men vi fanget nesten utelukkende fisk under 30 cm, noe som tyder på at fisken ikke var næringsbegrenset før den nådde denne størrelsen. Fisk over 30 cm utgjorde 8,4 % av all bunngarnfangsten, noe som er en reduksjon fra 12 % fra 1990, 22 % i 1988 og 11 % i 1985. Denne reduksjonen kan skyldes overbefolkning, i den grad at et overbefolket vann vil ha en ubalanse mellom antall fisk i forhold til næringsgrunnlaget. Dersom potensialet for ytterligere vekst ikke er tilstede, vil resultatet dermed kunne observeres som tidlig kjønnsmodning. Bakgrunnen for reduksjonen trenger dog ikke nødvendigvis være en reguleringseffekt, men kan også skyldes en evolusjonær endring som følge av lokalt fisketrykk eller klimatiske årsaker. En reduksjon i maksimal størrelse hos innlandsfisk de siste 50 år er dog muligens et generelt observert fenomen og krever en større forskningsutredning også i innsjøer som ikke er regulerte. I tillegg er det krevende å sammenligne moderne resultater med historiske serier, ettersom både dybdeprofilene og maskeviddene brukt i garn viser forskjeller. For å kunne ha sammenligningsgrunnlag for utvikling i populasjonens størrelsesfordeling kreves det derfor å fiske med tilsvarende metode som det ble gjort tidligere, hvilket ikke ble finansiert i 2019.

Ifølge tabell 6.8 i veilederen for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) klassifiseres tilstanden på fiskebestandene fra «dårlig» til «moderat», ut i fra en CPUE på 3,6. Endelig klassifisering avhenger av det totale oppvekstareale, hvor det vil være en vesentlig jobb å kvantifisere dette for en innsjø med totalareal på 21 km². Det legges til grunn at dersom klassifiseringen på fisk i forhold til fangsteffektivitet skal være «moderat», må ratioen mellom oppvekstareal (i m²) og innsjøareal (i hektar, 10000 m², hvor Bangsjøenes areal er 2100 hektar) være ≤ 25 . Dette betyr at naturlig total oppvekstareal må være mindre enn 52500 m² for at tilstanden til ørretbestanden skal være moderat og ikke dårlig.

Det er derimot tvilsomt at oppvekstratio og at tabell 6.8 er anvendelig til bruk i fastsetting av økologisk tilstand i større fjellinnsjøer. Heller synes tabellen bedre egnet for små forsuredde innsjøer (Sandlund mfl. 2015), som det indikeres i tabellteksten. I så måte tilbys det ingen alternativ i veilederen, men et alternativ vi foreslår er å benytte en nærliggende metodikk (Ugedal mfl. 2005), som tilbyr et alternativ til benyttelse i karakterisering og klassifisering av innlandsbestander av ørret. Ut i fra denne metodikken benyttes kun garnseriene fra 0-6 m for å fastsette tetthet, hvor en CPUE under 5 indikerer «tynn» bestand, 5-15 indikerer «middels tett», mens over 15 indikerer «tett» bestand. Ved å kun benytte garnseriene satt grunnere enn 6 m ($n = 96$, ant. Garn = 32) blir det 6,66 ørret pr. 100 m² relevant garnflate, eller en «middels tett» bestand, på grensen til «tynn». Det at det er såpass stor forskjell mellom CPUE (3,64) og CPUE pr. relevant garnflate (6,66) henger trolig sammen med at fisken stort holder seg til det øverste vannlaget hvor det fins rikelig med lys og at siktedybdn i august var rimelig lav i Bangsjøene (4 - 4,3 m).

Tabell 6. Historiske prøvofiskedata fra 1967 (før regulering)-1990, inklusive år med oppdemningseffekter (skannet kopi fra Arnekleiv og Ofstad 1991).

Tabell 1. Fangstutbytte pr. garnnatt i antall og vekt (gram) på utvalgte felles maskevidder og hele garnserier 1967-1990.

Merk: Det er benyttet noe ulike garnserier i ulike år.

1967-1978 vesentlig serier bestående av 1x 16,18,20,22,24 og 28 omfar

1978-1984 vesentlig serier bestående av 1x 18,22,24,28 og 32 omfar

1985-1990 vesentlig serier bestående av 1x 16,18,22,24 og 2x 30 omfar

År	Mnd.	26 mm		35 mm		Hele serien		Gj.sn. vekt	Totalt ant. garnnetter	Kilde
		Ant.	Vekt	Ant.	Vekt	Ant.	Vekt			
1967	juli	3,8	906	0,75	275	2,2	544	272	66	Ofstad 1967,1969,1985
1969	?	-	-	-	-	2,0	444	222	?	"
1976	aug.	3	524	7	2165	6	887	222	?	Ofstad 1985
1978	aug.	8	1376	2	476	7	1013	145	28(?)	"
1983	aug.	3	533	2	829	4	611	153	?	"
1984	juli	6	1214	1	414	4	727	182	28	"
1984	sept.	3	468	1	87	4,5	447	99	28	"
1985	juni	0,5	99	0,25	93	2,0	335	168	28	Arnekleiv og Koksvik 1986
1985	sept.	3	495	0,25	74	1,7	253	147	28	"
1987	juni/ juli	4,0	600	0	0	2,5	412	165	7	Snåsa fjell- styre 1987
1988	juli	3,5	800	0,75	350	2,8	679	240	28	Arnekleiv 1988
1990	juni	2,6	658	0,50	364	2,6	497	190	42	Arnekleiv 1990
1990	aug.	3,0	498	0,75	225	2,2	356	160	42	"
1990	sept.					4	767	192	7	Nashong 1990

For Bangsjøenes vedkommende ble fisket i årene 1983-1986 betegnet som «dårlig», hvilket betyr at utviklingen er flat eller forbedret de siste 35 år. Dessverre er ikke historiske data å oppdrive, hvilket betyr at vi må henvise til de historiske rapportene om reguleringseffektene i Bangsjøene (Ofstad og Arnekleiv 1991). Ifølge historiske prøvofiskefiskeserier (tabell 6), ble fangst i 1967 beregnet til 2,2 fisk pr. garnnatt med Jensen-serier, noe som også ble funnet i årene etter at oppdemningseffektene ble borte. Her betegnes oppdemningseffekter i forbindelse med opprettelse av en regulering, hvor man ofte generelt observerer svært gunstige forhold for fisk når nye arealer demmes ned i de første årene etter en ny regulering. Med andre ord fins det rom til å anta at mengden fisk i Bangsjøene har forblitt uendret siden 1967 før regulering, hvor bestanden kategoriseres som «tynn» iht. tabell 6 i Ugedal mfl. (2005). Dermed kan det tolkes dithen at bestanden dermed er i «svært god» tilstand i henhold til tabell 6.2 og 6.3 i et alternativt forslag til fisk i vannforskriften (Sandlund mfl. 2013), til tross for det naturlige middels dårlige fisket. Riktignok ble ulike former for standardiserte garnserier benyttet, også sett i forhold til dagens standard, så sammenligning bør gjøres på forsiktig grunnlag.

Den sterke dominansen av fjærmygg og fåbørstemark i bunndyrprøvene var ikke uventet med tanke på at strandsonen er blitt utvasket som følge av flere tiår med regulering av magasinet. Bangsjøene har en regleringshøyde på opptil 10 m og undersøkelser har vist at mange bunndyr forsvinner eller mister sin betydning som fiskeføde når reguleringshøyden kommer opp i 10-12 m, og for enkelte arter som nordlig marflo, bare ved 5-6 m (Økland 1995, Brabrand 2010). Dette er

særlig tilfelle her, hvor marflo og snegler fantes i relativt store antall før regulering (5-32 ind. pr m², Arnekleiv og Ofstad 1991). I tillegg til reguleringshøyden vil også måten magasinet blir manøvrert på ha betydning for sammensetningen av bunndyr. Dersom det er hyppig opp- og nedkjøringer eller uregelmessige svingninger i vannstand er vil dette gi større skader enn om endringene er sjeldnere og regelmessige. Tid på året når reguleringsssonen tørrlegges vil også spille inn, f.eks. ved at egg forhindres i å utvikles eller klekkes som følge av tørrlegging. Med en reguleringshøyde på 10 m, vil forholdet mellom reguleringshøyde og 2 ganger siktedybde (4,1 m) bli $10 / 2 \times 4,1 = 1,22$. Dette tilsvarer «svært dårlig» (ratio mellom reguleringshøyde og 2 x siktedybde > 0,8) i henhold til tabell 6.19 i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

Artssammensetningen av dyreplankton i de tre lokalitetene er omtrent lik med det som ble funnet i 1984-85 (Arnekleiv og Koksvik 1986), med seks av syv arter som de samme. Forskjellen er at i 1984-85 var den eneste observerte dafniearten hittedafnie (*Daphnia galeata*), mens den eneste observerte dafniearten i 2019 var nåledafnie (*Daphnia longispina*). Dette er samme endring som er funnet i Lille Jonsvatnet etter utsetting av mysis, hvor man har observert en overgang fra hittedafnie til nåledafnie (Koksvik og Reinertsen 2012).

Den lave observerte dyreplanktonbiomassen fra de tre Bangsjøene i 2019 (201 – 253 mg/m² tørrvekt) var ikke langt unna det som ble observert i 1984-85 (68 – 165 mg/m² tørrvekt). Begge undersøkelser konkluderer med at innsjøene under ett har en lav biomasse. Dette kan være et resultat av predasjonspress fra mysis, noe som er godt dokumentert fra en rekke undersøkelser (Lasenby og Langford 1973, Langeland 1981, 1988, Langeland mfl. 1991a, Spencer mfl. 1999, Koksvik mfl. 2009). Bangsjøene mangler også røye, som kan opptre som en hard predator på større vannlopper. Uten røye i fiskesamfunnet skulle man forvente en større mengde dafniearter i dyreplanktonsamfunnet enn det som er funnet. Det er naturlig å se dette i sammenheng med predasjon fra mysis.

Tettheten av mysis er noenlunde sammenlignbar med den som ble funnet i Ytre Bangsjø i årene 1984-90 (8-10 individer/m²), med unntak av året 1985 hvor tallet lå på 26-29 individer/m². Den observerte tettheten er sannsynligvis for lav, da resultatet fra en av de tre prøvene ser ut til å være for lav. Mengde dyr i den ene prøven indikerer at håven ikke har fanget slik den skal. Om man ekskluderer denne prøven blir resultatet en tetthet på 21,3 individer/m² (0,4 individer/m³, snitt av to prøver), noe som fremdeles er sammenlignbart med det som ble funnet i Ytre Bangsjø i årene 1983-90. Den lave tettheten av mysis kan også henge sammen med en predasjon fra ørret gjennom tidlig sommer (juni/juli), noe som har blitt avdekket i tidligere (Arnekleiv og Koksvik 1986) og nye (prøvefiske i Jonsvatnet, juni 2020) undersøkelser. Til tross for at det i august 2019 ikke ble funnet at ørreten hadde fortært mysis, var kjøttfargen for eldre årsklasser relativt rød sammenlignet med ørret fra andre reguleringsvann uten mysis (Kielland mfl. 2020). Dette kan indikere at den i perioder kan livnære seg på denne krepsdyrarten, muligens i sammenheng med perioder med større siktedybde.

Bangsjøene har tidligere blitt klassifisert til typologien «Stor, kalkfattig, klar (TOC2-5)» (<https://vann-nett.no/portal>, innsjø 138-27184-L). Denne klassifiseringen tilsier stor størrelse (5-50 km²), kalsiumverdier på Ca mellom 1-4 mg/L (kalkfattig), Pt-verdi under 30 (klar). Disse parametrene støttes videre av våre vannkjemiske undersøkelser (tabell 5). Ifølge tabell 7.1 i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2013) tilsvarer pH-verdier over 6.6 «svært god» økologiske tilstandsverdier for slike innsjøer. Ytre og Østre Bangsjøene kategoriseres derfor til «God» tilstand med tanke på vannkemi, ettersom enkeltverdier av pH faller under denne grenseverdien. Selv om det riktignok bør tas fire prøver årlig for sikker fastsetting av kjemisk tilstand (prøver tatt om våren under snøsmeltinga vil gjerne ha lavere pH), representerer disse målingene en økning i pH for Bangsjøene siden 80 tallet da verdiene lå mellom 6,0 – 6,6 (Arnekleiv og Koksvik 1986).

I og med at den lave bestanden av mysis har en sterk påvirkningsevne på den naturlige planktonbestanden og næringsutvalget i strandsonen synes negativt påvirket av reguleringen, konkluderer vi med at en eventuell økning av ørretbestanden ikke vil være en god idé på nåværende tidspunkt for kvaliteten i ørretfisket. For å øke mengden fisk må dermed næringsgrunnlaget økes, men det

er vanskelig å se hvordan dette skal gjøres uten å gjenopprette moderat til god økologisk tilstand for hydromorfologiske parametere og tilstedeværelse av terskelindikatorarter. For å kunne oppnå «god» status i forhold til reguleringshøyde og vannforskriften vil det kreve en reguleringshøyde på 5 m eller under 3,3 m, dersom det skal tas høyde til den lave siktedybd. Endring av HRV og LRV inngår dog ikke i revisjonsvilkår for svært modifiserte vannforekomster. Derimot, ved å bruke alternativ metodikk, kan Bangsjøenes bestand av ørret anses å være for overbefolket til næringsgrunnlaget. Denne konklusjonen støttes av relativt magre parasitterte individer, spesielt blant de større individene. Dersom det aksepteres at grunnlaget for en fiskestamme maksimalt tillater en «tynn» bestand, kan bestanden forvaltes slik at man fisker de minste individene ut (Ugedal mfl. 2007, Amundsen mfl. 2015, Johnsen mfl. 2019), for å tillate mindre konkurranse og mer mat til de største individene. Et slikt uttynningsfiske over en eksempelvis femårsperiode må i så fall kombineres med en fredning av de største (kannibaler/fiskespisende) individene.

6 Referanser

- Amundsen, P. A., A. Smalås, R. Knudsen, R. Kristoffersen, A. Siwertsson, og A. Klemetsen. 2015. *Takvatnprosjektet, forskning og kultivering av en overbefolkta røyebestand*. UiT Norges Arktiske Universitet, Septentrio Reports. **5:1-55**.
- Appelberg, M., H. M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi, og M. Rask. 1995. *Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring*. Water Air and Soil Pollution **2:401-406**.
- Arnekleiv, J. V., og J. I. Koksvik. 1986. *Fisk, Zooplankton og Mysis relicta i Bangsjøene 1983-1985*. **3:1-23**.
- Arnekleiv, J. V., J. I. Koksvik, J. Koksvik, G. Kjærstad, og L. Rønning. 2007. *Fiskebiologiske undersøkelser i Limingen 2006*. NTNU Vitenskapsmuseet, Zoologisk notat. **2007-3:1-26**.
- Arnekleiv, J. V., og K. Ofstad. 1991. *Reguleringsvirkninger på fisk og fiske i Bangsjøene*. Fiskerisakkyndig uttalelse til overskjønn, Trondheim.
- Artsdatabanken. 2020. *Arter på nett*. www.artsdatabanken.no/Pages/236848/I_ferskvann. Besøkt April, 2020.
- Botrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurosawa, P. Larsson, og T. Weglenska. 1976. *A review of some problems in zooplankton production studies*. Norwegian Journal of Zoology **24:419-456**.
- Brabrand, Å. 2010. *Virkning av reguleringshøyde og ulik manøvrering på næringsdyr i reguleringsmagasiner*. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Rapport. **281:1-40**.
- Departementsgruppen vanndirektivet. 2014. *Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak*. Veileder. **2014:1:27**.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 2002. *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner*. Håndbok. **22:1-29**.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. 2013. *Klassifisering av miljøtilstand i vann- Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Veileder. **2:1-254**.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. 2018. *Klassifisering av miljøtilstand i vann- Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Veileder. **2:1-222**.
- Frost, S., A. Huni, og W. E. Kershaw. 1971. *Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna*. Canadian Journal of Zoology **2:167-173**.
- Haugland, Ø., og I. M. V. Hjelle. 2015. *Frie fiskeveger: utbedring av vandringshinder for fisk*. Statens Vegvesen, Rapport. **459:1-73**.
- Jansen, P. A., H. Slettvold, A. G. Finstad, og A. Langeland. 2002. *Niche segregation between Arctic char (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta): an experimental study of mechanisms*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **1:6-11**.
- Johnsen, S. I., O. T. Sandlund, A. Eloranta, K. Ø. Gjelland, K. M. Bærum, J. G. Dokk, og K. A. E. Bækkeli. 2019. *Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune - Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik*. Norsk institutt for naturforskning, Rapport. **1517:1-58**.
- Kielland, Ø. N., L. Rønning, og A. S. Tellesbø. 2020. *Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Indre Fosen*. NTNU Vitenskapsmuseet, Naturhistorisk rapport. **2020-3:1-39**.
- Koksvik, J. I. 2011. *Status for ørretbestanden i Store Tallsjøen, Tolga kommune, 36 år etter første observasjon av ørekyte*. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. **2011-1:1-27**.
- Koksvik, J. I., og H. Reinertsen. 2012. *Planktonundersøkelser i Jonsvatnet, Trondheim kommune, etter introduksjon av Mysis relicta. Oppsummering av resultater fra langtidsserien i perioden 1980-2011*. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. **2012-3:1-38**.
- Koksvik, J. I., H. Reinertsen, og J. Koksvik. 2009. *Plankton development in Lake Jonsvatn, Norway, after introduction of Mysis relicta: a long-term study*. Aquatic Biology vol. 5 **3:293-304**.
- Langeland, A. 1977. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976*. K. norske Vidensk. Selsk., Rapport Zool. Ser. **1977-9:1-30**.
- Langeland, A. 1981. *Decreased zooplankton density in two Norwegian lakes caused by predation of recently introduced Mysis relicta*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie **21:926-937**.
- Langeland, A. 1988. *Decreased zooplankton density in a mountain lake resulting from predation by recently introduced Mysis relicta*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie **23:419-429**.
- Langeland, A., J. I. Koksvik, og J. Nydal. 1991a. *Impact of the introduction of Mysis relicta on the zooplankton and fish populations in a Norwegian Lake*. American Fisheries Society Symposium **9:98-114**.

- Langeland, A., J. H. L'Abée-Lund, B. Jonsson, og N. Jonsson. 1991b. *Resource Partitioning and Niche Shift in Arctic Charr *Salvelinus alpinus* and Brown Trout *Salmo trutta**. *Journal of Animal Ecology* **3:895-912**.
- Lasenby, D. C., og R. R. Langford. 1973. *Feeding and assimilation of *Mysis relicta**. *Limnology and Oceanography* **18:280-285**.
- Lasenby, D. C., T. G. Northcote, og M. Fürst. 1986. *Theory, Practice, and Effects of *Mysis relicta* Introductions to North American and Scandinavian Lakes*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **6:1277-1284**.
- Økland, J. 1995. *Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer*. Vett & Viten. **287 s.**
- Ovidio, M., H. Capra, og J. C. Philippart. 2007. *Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers*. *Fisheries Management and Ecology* **1:41-50**.
- Rosen, R. A. 1981. *Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton*. *Journal of Freshwater Ecology* **1:225-229**.
- Sandlund, O. T., T. G. Heggberget, R. Saksgård, og F. Staldvik. 2015. *Fiskebiologiske undersøkelser i Tunnsjøen og Tunnsjøflyan, 2014*. Norsk Institutt for Naturforskning, Rapport. **1-43**.
- Sandlund, O. T. r., M. A. Bergan, Å. Brabrand, O. Diserud, H. P. Fjeldstad, D. Gausen, J. H. Halleraker, T. Haugen, O. Hegge, I. P. Helland, T. Hesthagen, T. Nøst, U. Pulg, A. Rustadbakken, og S. Sandøy. 2013. *Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem*. Miljødirektoratet, Rapport. **M22-2013:1-60**.
- Spencer, C. N., D. S. Potter, R. T. Bukantis, og J. A. Stanford. 1999. *Impact of predation by *Mysis relicta* on zooplankton in Flathead Lake, Montana, USA*. *Journal of Plankton Research* **21:51-64**.
- Ugedal, O., B. K. Dervo, og J. Museth. 2007. *Erfaringer med tynningsfiske i innsjøbestander i Norge*. NINA, Rapport. **282:1-64**.
- Ugedal, O., T. Forseth, og T. Hesthagen. 2005. *Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander*. NINA, Rapport. **2005:73**.
- Watkins, J., L. Rudstam, og K. Holeck. 2011. *Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations*. Tilgjengelig: <https://ecommons.cornell.edu/handle/1813/24566>. Besøkt April, 2020.

Vedlegg

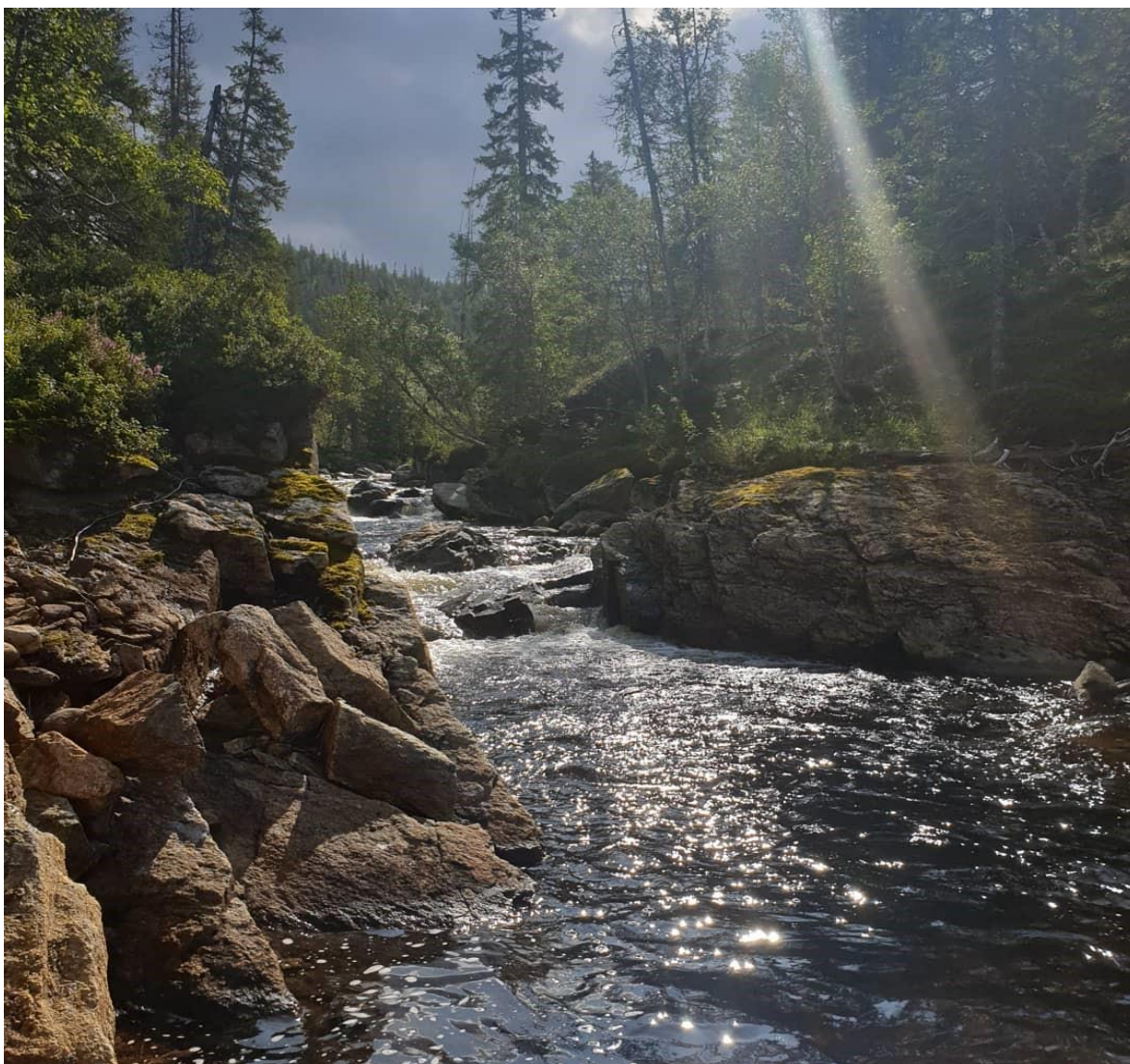
Vedlegg 1 Bilder fra bekkebefaring



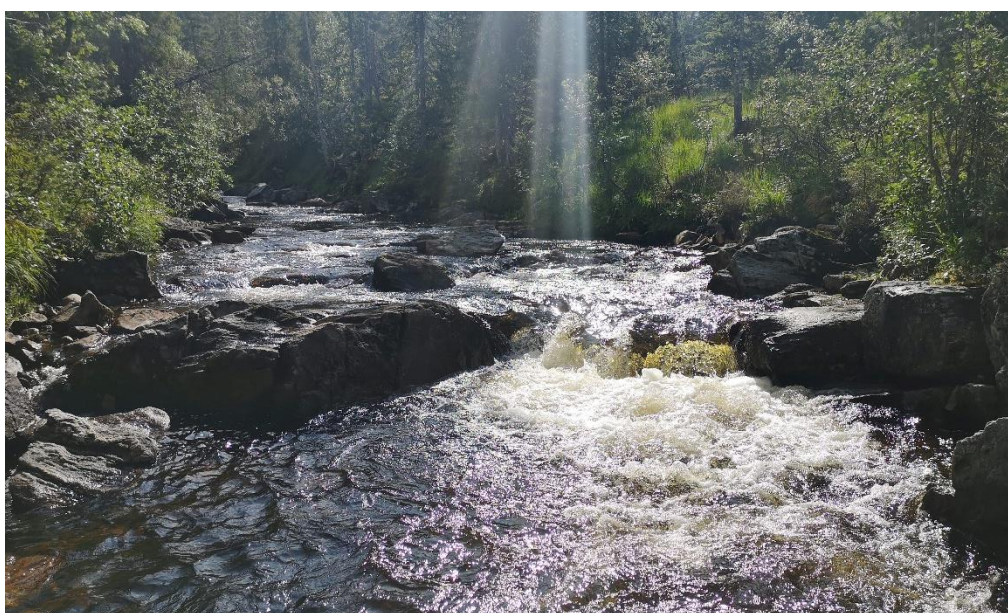
Figur V1. Reinsjøelva



Figur V2. Munningen til Reinseta byr på ingen hinder for oppgang opp til de første delene av Reinseta.



Figur V3. Strykpartier i Reinseta.



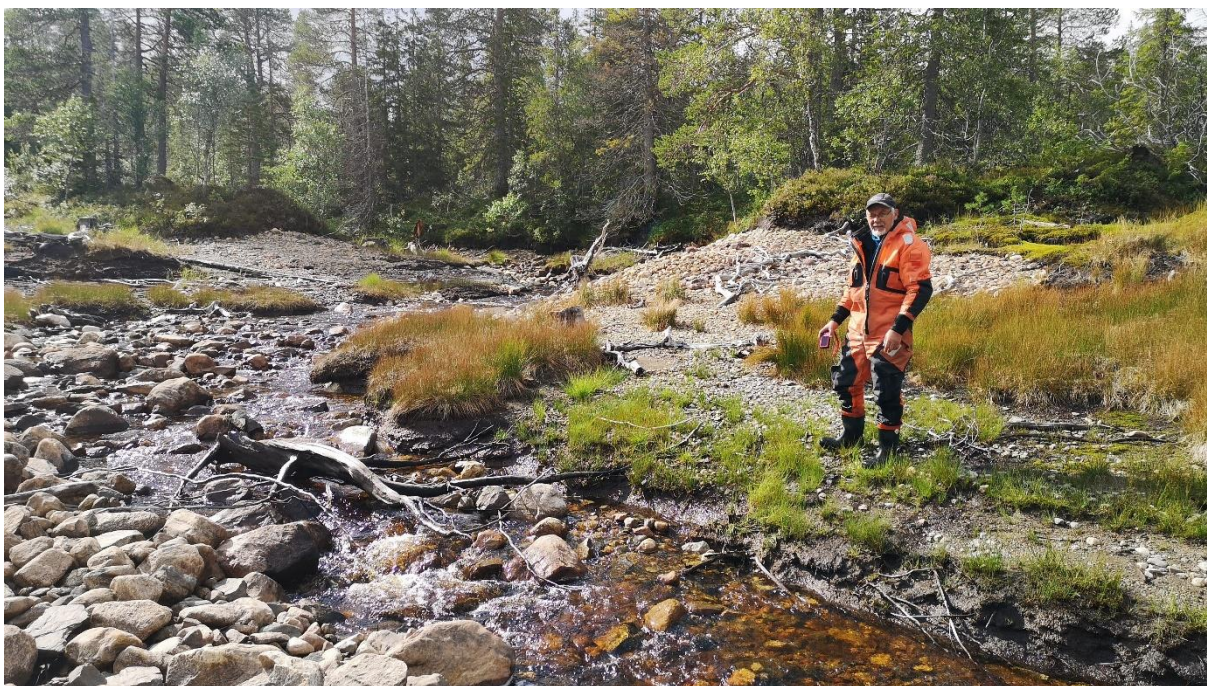
Figur V4. Strykpartier i Reinseta, forts.



Figur V5. Endelig vandringshinder i Reinseta.



Figur V6. Strandsone ved bunngarn (G St. 7) og bunndyrstasjon (B St. 6) Østre Bangsjøen.



Figur V7. Munning av bekk vest for Reinseta.



Figur V8. Rolige strykpartier i elv i Bjenndalen.



Figur V9. Parti oppstrøms el-fiskestasjon, elv i Bjenndalen.



Figur V10. Strandsone ved bunndyrstasjon,



Figur V11. Ørret fanget i Midtre Bangsjøen.



Figur V12. Utsikt fra Letnessetran, sørover mot Midtre Bangsjøen.

NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Institutt for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Instituttet påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-245-6
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/museum